

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

**MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE**

INSTITUT DES SCIENCE DE LA MER ET DE L'AMENAGEMENT DU LITTORAL

I.S.M.A.L.

**PROJET DE FIN D'ETUDE POUR L'OBTENTION DU DIPLOME
D'INGENIEUR D'ETAT EN SCIENCES DE LA MER**

THEME

**CONTRIBUTION A L'ETUDE DE LA DISPERSION DES BACTERIES FECALES
DANS L'EAU DE MER, REJETEES PAR L'EMISSAIRE DU CENTRE DE
THALASSOTHERAPIE : MODELISATION ET EVALUATION DE LA QUALITE
MICROBIOLOGIQUE.**

Présenté par : S.T. BOUCHEMLA

Soutenu publiquement le 15 AVRIL 1998 devant le jury composé de :

M^r SELLALI B. , maître assistant (I.S.M.A.L.).....Président

M^{me} SELLALI H., chargée de cours (I.S.M.A.L.)..... Rapporteur

M^r BOUKORT R. , maître assistant (I.S.M.A.L.).....Examineur

M^r REFES W. , maître assistant (I.S.M.A.L.).....Examineur

ANNEE UNIVERSITAIRE 1997-1998

Sommaire

Introduction.....	1
1.Généralités.....	2
1.1. La flore microbienne dans le milieu marin.....	2
1.2. La pollution bactérienne en milieu marin.....	3
1.2.1. Les agents de pollution microbienne en mer.....	4
1.2.2. Définition des germes tests de contamination fécale.....	5
1.2.2.1. Les coliformes totaux (CT).....	6
1.2.2.2. Les coliformes fécaux (CF).....	6
1.2.2.3. Les streptocoques fécaux (SF).....	6
1.2.3. Etude des paramètres physico-chimiques.....	7
1.2.3.1. La salinité.....	7
1.2.3.2. Le potentiel d'hydrogène (pH).....	7
1.2.3.3. La matière en suspension (M.E.S).....	8
1.2.3.4. Les sels nutritifs.....	8
1.2.3.5. La température.....	8
1.2.4. Etude de la dispersion.....	9
1.2.4.1. Dynamique des pollutions microbiennes en mer.....	9
1.2.4.2. La dispersion bactérienne en mer.....	9
1.2.4.3. Le pouvoir auto-épurateur de l'eau de mer.....	12
1.2.4.4. Evolution d'une pollution bactérienne.....	15
1.2.4.5. Etude de courantologie.....	17
1. Matériel et méthodes.....	18
2.1. Présentation de la zone d'étude.....	18
2.1.1. Situation géographique.....	18
2.1.2. Description du site d'étude.....	18
2.1.3. Choix des stations.....	21
2.1.4. Les prélèvements.....	22

2.2. Méthodes d'étude.....	23
2.2.1. Etude paramétrique.....	23
2.2.1.1. La température.....	23
2.2.1.2. Le pH.....	23
2.2.1.3. La salinité.....	23
2.2.1.4. Dosage des nitrites (NO ₂ ⁻).....	23
2.2.1.4.1. Gamme de concentration.....	24
2.2.1.4.2. Prélèvement, conservation et analyse.....	24
2.2.1.5. Dosage des nitrates (NO ₃ ⁻).....	24
2.2.1.5.1. Gamme de concentration.....	24
2.2.1.5.2. Prélèvement, conservation et analyse.....	24
2.2.1.6. La matière en suspension.....	24
2.2.2. Etude de la dynamique du rejet.....	25
2.2.2.1. Mesure du débit.....	25
2.2.2.2. Les traceurs naturels.....	25
2.2.2.2.1. Les traceurs chimiques.....	25
2.2.2.2.2. Les traceurs biologiques.....	25
2.2.2.3. Les traceurs artificiels.....	26
2.2.3. Etude du mouvement des couches superficielles.....	26
2.2.4. Analyse bactériologique.....	26
2.2.4.1. Analyse de l'eau de mer.....	26
2.2.4.2. Analyse du sédiment.....	28
2.2.4.3. Evaluation et traitement des données.....	28
2.2.5. Etude de la diffusion microbienne.....	31
2.2.5.1. Diffusion bactérienne en fonction de la distance	31
2.2.5.2. Diffusion bactérienne en fonction de temps de séjour.....	31
2.2.5.2.1. Estimation de T ₉₀	32
3. Résultats et interprétation.....	33
3.1. Les paramètres physico-chimiques	33
3.1.1. La salinité	33
3.1.2. La température	34

3.1.3. Le potentiel d'hydrogène	35
3.1.4. La matière en suspension	36
3.1.5. Les sels nutritives [NO ₂], [NO ₃]	37
3.2. Résultats de l'analyse microbiologique de l'eau de mer	40
3.2.1. Evaluation de la qualité microbiologique de l'eau de mer	41
3.2.1.1. Les coliformes totaux	41
3.2.1.2. Les coliformes fécaux	44
3.2.1.3. Escherichia coli	45
3.2.1.4. Streptocoques fécaux	46
3.3. Evaluation de la qualité microbiologique de sédiment	48
3.4. Essais d'analyse globale	49
3.4.1. Etude du rapport coliformes fécaux / streptocoques fécaux	50
3.4.2. Etude de la relation des germes fécaux avec la M.E.S	51
3.4.3. Etude de la relation des coliformes fécaux dans l'eau de mer et dans le sédiment, avec la M.E.S.....	52
3.4.4. Etude de la dilution	53
3.2.1.1. Dilution des sels nutritifs	53
3.4.5. Etude de la décroissance bactérienne	54
3.4.5.1. Décroissance bactérienne en fonction des distances	55
3.4.5.2. Décroissance bactérienne en fonction du temps de contact	58
3.4.5.2.1. Décroissance et mortalité	59
4. Discussion générale	62
5. Conclusion générale	64
Bibliographie	66
Annexes	70

3.1.3. Le potentiel d'hydrogène	35
3.1.4. La matière en suspension	36
3.1.5. Les sels nutritives [NO ₂], [NO ₃]	37
3.2. Résultats de l'analyse microbiologique de l'eau de mer	40
3.2.1. Evaluation de la qualité microbiologique de l'eau de mer	41
3.2.1.1. Les coliformes totaux	41
3.2.1.2. Les coliformes fécaux	44
3.2.1.3. Escherichia coli	45
3.2.1.4. Streptocoques fécaux	46
3.3. Evaluation de la qualité microbiologique de sédiment	48
3.4. Essais d'analyse globale	49
3.4.1. Etude du rapport coliformes fécaux / streptocoques fécaux	50
3.4.2. Etude de la relation des germes fécaux avec la M.E.S	51
3.4.3. Etude de la relation des coliformes fécaux dans l'eau de mer et dans le sédiment, avec la M.E.S.....	52
3.4.4. Etude de la dilution	53
3.2.1.1. Dilution des sels nutritifs	53
3.4.5. Etude de la décroissance bactérienne	54
3.4.5.1. Décroissance bactérienne en fonction des distances	55
3.4.5.2. Décroissance bactérienne en fonction du temps de contact	58
3.4.5.2.1. Décroissance et mortalité	59
4. Discussion générale	62
5. Conclusion générale	64
Bibliographie	66
Annexes	70



INTRODUCTION

INTRODUCTION

Le progrès industriel et la croissance des populations dans les zones littorales, produisent une série de nuisances affectant négativement l'environnement marin.

La contamination côtière est d'un intérêt particulier parce qu'elle est le résultat des rejets domestiques et industriels. Les agents de cette contamination sont de nature physique, chimique ou biologique. La température, les ions inorganiques, les acides et alcalins, les substances toxiques et radioactives, et divers groupes de micro-organismes sont les plus importants.

Un des problèmes clé concernant le devenir des rejets en milieu marin est lié à la forme particulière ou dissoute, libre ou fixée suivant laquelle un polluant quelconque va quitter le champ proche d'émission pour se disperser.

Cette dispersion peut faire atteindre à la pollution des zones déclarées à risques pour l'homme (baignade, conchyliculture), ou l'environnement (Posidonies, peuplement benthiques, etc.).

Cette présente étude, se propose d'évaluer le flux polluant de l'émissaire du centre de thalassothérapie. Pour ce faire, la campagne de prélèvement menée du mois de juin 1996 à septembre 1996, a consisté en l'analyse de quelques paramètres physico-chimiques ($T^{\circ}C$, S‰, pH, sels nutritifs), et bactériologiques représentés par des bactéries à signification sanitaire (germes de pollution fécale), selon les méthodes préconisées par l'OMS/PNUE, (1995).

Des mesures de courants dominants dans la zone d'étude ont été effectuées, afin de déterminer les directions ainsi que la vitesse de la masse d'eau dès la sortie de l'émissaire.

La finalité de ce travail est la mise en évidence d'un coefficient d'extinction bactérienne dans l'espace et dans le temps (Z), qui a nécessité l'application d'une loi différentielle de premier ordre, permettant également l'évaluation du temps nécessaire à la disparition de 90% des germes (T_{90}) recherchés.

L'objectif principal de l'étude est l'amélioration des connaissances, pour une évaluation et une prévision de l'impact de la pollution bactérienne sur le site d'étude.



GENERALITES

1. GENERALITES

1.1 LA FLORE MICROBIENNE DANS LE MILIEU MARIN

Le milieu marin sert d'habitat à des animaux et à des plantes adaptés à des salinités élevées, aux basses températures (RITCHIE, 1957 *in* YUZABURO et *al*, 1974), à une oxygénation réduite, à des pressions souvent considérable (MORITA, 1974), et à de drastiques changements de ces paramètres. Bref, à des conditions de vie très spéciales.

Il est donc normal de rencontrer dans ce milieu une flore microbienne tout à fait différente de celle qui existe dans le sol, l'air et les eaux douces (BRISOU, 1955). Alors que la flore microbienne terrestre offre un grand nombre de genres et d'espèces, ZOBELL (1946 *in* DROOP et *al*, 1968) remarque la pauvreté qualitative de celle du milieu marin, état contrastant avec l'extraordinaire richesse de sa faune et de sa flore.

WAKSMAN (1924 *in* BRISOU, 1955) avait déjà insisté sur le petit nombre de cocci rencontrés dans le milieu marin, la rareté des espèces sporulantes et des bactéries Gram positives. Ce sont les bactéries Gram négatives qui prédominent (TANNER et HERBERT, 1982), leur proportion est estimée à 95% de l'ensemble de la microflore totale (tableau 1).

Tableau 1: Proportion des principaux groupes bactériens dans le sol et l'eau de mer (TAYLOR ET LOCHEAD, 1938; ZOBELL ET UPHAM, 1944 *in* BRISOU, 1955).

Groupes morphologiques	Sol % (Taylor et Lochead, 1938)	Eau de mer % (Zobell et Upham, 1944)
Bacilles Gram négatif	36	94.6
Bacilles Gram positif	46.5	1.2
Bacilles douteux	9.4	0.9
Cocci	3.8	2.8
Autres germes	4.2	0.5

Les espèces les plus répandues dans le milieu marin appartiennent aux genres suivants: *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Flavobacterium*, *Serratia*, *Vibrio*, *Cellvibrio* etc.

A côté de cette flore permanente rigoureusement adaptée aux conditions de la vie marine, une flore «accidentelle» d'origine terrestre et tout à fait passagère s'y distingue. Elle se rencontre le long du littoral, dans les baies et les estuaires et à proximité des villes, et est principalement représentée par les *Enterobacteriaceae* avec plusieurs espèces appartenant aux genres: *Escherichia*, *Klebsiella*, *Salmonella*, *Shigella* et *Proteus*.

Ces espèces ont à la fois un rôle en pathologie et un intérêt épidémiologique. De nombreux auteurs notent parmi elles, des espèces qui s'accommodent aussi bien à des conditions terrestres qu'à des conditions marines (BRISOU, 1955/1977; AUBERT, 1967/1978; BRISOU et DENIS, 1978; XU et *al* 1982; PLUSQUELLEC, 1984; GAUTHIER et PIETRI, 1989; MUNRO et *al*, 1989; POMMEPUY et *al*, 1990).

Les bactéries marines sont dans l'ensemble aéro-anaérobies. Les aérobies et anaérobies stricts sont rares; les bactéries fermentant le lactose sont peu nombreuses (BRISOU, 1955), elles ne sont pratiquement rencontrées que dans les eaux souillées de microbes terrestres.

1.2 LA POLLUTION BACTERIENNE EN MILIEU MARIN

La mer a depuis toujours constitué le réceptacle providentiel des eaux résiduaires des populations vivant sur ses rivages. La quantité est allée en augmentant, et du fait du développement industriel un apport substantiel de produits chimiques et de substances toxiques y est associé (LAPIQUE et BREITTMAYER, 1973).

Ces eaux urbaines, bactériologiquement et chimiquement très différentes des eaux marines, vont entraîner lors de leur arrivée en mer des modifications physico-chimiques ou biologiques de ce milieu et s'étendent sur des distances plus ou moins grandes selon leur dispersion et l'hydrodynamisme de la région réceptrice (AUBERT et AUBERT, 1967).

Les micro-organismes arrivent dans les mers par la voie fluviale, les ruissellements, ils peuvent être transportés par les vents, précipités par les pluies, conduits par les émissaires de toute nature (AUBERT, 1979). Ils sont éliminés par les animaux marins, terrestres, les oiseaux et l'Homme.

Une fois déversés dans les océans et les mers, les germes vont suivre trois destinées.

• Cellules libres

Ce sont des formes peu favorables à la survie en mer, car le milieu marin est un milieu dilué comparativement au sol, au tube digestif ou tout autre environnement dans lequel les micro-organismes sont présents. Cet état place les cellules en situation de carence et de stress, incapables de se reproduire, elles sont appelées à disparaître. Certaines résistent plus que d'autres, mais leur survie n'est que modestement prolongée (BRISOU et DENIS, 1978).

• Formes de résistance

Les spores ou cellules dormantes sont formées lorsque les conditions du milieu sont défavorables. Elles sont caractérisées par des propriétés physiques remarquables, elles résistent à la température, aux U.V., aux RX etc. Elles permettent aux micro-organismes d'attendre des conditions favorables.

Les kystes sont également des formes de résistances mais à la différence des spores ils caractérisent les parasites. Les kystes permettent aux parasites d'attendre le moment de rencontrer leur hôte.

Les formes 'L' représentent un état par lequel toutes les bactéries peuvent passer à un moment de leur existence. Ces formes sont réversibles (KLINBERGER et NOBEL 1935 *in* BRISOU et DENIS, 1978).

• Microbes adsorbés

C'est l'état le plus favorable. L'adsorption est un phénomène électrique qui met en jeu deux particules de charges opposées qui vont s'attirer et 'se coller'. La plus grosse particule attire les plus petites et devient l'adsorbent. Toutes les particules sont concernées par ce phénomène que ce soit les corpuscules en suspension dans l'eau ou dans l'air.

Les bactéries, les parasites et les virus sont donc adsorbés par les particules marines représentées par le plancton (phytoplancton et zooplancton) et le tripton (organismes morts, détritus et les substances colloïdales) au niveau desquelles les micro-organismes trouveront des conditions de vie acceptables.

• Microbes absorbés

Ils peuvent être ingérés par les micro-prédateurs qui sont nombreux à peupler le milieu marin, ces derniers absorbés par des macro-prédateurs peuvent faire remonter aux germes et substances associées, la chaîne alimentaire et affecter les derniers maillons par des pathologies majeurs.

Les organismes filtreurs y jouent un rôle important. Ils accumulent les polluants dans leurs organes et après consommation ils peuvent provoquer des maladies graves et transmissibles comme l'hépatite virale A, observé après l'ingestion de fruits de mer contaminés (LUND, 1982; PIETRI, 1982 in GAUTHIER et PIETRI, 1989), les fièvres paratyphoïdes A et B dues à *Salmonella paratyphi A et B*, le choléra (*Vibrio cholerea*) et la dysenterie due à *Shigella*.

Le meilleur moyen de comprendre le devenir et le comportement des microbiocénoses, consiste à mieux connaître les vecteurs, les réservoirs et les fixateurs.

Le germe fixé, représente la plus grande partie des communautés. De tous les fixateurs, le plancton demeure le plus important (BRISOU et DENIS, 1978). Le zooplancton se nourrissant de phytoplancton suit le chemin de ce dernier. Vecteur passif en cas de simple adsorption, le plancton devient un vecteur actif des germes lorsqu'il les absorbe. Il les conserve, les protège et les transporte aussi. Les bactéries fécales véhiculées par le plancton ont été retrouvées chez les alevins nourris de ce plancton (TYSSET et al, 1966 in BRISOU et DENIS, 1978).

Ces masses planctoniques et triptoniques suivent le mouvement des courants profonds et de surface. De là, les polluants, c'est - à - dire les micro-organismes allochtones suivent la destinée de ces supports, comme eux ils seront floculés, sédimentés, ou partiront "en voyage".

1.2.1 LES AGENTS DE POLLUTION MICROBIENNE EN MER.

Les eaux domestiques rejetées par les agglomérations littorales directement en mer, sont d'origine humaine comme l'est la quasi-totalité des germes pathogènes qui la polluent (virus, bactéries, champignons, levures). Il est donc primordial de connaître la composition et le comportement de ces eaux résiduaires déversées soit par les égouts, soit par les fleuves et les rivières pour évaluer les retombées susceptibles d'affecter le milieu receveur, c'est-à-dire le milieu marin.

La charge bactérienne de ces eaux usées est très élevée, 10^9 à 10^{10} germes/ litre (GAUTHIER et PIETRI, 1989). Il est admis qu'un individu adulte élimine environ 1kg d'excréta (solide ou liquide) par jour ou 57g de matières oxydables (BRISOU et DENIS, 1978) auxquelles il faut ajouter des matières en suspension.

Toutes ces bactéries, pour la plupart commensales du tube digestif de l'homme et des animaux homéothermes, ne sont pas dangereuses dans les conditions normales (GAUTHIER et PIETRI, 1989). Ce qui n'est pas le cas des germes pathogènes dont la présence, même à de faible concentration, représente un risque certain.

Les espèces pathogènes, à transmission hydrique sont réparties au sein de quatre genres:

- les salmonelles, dont le bacille de la typhoïde, des gastro-entérites;
- les shigelles, responsables de dysenterie;
- les vibrio, dont *Vibrio cholerea* responsable du choléra;
- les Entérobactéries, dont *Escherichia coli* qui est très répandu dans les selles. On retrouve ce bacille dans les eaux usées à raison de 200 à 500 millions par litre (AUBERT et AUBERT, 1978).

D'autres bactéries entériques sont utilisées pour évaluer le degré de pollution des eaux de mer, ce sont les Entérocoques ou streptocoques fécaux du groupe D de Lancefield. La plupart sont dénués de pathogénécité pour l'Homme. Les eaux usées en contiennent de 2 à 5 10^8 par litre en moyenne.

La consommation de coquillages et de poissons qui ont séjourné dans une eau de mer bactériologiquement polluée peuvent provoquer des manifestations pathologiques graves (typhoïde, salmonelloses, hépatite virale etc.). Le danger est certain et a été prouvé (AUBERT et AUBERT, 1978).

Donc, si la pollution bactérienne apparaît peu dangereuse pour les baigneurs qui n'ingèrent que de faible quantité d'eau durant la baignade, ils ne sont pas à l'abri des infections de la sphère O.R.L. tel que otites, conjonctivites et des infections dermatologiques.

1.2.2 DEFINITION DES GERMES TESTS DE CONTAMINATION FECALE

Un indicateur test doit répondre à un certain nombre de critères (BONDE, 1977 *in* PLUSQUELLEC, 1984) qui constitue une définition théorique:

- Etre présent quand les pathogènes le sont.
- N'être présent que lorsque les pathogènes constituent un danger.
- Etre plus abondant que les pathogènes.
- Etre plus résistant que les pathogènes.
- Se cultiver rapidement et sur milieu simple.
- Etre d'identification simple et rapide.
- Avoir une distribution au hasard et uniforme après homogénéisation.
- Se cultiver sur un milieu indépendamment de la flore secondaire.

Remarque: aucune bactérie ne répond à tous ces critères.

C'est ainsi que plusieurs témoins ont été choisis comme indicateur de contamination fécale. Il s'agit principalement des coliformes totaux, fécaux et des entérocoques fécaux ou streptocoques fécaux du groupe D de Lancefield (DUPRAY et *al*, 1990).

La raison de ce choix réside essentiellement dans le fait que la numération de ces bactéries est beaucoup plus simple et rapide (24 à 48 heures) que celle des espèces pathogènes (plusieurs jours) avec la nécessité d'identification sérologique (GAUTHIER et PIETRI, 1989).

La présence simultanée des coliformes (*E. coli*) et des entérocoques suffit à confirmer qu'il y a pollution (BRISOU et DENIS, 1978). Le dénombrement de ces indicateurs dans les selles humaines est repris par BRISOU (1979) dans le tableau suivant, d'après les travaux de HONTE et al, (1966).

Tableau 2: Le dénombrement des indicateurs fécaux dans les selles humaines.

Espèces	Nombre de germes/ g	Pourcentage
<i>Escherichia coli</i>	58 10 ⁶	46.77
Streptocoques fécaux	42 10 ⁶	33.87
Lactobacillus	24. 10 ⁶	19.35

Les *Escherichia coli* sont les témoins fidèles d'une contamination organique, et les Streptocoques constituent des populations adaptées au milieu marin (LECLERC, 1979).

1.2.2.1 Les coliformes totaux (CT)

Ce sont des bacilles Gram négatif aérobies et anaérobies facultatifs, ne sporulant pas et fermentant le lactose en produisant de l'acide et du gaz lors de leur croissance à 36°C, en moins de 48 heures (OMS/PNUE, 1995).

La valeur des coliformes totaux comme indicateur de la qualité sanitaire des eaux à usage récréatif et conchylicole est toute relative, car en plus des coliformes d'origine fécale, la technique dénombre des coliformes d'origine non-fécale. A cet effet, bien que l'utilisation des coliformes totaux comme indicateur de la pollution côtière soit répandue et traditionnelle, elle ne peut être justifiée face aux critères modernes d'indicateurs, et aux alternatives plus spécifiques qui sont maintenant disponibles (OMS/PNUE, 1995).

1.2.2.2 Les coliformes fécaux (CF)

Les coliformes fécaux sont des bactéries Gram négatif aéro-anaérobies facultatives, en forme de bâtonnets ne sporulant pas et fermentant le lactose en produisant des gaz en moins de 24 heures lors de leur croissance à 44.5°C. Ils produisent de l'indole en présence du tryptophane (OMS/PNUE, 1995). Ils sont aussi appelés coliformes thermotolérants, ils indiquent généralement une pollution fécale récente.

Bien qu'ils soient de bons indicateurs par de nombreux côtés, leur principale problème

réside dans leur temps de survie relativement court dans l'eau de mer, ce qui exige l'utilisation d'un indicateur supplémentaire tel que *Escherichia coli* qui est d'habitat intestinal exclusif.

1.2.2.3 Les streptocoques fécaux (SF)

Ce sont des cocci oblongs ou ovales en paire ou en courte chaîne, Gram positif, présentent une croissance dans le milieu de Rothe à 37°C (OMS/PNUE, 1995); ils sont catalase négative, micro-aérophiles ou anaérobies.

Ils sont originaires des intestins de l'homme et des animaux homéothermes et quand ils sont retrouvés dans l'eau de mer, ils indiquent une contamination fécale et un manque d'hygiène (OMS/PNUE, 1995). Les SF sont caractérisés par leur aptitude à se développer dans des conditions hostiles (LECLERC., 1979), car ils présentent une grande résistance vis-à-vis des inhibiteurs bactériens.

1.2.3 ETUDE DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES

L'eau de mer renferme un grand nombre de substances chimiques naturelles en solution qui vont la caractériser. Ces composés existent dans l'eau sous formes de traces ou en plus grandes quantités et sous certaine forme chimique. Toute augmentation de la concentration ou transformation due aux rejets entraîne des modifications des paramètres physico-chimiques qui ne sont pas sans danger pour l'environnement.

Toute variation de ces facteurs telle que la salinité, la température, du pH ou un apport de la matière en suspension (MES), provoqué par un rejet, est une pollution (ARNOUX, 1992).

1.2.3.1 La salinité

La première caractéristique de l'eau de mer est la salinité. Sa mesure est importante dans toute étude, car son influence sur la densité de l'eau de mer permet de connaître la circulation océanique, d'identifier les masses d'eaux d'origine différentes et de suivre leur mélange au large comme à la côte. En Méditerranée, la salinité est voisine de 38 à 39 pour mille, mais près des côtes elle varie entre 36 et 37 pour mille (IFREMER, 1986).

1.2.3.2 Le potentiel hydrogène (pH)

Voisin de 8.2 dans l'eau de mer, le pH est principalement fixé par la présence de carbonates CO_2 , HCO_3^- , CO_3^{2-} . La modification de la concentration en CO_2 , (respiration, photosynthèse, échange air - océan) ou en CO_3^{2-} (précipitation) entraînera une modification du pH. En milieu côtier et au niveau des estuaires, certains rejets industriels par leur apport d'eaux continentales sont la cause de variation de pH qui sera dans ce cas un bon indicateur de pollution. Cette variation reste très localisée, aussi bien dans l'espace que dans le temps, et cela du fait du caractère «milieu tampon» de l'eau de mer.

1.2.3.3 La matière en suspension (MES)

L'accumulation et la dispersion des contaminants dans un écosystème, sont en général traduites par les mouvements de ses particules fines. En raison de leurs propriétés anionique, les argiles et les complexes organiques en suspensions sont les principaux fixateurs des bactéries entériques (BRISOU et DENIS, 1978). Des particules en suspensions de faible dimension (inférieure à 20 μm) peuvent adsorber une certaine fraction des germes telluriques et ainsi les propager loin des lieux d'émission par diffusion turbulente (WOOD, 1963 *in* AUBERT et DESIROTTE, 1972).

Après décantation des MES, les sédiments peuvent constituer des réservoirs de germes, contaminant les eaux par leur remise en suspension (SYLVESTER *et al.*, 1956 *in* AUBERT et DESIROTTE, 1972). Des études sur les relations, bactéries - particules font ressortir que près des rejets, le pourcentage des bactéries libres est faible, inférieure à 7% pour la plupart des espèces bactériennes, mais loin du rejet, et par temps calme, le phénomène s'inverse, le pourcentage des bactéries libres domine et peut atteindre 100%. Si la mer est agitée, le pourcentage de bactéries libres tend à diminuer jusqu'à zéro (POMMEPUY, 1987).

1.2.3.4 Les sels nutritifs

Les sels nutritifs, sels d'azote et de phosphore en particulier, représentent un substrat chimique très important et qui est à la base de la chaîne alimentaire marine en intervenant directement ou indirectement dans tous les processus de la vie marine.

Les sels nutritifs ont plusieurs origines, continentales, volcaniques etc., mais la régénération à partir de la matière organique représente 97% des sels nutritifs présents. Les plus importants sont les sels d'azote où l'ammonium est prédominant, il provient soit de la dégradation oxydative de l'azote organique dissous soit de la dénitrification des nitrates quand il y a carence d'oxygène et provient aussi des excréctions animales. Il est utilisé par le phytoplancton comme source d'azote et est oxydé par les bactéries nitrifiantes.

Près des émissaires urbains, les concentrations peuvent atteindre, plusieurs centaines de micromoles par litre, il est alors un bon traceur de la pollution urbaine (AMINOT et CHASSEPIED, 1983).

Dans le cycle de l'azote, les ions nitrites sont des intermédiaires relativement fugace entre l'azote ammoniacal et les ions nitrates. Cet ion est la forme oxydée stable de l'azote en solution aqueuse, il entre dans le cycle de l'azote comme support principal de la croissance des micro-algues et des bactéries (AUBERT et AUBERT, 1978). Sa teneur peut être assez importante et varie énormément selon le lieu, la saison, la profondeur et la salinité du milieu marin. Il semblerait que la variation saisonnière des nitrates serait sous la dépendance du phytoplancton, comme le fait remarquer ROUCH (1946 *in* AUBERT et AUBERT, 1978).

1.2.3.5 La température

Le rôle de la température est incontournable dans la vie du milieu marin. Il est communément admis que le métabolisme cellulaire augmente avec la température, et que l'augmentation de celle-ci peut rendre inactif les facteurs toxiques de l'eau de mer (AUBERT et AUBERT, 1967; VASCONCELOS et SWARTZ, 1976; *in* ROMERO et BORREGO, 1991).

D'un autre côté, l'étude du complexe température-salinité en de nombreuses stations permet de tracer des courbes isothermes et isohalines qui traduisent la situation hydrologique de la zone d'observation. Ceci est surtout valable pour les études à grande échelle (AUBERT *et al.*, 1968).

1.2.4 ETUDE DE LA DISPERSION

1.2.4.1 Dynamique des pollutions microbienne en mer

Les eaux rejetées par les émissaires ont une densité inférieure à celle de l'eau de mer; la partie liquide du rejet restera à la surface de la mer formant ainsi une zone d'expansion en surface qui s'étend souvent assez loin de l'endroit où elle émerge (KETCHUM *et al.*, 1981 in GAUTHIER *et al.*, 1991).

La dynamique de cette zone sera régie par les courants marins superficiels, eux-mêmes liés aux vents régnants.

Par contre, la partie solide des rejets, beaucoup plus lourde décante vers le fond (YDE. *et al.*, 1980). Des études montrent que la majeure partie de la charge, d'environ 98.5% suit les particules de faible dimension.

Ainsi, c'est en surface et au large des émissaires que l'on retrouve la plupart des bactéries rejetées qui vont dériver, c'est là que les mécanismes de dispersion vont intervenir.

1.2.4.2 La dispersion bactérienne en mer

Trois phénomènes agissent sur la répartition des effluents dans le milieu (POMMEPUY, 1987):

- la flottabilité: immédiatement après le rejet, la densité de l'effluent par rapport à l'eau de mer conditionnera son devenir, soit il demeurera en surface ou bien il sédimentera vers le fond.
- L'advection: cette notion concerne les champs de courants et les mouvements des particules d'eaux qui vont «prendre en charge» l'effluent qui sera advecté (transporté) et suivra donc une trajectoire régie par les conditions hydrologiques et météorologiques.
- La dispersion: selon les trajectoires, les taches s'étalent tout en se mélangeant à la masse d'eau, l'effluent se dilue. Cette dilution dispersion est due aux mouvements différentiels des particules d'eaux provoquées par les agitations moléculaires et les mouvements turbulents, ainsi que par l'hétérogénéité du champ de courant.

Ces facteurs agissent, presque simultanément; leurs actions conjointes participent à l'autoépuration.

De nombreux auteurs ont pu étudier ces phénomènes d'une manière relativement précise par des méthodes de marquages colorés ou grâce à l'emploi de corps radioactifs de courtes vie (Br^{82} I^{131}) (AUBERT M, 1991). Ces méthodes coûteuses permettent de mesurer la dilution des eaux à des distances plus ou moins grandes de l'émissaire, et d'établir des modèles mathématiques sur la dispersion des eaux résiduaires.

Cependant de nombreuses études initiées dans ce domaine relèvent que le nombre des bactéries rejetées dans le milieu diminue plus vite (figure 1) que ne le laisse présager le phénomène de dilution (BONDE et al, 1966 in AUBERT et al, 1968; FOXWORTHY et al, 1969 in GAUTHIER et PIETRI, 1989).

L'ensemble des résultats obtenus par l'analyse de la dispersion bactérienne *in-situ* et *in-vivo* comparés à la dilution de traceurs physique ou chimiques conservatifs, ont permis de préciser les rapports existants entre la dilution de ces traceurs et les coefficients de décroissance bactérienne

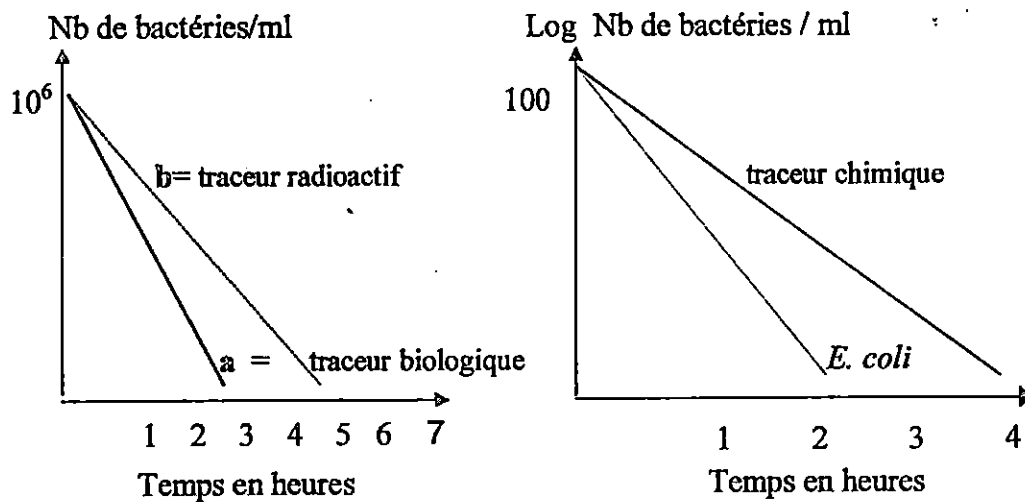


Figure 1: Mise en évidence de la diffusion des traceurs chimiques et biologiques (AUBERT et al, 1968).

Les conclusions de ces travaux menés dans les années 60 peuvent se résumer par la relation suivante (AUBERT et al, 1968) :

$$\text{Log } B_0 / B = 1.8 (\text{Log } A_0 / A) \quad (1)$$

Avec :

A_0 et B_0 les concentrations de ces traceurs à la source.

A et B représentent les concentrations en un point quelconque de l'espace du traceur physique et biologique

Et en fonction du temps, par la relation:

$$Y = e^{at}$$

Y représente le taux de disparition des bactéries et t est le temps de contact.

Et toujours selon le même auteur, le coefficient de proportionnalité reliant le logarithme de la dilution au logarithme de la décroissance bactérienne dans la relation (1) montre que la disparition des bactéries en mer, si elle est fonction de la dilution et de la vitesse de disparition est aussi influencée par un facteur d'ordre biologique, traduisant le 'pouvoir antibiotique' du milieu marin.

Ce facteur pose un problème dans le calcul prévisionnel de l'extension de la pollution bactérienne, surtout dans le cas d'un régime continu, qui correspond au cas concrets des rejets en mer (AUBERT et DESIROTTE, 1968), car les courbes de la figure 1 définissant la décroissance bactérienne en mer, correspondent à des rejets ponctuels, c'est à dire en régime transitoire.

Pour cela, des modèles mathématiques complexes permettent de prévoir selon la distance de l'émissaire, la vitesse des courants, le temps de contact des germes (t_c), la charge bactérienne dans l'eau de mer (C), et ce en tenant compte de la résistivité des bactéries aux actions auto-épuratrices de la mer (PERSON et al, 1972 in AUBERT, 1978) ont été développés.

L'un des premiers modèles de ce type a été établi selon l'équation suivante: (CERBOM, 1968)

$$\text{Log}_{10} C = (\text{Log}_{10} C_0 + \alpha) - \beta_b \gamma / 1,1 * t$$

C : concentration bactérienne

C_0 : concentration bactérienne des eaux-vannes avant leur émission à la mer

t : temps de dérive en heure

α : coefficient lié à la profondeur du rejet

β_b : coefficient de débit (l'indice b indiquant que c'est le β applicable dans le cas de la diffusion bactérienne)

γ : coefficient d'action bactéricide de l'eau de mer

Remarque : Ce modèle n'est applicable que pour les émissaires installés au fond de l'eau.

Des modèles classiques en dynamique des populations ont été utilisées pour des études d'impacts relative à des rejets bactériens (Pommepuy, 1987). La démarche générale consiste à estimer la décroissance des germes (Z) à partir de trois paramètres, C : concentration bactérienne, C_0 : concentration bactérienne des eaux-vannes avant leur émission à la mer, et le temps de dérive), puis à dégager l'influence des paramètres de l'environnement sur les

variations de (Z) (Plusquellec, 1984). En admettant que la variation de la population de germes tests au temps (t) soit proportionnelle au nombre d'individus à ce même instant:

$$\frac{dN}{dt} = -ZN$$

l'expression traduisant la décroissance en fonction de la seule mortalité est:

$$N_t = N_0 e^{-Zt}$$

Mais comme il s'agit de traduire une variation qui est la résultante d'un certain nombre de processus biologiques mal connu, dont la mortalité n'est qu'une composante, l'approche physique conduit à utiliser la fonction de décroissance sous la forme:

$$C = C_0 e^{-Zt}$$

Avec C_0 : la concentration du germe au temps zéro.

Cependant un modèle, quel qu'il soit n'est qu'une approche plus ou moins fidèle de la réalité. Ainsi donc pour résumer, les bactéries à leur arrivée en mer vont être soumises d'une part à des phénomènes de dispersion physique et sédimentation, et d'autre part à des évolutions biologiques (adaptation, mortalité). Et les auteurs essaient de prendre en charge ces phénomènes par des modèles aussi performant que réalistes (POMMEPUY et *al.*, 1990).

1.2.4.3 Le pouvoir auto-épurateur de l'eau de mer.

L'expérience montre que les micro-organismes exogènes sont détruits après des temps de survie plus ou moins courts dans le milieu marin. Une subdivision de ce dernier en trois zones permet de mieux appréhender les phénomènes qui régissent une destruction ou une «survie adaptative» des germes qui sont rejetés.

- La zone d'estuaire

C'est la zone même du rejet, le taux bactérien y est élevé. Ce sont les micro-prédateurs qui y activent tels les bactériophages ou les *Bdellovibrio bacteriovorus*. Largement répandus dans la nature, ils sont fréquents dans les sols, les eaux douces et marines et se retrouvent dans les égouts.

Les Bdellovibrio agissent en parasitant les germes et les font éclater, c'est un phénomène actif. La manifestation de Bdellovibrio a pu être observée dans des échantillons d'eau prélevée dans les mers, les océans, les rivières et les lacs de différents pays et notamment en Algérie (Anonyme, 1970).

Au même titre que ce microprédateurs, un microvibrio exclusivement marin *Microvibrio marinus* peuple les eaux marines, toutes ses souches sont bactéricides et prédatrices (GUELIN et CAMUS, 1986). Elles se multiplient aux dépens d'autres bactéries et les tuent. Il y a également l'action des macroprédateurs et des animaux pluricellulaires au niveau de cette zone.

• Le domaine pélagique

Ici, les mécanismes sont plus complexes, il y a les actions prédatrices des petits crustacés planctonique ainsi que l'action des substances antibactériennes libérés par les micro-algues appartenant essentiellement à la classe des Diatomées et des Chrysophycées (AUBERT et AUBERT, 1978).

• La zone benthique

A ce niveau, il y a une double action, la première est antibiotique due aux bactéries marines qui sont nombreuses dans les couches sédimentaires contenant 10^8 à 10^9 cellules/g de boue (AUBERT et AUBERT, 1978), et ce par l'intermédiaire de substances chimiques antibiotique ou enzymatiques.

La deuxième action est une action antiseptique des algues qui tapissent le fond et qui rejettent dans le milieu environnant des substances antibactériennes: phénol, tanins, divers dérivés terpénoïdes et certains substances de dégradation des chlorophylles.

Les expériences ont montré que la survie des bactéries terrestres et plus particulièrement celle des germes entériques présents dans les eaux d'égouts, est très courtes en eau de mer fraîche alors qu'elle est considérablement augmentée dans la même eau après autoclavage ou simple filtration (ORLOB, 1956 in AUBERT et AUBERT, 1978).

Cette particularité a conduit les chercheurs vers l'étude des facteurs d'origine biologique cités précédemment. Le tableau 3 résume quelques expériences menées dans ce domaine, toutes les expériences ont été effectuées en laboratoire.

Le point commun de ces expériences, mis à part le fait qu'elles avaient clairement démontré que les bactéries allochtones tels que les coliformes, survivaient mal dans les eaux marines, est que les causes de cette disparition n'ont pas été clairement explicitées ni mise en évidence.

Jusqu'à la fin des années 70, de nombreux facteurs environnementaux physique, chimiques ou biologiques ont été décrits comme pouvant influencer la survie des Entérobactéries dans l'eau de mer.

Ces facteurs sont la salinité (CARLUCCI et PRAMER, 1960), la lumière (GAMESON et GOULD, 1975), les métaux lourds (JONES, 1963), la carence en éléments nutritifs (VACCARO et al, 1950; CARLUCCI et PRAMER, 1960), une micro et macro-prédation (MITCHEL, 1971), et des substances antibactériennes algales (AUBERT et al, 1981) (in GAUTHIER et PIETRI, 1989).

Il n'y avait pas de consensus de ces auteurs autour d'un ou plusieurs de ces facteurs, et de leurs actions dans les conditions naturelles, d'autant plus que d'autres auteurs viennent infirmer ces tendances comme le font CHAMBERLIN et MITCHELL, 1978 in GAUTHIER et al, 1991.

Tableau 3: Mortalité des bactéries dans l'eau de mer *in vitro* (ORLOB, 1956; AUBERT, 1968 in GAUTHIER et PIETRI, 1989).

Auteurs	Date	Lieu	Traitement de l'eau	Germes	Taux de mortalité
Département de santé publique Californie	1942	Baie de Santa Monica	Naturelle	coliformes	97 à 99% en 24h
TANON	1952	Méditerranée	Naturelle	germes des eaux d'égout	destruction
HEIM de BALZAC	1952	Méditerranée	Autoclavée	germes des eaux d'égout	prolifération
NUSBAUM et CARVER	1953	Baie de San Diego	Naturelle Autoclavée	coliformes coliformes	90% en 1.5 jours 0% en 8 j
GREVANDAN et TAMALET	1957	Baie de Marseille	Naturelle	<i>E. coli</i>	90% en 24h
AUBERT et LEBOUT	1962	Baie de Nice	Autoclavée Naturelle Autoclavée	<i>E. coli</i> eaux d'égouts idem	75% en 24h 83% en 72 h prolifération en 24h

Ils affirment en se basant sur les données de (FOXWORTHY et KNEELING, 1969) et de (GAMESON et GOULD, 1975), que la sédimentation, la salinité, les métaux lourds, l'antibiose et la prédation ont un rôle non-significatif. Seule la lumière serait responsable de la mortalité bactérienne observée dans le milieu naturel; sans exclure pour autant une éventuelle intervention des autres facteurs dans les conditions restrictives comme pendant la nuit ou dans les eaux très turbides ou encore dans les sédiments.

Très peu de choses sont connues sur l'état structural et physiologique des Entérobactéries après leur séjour dans le milieu marin, sur les éventuelles modifications somatiques ou génétiques qu'elles peuvent subir (GAUTHIER et PIETRI, 1989), et c'est d'ailleurs l'objet des recherches actuelles.

Ces dernières années et grâce à la mise au point de méthodes de dénombrement directes des bactéries, par immunofluorescence (XU et al, 1982; GRIMES et COLWELL, 1986 in GAUTHIER et PIETRI, 1989; ZACCONE et al, 1991), ou par des méthodes d'épifluorescence (KOGURE et al, 1978 in GAUTHIER et PIETRI, 1989), il a été possible de faire la différence entre la mortalité réelle des cellules, et leur mortalité apparente, résultant d'une évolution vers un état non-cultivable sur les milieux bactériologiques usuels (XU et al, 1982). C'est à dire que les germes ne peuvent croître et donneront habituellement un résultat négatif, c'est un état dit «vivant mais non - cultivable».

Dans le cas d'*E.coli*, sa survie apparente est relativement courte (7 à 8 jours en moyenne), les cellules ne sont pas détruites dans l'eau de mer, mais évoluent rapidement en 1 à 4 jours vers un état non - cultivable dans le cas d'une diminution drastique en éléments nutritifs (GUTHRIE et SCOVILL, 1984 in GAUTHIER et PIETRI, 1989).

Ce stress est aggravé par d'autres facteurs tel que les basses températures, les fortes illuminations et les grandes salinités; bien qu'en ce qui concerne la salinité, les résultats obtenus par BRISOU, (1977) démentent cet effet inhibant et handicapant ou du moins la relativise. *Escherichia. coli* a été entretenu sur des géloses nutritives préparés soit avec de l'eau de mer naturelles ou salée à 5% et 10%. Des modifications morphologiques et métaboliques ont été obtenues, par exemple il y a arrêt de la fermentation des sucres, et cette souche est devenue halophile préférentielle après 8 ou 10 repiquage sur des milieux salés à 5 %, cela montre qu' *E. coli* s'est adapté à des salinités modérées (MUNRO et al, 1989). Dans ces conditions hostiles, *E. coli* subit des altérations structurales, la taille des cellules diminue et la composition des enveloppes est modifiée. De nombreuses protéines y disparaissent.

Ces modifications structurales s'accompagnent d'une évolution des activités enzymatiques, notamment la β galactosidase qui diminue rapidement après la mise en eau de mer (MUNRO et al, 1989). Etant donné que la numération des coliformes est fondée sur la dégradation du lactose sous l'action de la β galactosidase, si cette dernière est modifiée, les valeurs prédictives des normes de salubrité des eaux le sont tout aussi radicalement.

Donc, il existerait d'une part, un certain nombre de facteurs qui gênent la croissance et la survie des germes entériques dans le milieu marin, d'autre part, certaines propriétés de celui-ci prodiguent une certaine protection et favoriseraient ainsi leur survie dans un milieu qui leur est hostile. En illustration de ce qui est avancé, certaines algues marines comme *Rhodomenia plamata* (rhodophycées) ou *Ulva lactuca* et *Enteromorpha ramulosa* (chlorophycées) constituent une source d'osmoprotecteurs pour *E. coli* (GHOUL, 1995).

Au cours des dix dernières années, l'évolution des techniques de numération et de dénombrement direct des cellules viables a conduit à une révision du concept 'classique' de l'épuration bactérienne en mer, engendrant une remise en question des notions de 'mortalité des bactéries tellurique en mer' et du 'pouvoir auto - épurateur' de ce milieu.

Lors de leur arrivée en mer, les bactéries vont être soumises d'une part à des phénomènes de dispersion physique et de sédimentation, et d'autre part à des évolutions biologiques, adaptation ou mort (POMMEPUY et al, 1990).

L'action combinée de tous ces phénomènes du milieu marin peut réguler la pollution bactérienne d'origine terrestre, si toutefois elle n'est pas excessive.

1.2.4.4 Evolution d'une pollution bactérienne

De nombreuses études furent menées ces dernières années pour évaluer le devenir des bactéries entériques rejetées en mer. Réalisées soit *in-situ*, soit au laboratoire, elles ont tenté de mettre en évidence, voire de modéliser les différents paramètres responsables des décroissances bactériennes observées (CRANE et MORE, 1986 *in* POMMEPUY et *al*, 1990).

1. La contamination de l'eau

Quelle se fasse de manière directe par les rejets d'eaux usées ou de manière indirecte par les remises en suspension, la contamination sera fonction de la qualité physico-chimique de l'eau côtière qui conditionnera la survie ou la mort des germes. Elle sera aussi fonction des possibilités de dispersion dans la zone de rejet.

Les paramètres qui déterminent la mortalité des micro-organismes ou leur survie dans l'eau sont:

- la présence des composés osmoprotecteurs qui permettent à la cellule de supporter le choc osmotique lors du passage de l'eau douce du rejet à l'eau salée.
- La présence de matières organiques assimilables.
- La température de l'eau et l'ensoleillement au pouvoir bactéricide, les T_{90} sont de l'ordre de 1 à 2 heures pour une exposition de quelques heures. Il faut noter que les matières organiques ou minérales en suspension diminuent le pouvoir pénétrant de la lumière dans l'eau (POMMEPUY et *al*, 1990).
- En Méditerranée, du fait de la pauvreté en matière organique des eaux côtières, le choc osmotique sera plus important et accélérera le processus de mortalité (PLUSQUELLEC, 1984).

2. La décantation des bactéries.

Les bactéries issues des rejets peuvent se présenter sous forme libre ou agglomérée, il semble que la décantation des bactéries associées au matériel particulaire dans les eaux côtières soit des phénomènes lents, il faut presque 10 heures pour que les concentrations bactériennes diminuent d'un logarithme (POMMEPUY et *al*, 1990).

De plus, il y a une sélection des bactéries en fonction de leur taille et des formes qu'elles peuvent prendre. Les stéptocoques fécaux associés en chaînettes de 20 à 40 μm se concentrent plus au fond (Anonyme, 1980) que les coliformes (1 à 2 μm).

3. La contamination du sédiment

Sur le littoral, elle sera fonction de l'hydrodynamisme. Les dépôts de particules chargées en bactéries pourront avoir lieu dans les zones peu profondes, abritées des courants et des clapots, et lorsque les temps de résidence seront suffisamment longs. Plus le sédiment est riche en matière organique et plus la concentration de la microflore fécale est élevée (YDE et *al*, 1980).

Dans un sédiment contenant 5% à 6% de matière organique, la flore fécale y représente 1/100 de la microflore hétérotrophe. En s'éloignant du rejet, et dans les sédiments plus pauvre en matière organique, la flore fécale devient mineure, voire insignifiante par rapport à la flore hétérotrophe (POMMEPUY et *al*, 1990).

Les Entérobactéries et certaines bactéries pathogènes peuvent trouver dans les sédiments des éléments favorables à leur survie, car la matière organique dissoute ou particulaire peut contenir des éléments nutritifs assimilables. De plus la présence d'osmoprotecteurs permettrait une adaptation possible des bactéries aux conditions du milieu (GHOUL, 1995).

Enfin dans le sédiment les bactéries acquerraient une résistance aux métaux lourds ou aux contaminants organiques par transfert de matériel génétique (POMMEPUY et *al*, 1990 et GAUTHIER et PIETRI, 1989).

Le sédiment peut être considéré comme un réservoir de bactéries, les temps de survie y sont très élevés et les T_{90} (temps nécessaire pour que 90% des bactéries disparaissent) peuvent atteindre 14 jours (LE GUYARDDER et *al*, 1990 in POMMEPUY et *al*, 1990), exceptionnellement 40 jours lorsque les conditions s'y prêtent. Lorsqu'il est remis en suspension, il peut recontaminer l'eau surnageante (WOOD, 1967 in YDE et *al*, 1980; LE HIR et *al* in POMMEPUY et *al*, 1990).

1.2.4.5 Etude de courantologie

Cette étude permet de déterminer l'extension des pollutions physiques ou chimiques et bactériologiques.

Les courants qui entraînent les eaux résiduaires après leur sortie sont de deux ordres: les principaux sont les courants de dérive superficielle due à l'action du vent à la surface de la mer, qui provoque un mouvement moléculaire, créant ainsi une systématique à laquelle la veine d'eau douce issue de l'émissaire va être soumise. Ces courants sont donc un des facteurs principaux de la dispersion des agents polluants (AUBERT et *al*, 1968).

Les courants généraux par ailleurs, sont susceptibles d'intervenir, mais plus particulièrement dans la partie moyenne et profonde des eaux, leur influence ne se manifestera que lorsque les courants de dérive sont absents.



**MATERIEL
ET METHODES**

2. MATERIEL ET METHODES

2.1. PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE

2.1.1. SITUATION GEOGRAPHIQUE

La zone d'étude se situe dans la région de Sidi-Fredj. Ses coordonnées Lambert sont de $2^{\circ}50'52''$ longitude Est, et $36^{\circ}45'05''$ latitude Nord. C'est une presqu'île formant le Cap Est de la baie de Bou-Ismaïl et le Cap Ouest de la baie d'El Djamila. La région de Sidi-Fredj est une station balnéaire qui abrite entre autres un centre de thalassothérapie (figures 2 et 3).

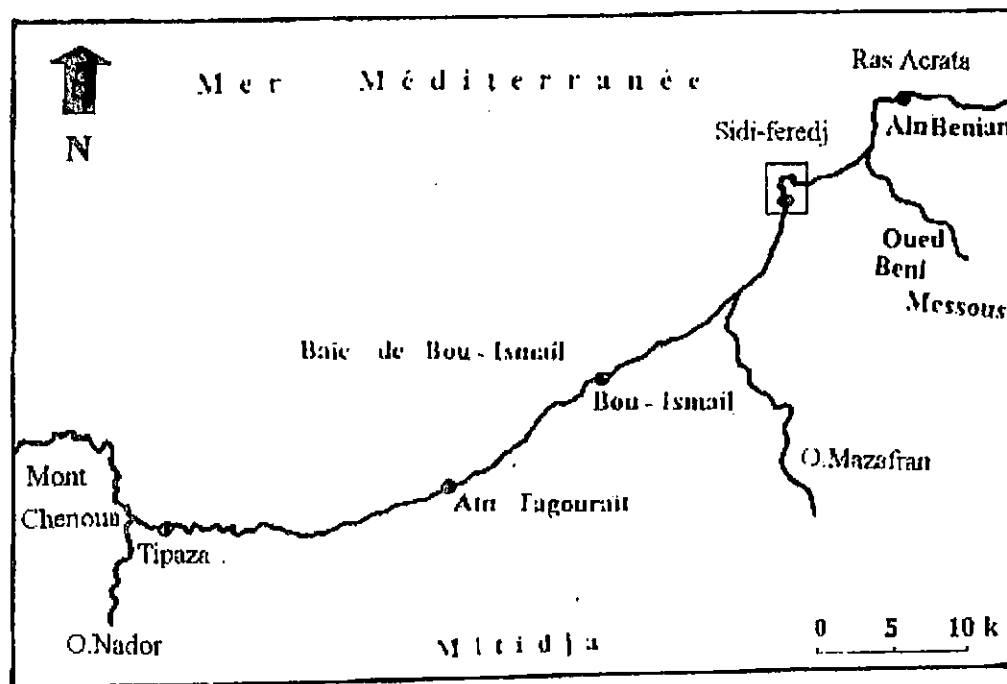


Figure.2: Situation géographique de la presqu'île de Sidi-Fredj

2.1.2. DESCRIPTION DU SITE ETUDIE

Le centre de thalassothérapie prodigue des soins en balnéothérapie (piscines, jets d'eaux douces et marines, bains d'algues) et en mécanothérapie (rééducation fonctionnelle et kinésithérapie). Pour ces différents traitements l'eau de mer est pompée du large à une profondeur de 10 mètres et acheminée par deux tuyaux vers l'établissement se trouvant en bordure de mer. Une fois utilisées, ces eaux sont rejetées sans aucun traitement préalable avec les autres rejets du centre (sanitaires, cuisines, caniveaux...etc) par l'unique émissaire que compte le centre de thalassothérapie (figure 4). C'est un émissaire de surface orienté Nord-N-Ouest, avec un débit plus ou moins régulier, son étude présente deux avantages:

- Sa proximité du laboratoire d'analyse assure un transport et une analyse rapide des prélèvements.
- Sa situation à la pointe de la presqu'île soumet les rejets à l'action simultanée du courant et du vent quelque soit leurs directions et intensités.

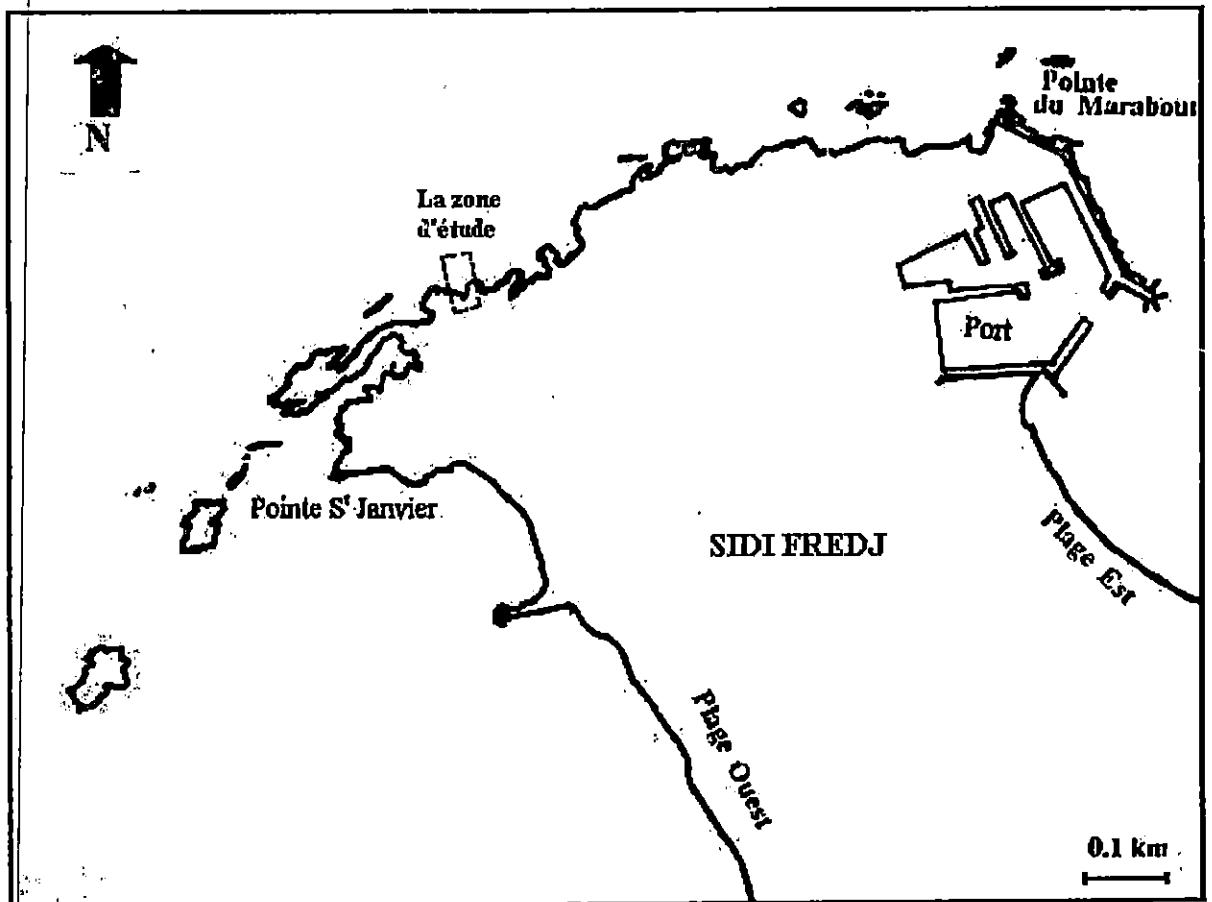


Figure 3: Détails de la presqu'île de Sidi - Fredj

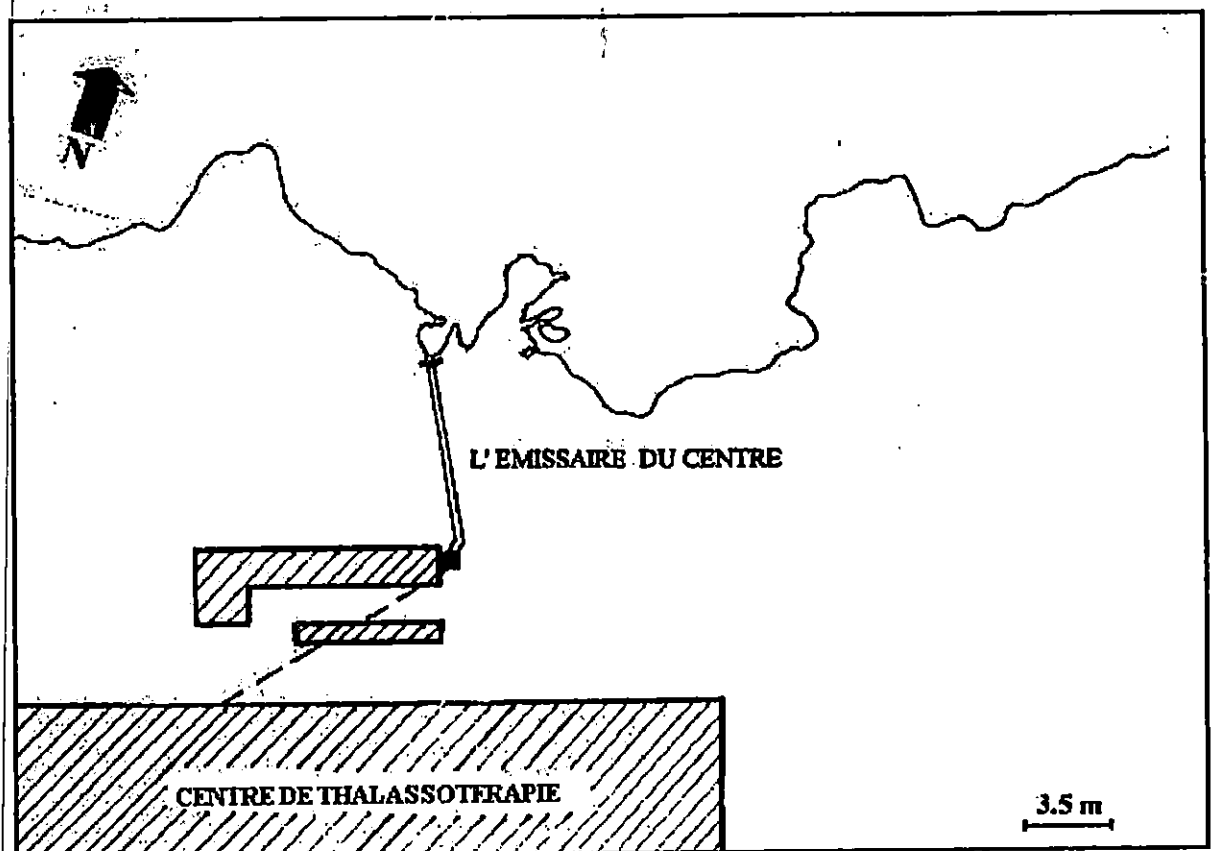


Figure 4: Schéma de la zone d'étude.

L'analyse des régimes des vents dans la baie de Bou-Ismaïl effectuées par l'ONM de Dar El Beïda, (1991, in OULD HOCINE et HEDROUG, 1993) sur une période de trois ans, a montré que les vents les plus fréquents sont de secteur Ouest, Est-Nord-Est et Est (tableau 4). Les plus violents sont les vents d'Ouest. La période estivale montre une prédominance des vents Est-Nord-Est et Est avec quelques violents vents d'Ouest.

Tableau 4: Fréquences annuelles (%) des vents par direction dans la baie de Bou-Ismaïl (O.N.M, 1991 in OULD HOCINE et HEDROUG, 1993).

	N	NE	ENE	E	SE	S	SO	O	NO
1990	0.38	3.23	13.76	10.96	1.32	3.78	1.7	19.3	2.1
1991	0.2	2.33	10.65	4.66	1.42	8.22	3.85	24.54	3.45
1992	0.6	3.17	18.12	8.04	-	0.68	1.59	14.72	4.3

Les données du SUMMARY OFF SYNOPTIC METEOROLOGICAL OBSERVATION (S.S.M.O, 1984 in BOUTIBA, 1996) couvrant une zone au large des côtes algériennes situées entre 2° et 5° de longitude Est et 36° 5' et 38° de latitude Nord, constituées de 29392 observations sur une période de 8 ans (1963-70), révèlent que les houles les plus fréquentes proviennent de trois directions essentielles: Est, Nord-Est et Ouest.

En été les houles dominantes ont deux directions préférentielles, Nord - Est et Est (figure.5).

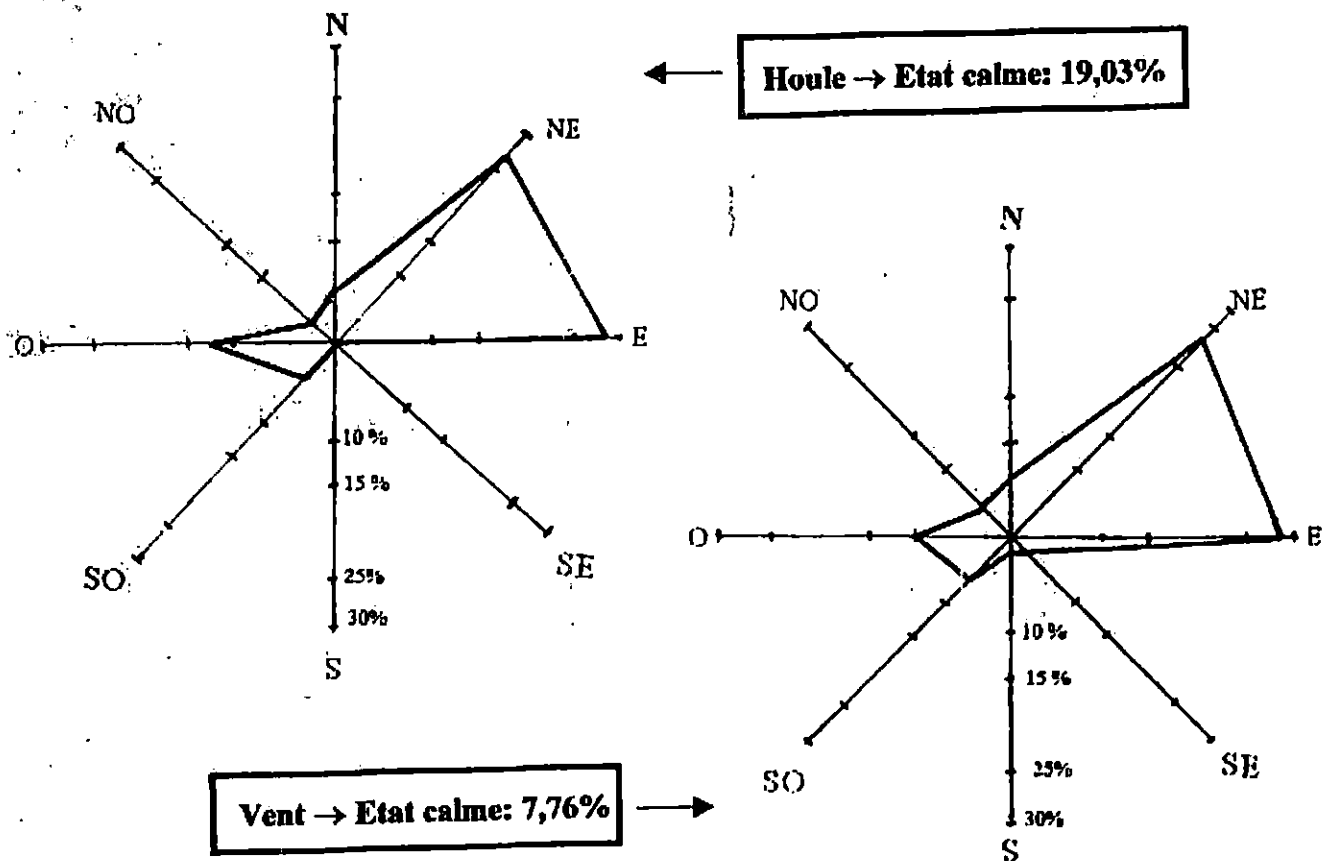


Figure.5: Roses des houles et vents estivaux (S.S.M.O, 1984 in Boutiba, 1996)

Lors de la campagne Médiprod V (IFREMER, 1986), des mesures hydrologiques du coté central du bassin algérien (Longitude 2-3° Est, Latitude 36-37° Nord), ont établi la présence d'un courant permanent de surface de direction Est avec des vitesses variantes de 0.3 à 0.5 m/s.

2.1.3. CHOIX DES STATIONS

Le choix des stations a été effectué après une étude préliminaire, qui a permis de déterminer le déplacement du rejet. Des flotteurs ont été lâchés près de l'effluent. En suivant leurs mouvements à la surface de l'eau, il a été possible d'avoir une idée sur le déplacement des particules rejetées.

Ces essais ont été effectués avec des régimes de vents différents. Pour compléter cette étude, une prospection du site en plongée a été réalisée. Cinq stations ont été choisies (figure 6).

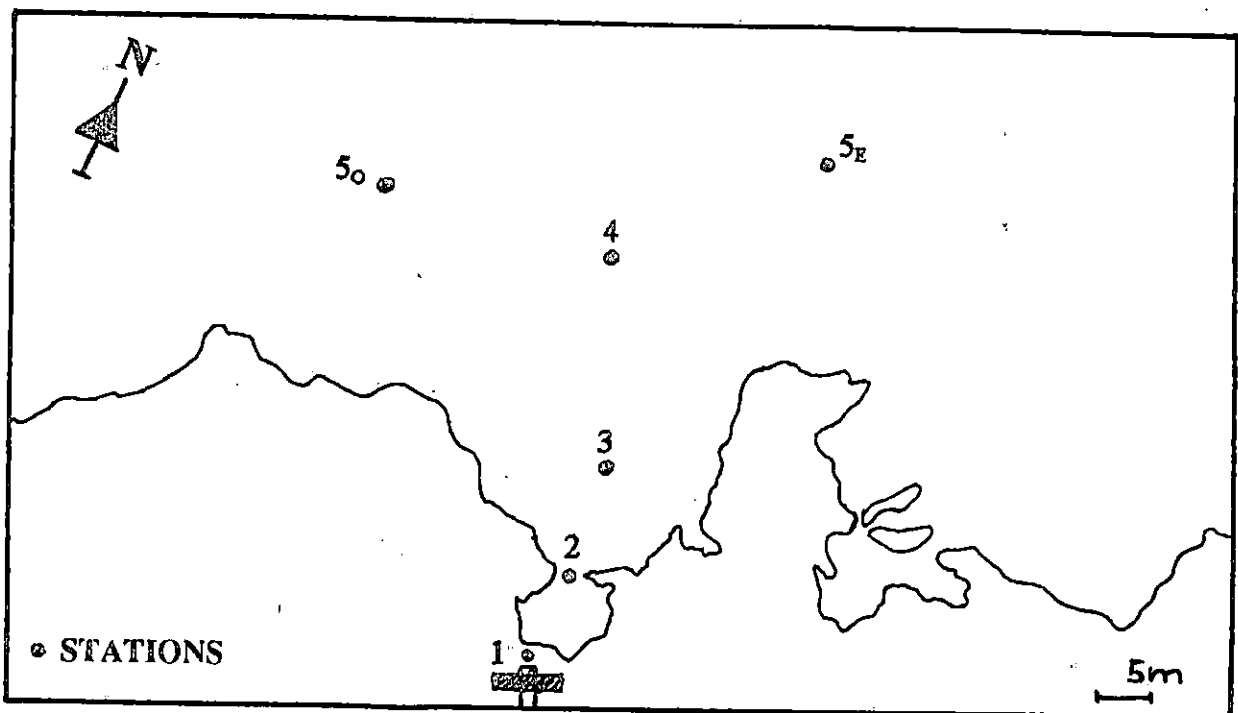


Figure.6: Localisation des stations de prélèvement au niveau du site.

Ce choix a été motivé par les raisons suivantes:

- La situation et la distance de la station par rapport à la source,
- La profondeur,
- L'exposition aux vents et à la houle,
- La possibilité d'effectuer un prélèvement de sédiment, car les fond rocheux rendent impossible tout prélèvement pour l'analyse microbiologique.

Le nombre de stations a été également choisi en fonction des possibilités de traitement des échantillons, en moins de 24 heures.

La localisation de la station 5 a été établie en fonction de la direction du courant favorable à un transport bactérien de la station 4 vers le large.

Elle varie et se situe à l'Est de la station 4 quand il s'agit d'un courant Ouest entraînant les rejets vers l'Est ou, à l'Ouest de la station 4 quand c'est un courant Est et entraînant de la même les rejets vers l'Ouest.

Les caractéristiques des stations de prélèvement sont synthétisées dans le tableau suivant:

Tableau 5: Caractéristiques des stations de prélèvement.

Stations	S ₁	S ₂	S ₃	S ₄	S _{5E}	S _{5O}
Caractéristiques						
Distances (m)						
en surface	0	8.9	20.8	52	82.6	82.6
Profondeurs (m)	0	1	4	8	6.5	6.5
Nature du sédiment	Roche	Roche	Gravillon	Gravillon	Sable grossier	Sable grossier

E: Est, O: Ouest

2.1.4. LES PRELEVEMENTS

Au niveau de chaque station, deux prélèvements d'eau ont été effectués pour l'analyse bactériologique. Un prélèvement en surface et l'autre en profondeur, exception faite pour les stations 1 et 2 qui sont respectivement, la source du rejet et le point de contact. Le prélèvement de sédiment ne concerne que les stations 3, 4 et 5.

Pour le dosage des sels nutritifs et la M.E.S, étant donné la faible profondeur, un seul prélèvement pour toute la colonne d'eau et par station a été retenu. Les températures, la salinité et le pH ont été mesurés à la surface et au fond de chaque station.

Les prélèvements se sont étalés sur une période de trois mois entre juin et septembre 1996. Le rythme d'échantillonnage était d'une fois par semaine, exceptionnellement deux fois par semaine, la fréquence étant souvent conditionnée par les conditions météorologiques. Les prélèvements ont été réalisés en plongée libre.

L'eau destinée à l'analyse bactériologique est prélevée dans des flacons de 500 ml, stérilisés dans un autoclave à 120°C pendant 20 minutes. Pour le sédiment des tubes à vis stériles de 25 ml ont été utilisés. La quantité de sédiment nécessaire à l'analyse étant de 50 g (OMS / PNUE, 1995), trois tubes ont été remplis pour chaque station.

Pour éviter toute contamination, le flacon fermé est totalement immergé, ouvert, rempli et refermé sous l'eau. Le prélèvement de sédiment a été effectué avec les mêmes précautions.

Les échantillons sont transportés dans une glacière isotherme (4°C). L'analyse se fait dans un délai de 8 heures, en aucun cas au-delà de 24 h.

Les bouteilles contenant l'eau pour l'analyse chimique sont immédiatement congelées à leur arrivée au laboratoire, pour un traitement ultérieur.

La filtration pour la matière en suspension s'effectue le jour même ou le lendemain.

2.2. METHODES D'ETUDE

2.2.1. ETUDE PARAMETRIQUE

2.2.1.1. LA TEMPERATURE

Un thermomètre à forte capacité thermique fût utilisé, car les conditions opératoires nécessitaient de retirer le thermomètre du milieu pour effectuer la lecture. Bien que nécessitant un temps de contact plus long pour atteindre l'équilibre, il était possible de l'immerger à la profondeur voulue.

2.2.1.2. LE POTENTIEL HYDROGENE (pH)

La méthode électrochimique avec électrode de verre a été utilisée grâce à un pHmètre portable de marque PHILIPS.

2.2.1.3. LA SALINITE

La salinité représente la proportion de sels minéraux dissous dans l'eau de mer. Elle n'est pas accessible par une méthode de mesure, mais déduite de la chlorinité ou de la conductimétrie. C'est cette dernière qui fût utilisée lors des dosages.

L'appareil utilisé de marque WTW, modèle LF 191, est un salinomètre à induction avec compensation électronique de température sur une plage de quelques degrés. La précision est de ($\pm 0,003\%$) dans une gamme de mesure allant de 0 à 40%. (entre 5 et 25°C).

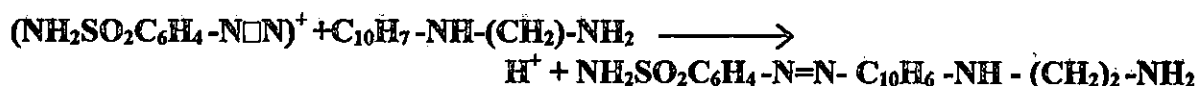
2.2.1.4. DOSAGES DES NITRITES (NO₂)

Le principe de la méthode est fondé sur la réaction de GRIES, elle a été appliquée à l'eau de mer par BENDSCHNEIDER et ROBINSON (1952; in AMINOT et CHASSEPIED, 1983).

Les ions nitrites forment un diazoïque avec le sulfinamide en milieu acide (pH<2) selon la réaction suivante:



La réaction du diazoïque avec le N-naphtyléthylène diamines donne un composé de couleur rose.



Le colorant rose absorbe à 543 nm.

2.2.1.4.1. GAMME DE CONCENTRATION

La loi de Beer Lambert n'est valable que pour des concentrations allant de 0,01 à 20 µmoles / l, au-delà la coloration devient instable par précipitation du colorant azoïque (RILEY et al, (1972; in AMINOT et CHASSEPIED, 1983).

Selon, GRASSHOF (1976; in AMINOT, 1983) il est conseillé de diluer l'échantillon avec de l'eau distillée si la concentration dépasse 3 µmoles /l.

2.2.1.4.2. PRELEVEMENT, CONSERVATION ET ANALYSE

En règle générale, on utilise des flacons en plastique ou en verre de 125 ml, lavés à l'eau acidulée (HCl à 5%) pour enlever toute trace de détergent, puis rincés à l'eau distillée.

Avant le remplissage, les flacons sont rincés plusieurs fois avec l'eau de mer à prélever.

L'eau à analyser est préfiltrée avant d'être congelée. Après décongélation (l'échantillon doit être entre 15 et 25°C), une dilution a été systématiquement effectuée avec de l'eau distillée; ceci à cause des fortes teneurs trouvées lors des premiers essais.

En raison de problèmes techniques rencontrés, seulement une partie des dosages a été faite avec le Technicon, pour le reste, un spectrophotomètre muni d'un filtre ayant un maximum de transmission à environ 540 nm, et pouvant accepter des cuves jusqu'à 10 cm de trajet optique a été utilisé.

Les modalités de calcul ainsi que l'expression des résultats sont consignées en annexe 1

2.2.1.5. DOSAGE DES NITRATES (NO₃)

La méthode d'analyse est fondée sur le dosage des ions NO₂⁻ obtenus par réduction quantitative (>95%) des ions NO₃⁻. En réalité, c'est la somme des concentrations des ions NO₂⁻ et NO₃⁻ qui est mesurée.

Par déduction de la concentration en nitrite, déterminée sans réduction, est obtenue la concentration en nitrates. La réduction est effectuée par passage de l'échantillon sur une colonne de Cadmium traité au cuivre (WOOD et al 1967; in AMINOT et CHAUSSEPIED, 1983).

2.2.1.5.1. GAMME DE CONCENTRATION

Identique à celle des ions nitrites, la gamme de concentrations s'étend de 0.05 à environ 25 µmole/l, sans dilution de l'échantillon.

2.2.1.5.2. PRELEVEMENT, CONSERVATION ET ANALYSE

Les modalités de prélèvements, conservation et traitement sont identiques à celles des nitrites.

2.2.1.6. LA MATIERE EN SUSPENSION

Des bouteilles en verre de 500 ml rincées à l'eau distillée ont été utilisées pour les prélèvements. La filtration est réalisée sur une membrane filtrante de type millipore (porosité de 0,45µ), maintenue sur un support fritté et assemblé entre une embase et un entonnoir.

Les filtres sont préconditionnés par un rinçage à l'eau acidulée (HCl à 5%), puis à l'eau distillée, pour être ensuite séchés à l'étuve. Les filtres sont pesés une première fois dans leur boîtes (P₁).

Avant l'application du vide, l'échantillon est homogénéisé. Une fois la filtration terminée, les boîtes contenant les filtres sont étuvées à 70°C pendant 2 heures ou bien lyophilisées pendant 24 heures, après quoi ils sont pesés une deuxième fois (P₂).

L'estimation de la matière en suspension est donnée par la relation suivante:

$$\text{MES} = (P_2 - P_1) / V \text{ (mg / l)}$$

avec: P_1 : poids du filtre avant séchage.

P_2 : poids du filtre après séchage.

V : volume d'eau filtré

2.2.2. ETUDE DE LA DYNAMIQUE DU REJET

2.2.2.1. MESURE DU DEBIT

Cette mesure n'est pas toujours facile à mettre en oeuvre, car nécessitant un matériel adapté bien que souvent rudimentaire.

Le principe consiste à mesurer le volume d'eau expulsé par l'émissaire par unité de temps. Un chronomètre et un récipient gradué au 1/10 de millilitre près suffisent. Le calcul à été fait en mètre cube par heure (m³/h).

2.2.2.2. LES TRACEURS NATURELS

Contenus dans l'effluent lui même, ils permettent de suivre leur évolution dans le milieu marin.

2.2.2.2.1. LES TRACEURS CHIMIQUES

L'un des plus simples est la salinité, elle permet de calculer le coefficient de dilution de l'eau douce émanant de l'émissaire au cours de sa dispersion en mer.

Un des éléments plus caractéristique est l'azote. Il est recherché dans l'eau sous forme de nitrates ou de nitrites.

2.2.2.2.2. LES TRACEURS BIOLOGIQUES

Les traceurs biologiques les plus significatifs de la pollution créer par un rejet sont les bactéries d'origine fécale émises par l'émissaire, et qui ont été décrites.

Les analyses bactériologiques effectuées à des distances variables, en fonction du temps de contact, et en suivant la zone de dérive, permettent d'évaluer la capacité polluante du rejet, tant en surface qu'en profondeur.

Les résultats de ces analyses donneront les taux bactériens relevés en fonction de la distance de l'émissaire et du temps de contact avec l'eau de mer.

2.2.2.3. LES TRACEURS ARTIFICIELS

Lors de cette présente étude, de la rhodamine B, (colorant rouge) a été utilisée en injection ponctuelle au niveau de l'émissaire.

Les eaux colorées sont suivies à des distances variables et les temps de passage entre les différentes stations de prélèvement sont chronométrés.

2.2.3. ETUDE DU MOUVEMENT DES COUCHES SUPERFICIELLES

L'étude du mouvement des couches superficielles vecteurs des rejets de faible densité comme les eaux d'égouts est effectuée grâce à un lâché de petits flotteurs plats en polystyrène et lestés de manière à ce que la presque totalité de leur volume soit immergé, et aussi par l'utilisation de la Rhodamineβ.

Néanmoins, l'advection des flotteurs calculée ne représente pas la vitesse du courant, mais son apparence, car la forme des flotteurs n'est pas standard. Les vitesses moyennes approchées de dérive et de diffusion de la veine d'eau ont été calculées puis rassemblées en fonction des directions des vents.

$$\bar{V} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{x_i}{t_i}$$

où: V: vitesse (m/s).
 X_i : distance inter-stations (m).
 t_i : temps de dérive du flotteur ou de diffusion du colorant (s).
 n: nombre d'essai.

2.2.4. L'ANALYSE BACTERIOLOGIQUE

Les germes tests recherchés et dénombrés sont les coliformes totaux, les coliformes fécaux, *Escherichia coli* et les streptocoques fécaux. Ces germes peu ou pas pathogènes, sont révélateurs de pollution fécale, et entraînent surtout par leur abondance la présomption de contamination plus dangereuse (AUBERT, 1990).

Ainsi, la détermination de la charge bactérienne apportée par le rejet, permet d'apprécier l'état de salubrité de la zone d'étude puis, d'étudier sa dispersion dans le temps et dans l'espace.

Les normes proposées par l'OMS/ PNUE (1983) tant pour les zones de baignades que pour les zones conchylicoles, figurent en annexe 1.3.1.

2.2.4.1. ANALYSE DE L'EAU DE MER

La méthode des tubes multiples (NNP: nombre le plus probable), avec mise en culture sur milieu sélectif, a été utilisée pour la numération des coliformes totaux, des coliformes fécaux et des streptocoques fécaux (OMS / PNUE, 1995).

Les méthodes sont décrites dans le tableau.6, les techniques en annexe 1.1. La composition des milieux de culture utilisés pour la recherche des germes tests de contamination fécale, figurent en annexe 1.2.

2.2.4.2. ANALYSE DU SEDIMENT (Méthode d'ensemencement dans la masse)

Cette méthode a été établie par l'Organisation mondiale de la santé (OMS), dans le cadre du programme de surveillance continue et de recherche en matière de pollution de la mer Méditerranée (MED POL-PHASE II).

MATERIEL ET METHODES

Tableau 6: Dénombrement des germes tests de contamination fécale dans de l'eau de mer par la méthode des tubes multiples (OMS/PNUE, 1995).

	Jour 1	Jour 2	Jour 3	Jour 4
C. T O T A U X / F E C A U X	<ul style="list-style-type: none"> ◦ Préparation des dilutions: 1 ml d'eau de mer → 9 ml de tampon phosphate ◦ Test présomptif: 10 ml d'eau de mer → 3 tubes de BCPL (D/C) 1 ml de chaque dilution préparée → 3 tubes de BCPL (S/C). ◦ Incubation: 48 heures à 37°C 		<ul style="list-style-type: none"> ◦ Lecture: Tubes positif (virage au jaune du milieu BCPL + gaz dans la cloche de Durham → Présence de coliformes totaux ◦ Test confirmatif: quelques gouttes des tubes + dans le VBL et EPI ◦ Incubation: VBL: 24h à 37°C EPI 24 h à 44°C. 	<ul style="list-style-type: none"> ◦ Lecture: VBL: présence de gaz dans la cloche → présence de coliformes fécaux EPI+ réactif de Kovacs: anneau rouge → E.coli. ◦ Expression des résultats: Tubes + → dénombrement par la table de NPP (annexe 1.3)
S. F E C A U X	<ul style="list-style-type: none"> ◦ Préparation des dilutions: 1 ml d'eau de mer → 9 ml de tampon phosphate ◦ Test présomptif: 10 ml d'eau de mer → 3 tubes de Roth (D/C) 1 ml de chaque dilution préparée → 3 tubes de Roth (S/C). ◦ Incubation: 48 heures à 37°C 		<ul style="list-style-type: none"> ◦ Lecture: Trouble microbien → Présence probable de streptocoques fécaux. ◦ Test confirmatif: quelques gouttes des tubes + dans le milieu de Litsky (EVA) ◦ Incubation: ◦ 37°C pendant 24 h 	<ul style="list-style-type: none"> ◦ Lecture: Apparition de trouble et formation d'une pastille violette au fond du tube → Présence de S. Fécaux. ◦ Expression des résultats: Tubes + → dénombrement par la table de NPP (annexe 1.3).

La méthode décrite convient pour la numération des Coliformes fécaux dans les sédiments des eaux côtières, des mers tempérées et tropicales, et ce, dans le cadre de la surveillance sanitaire des plages et des zones de conchyliculture (OMS / PNUE, 1995).

2.2.4.2.1. PRINCIPES DE LA METHODE

A partir d'échantillons de sédiment pris dans des conditions stériles, une série de dilutions est effectuée. Des quantités aliquotes de cette série de dilutions sont réparties dans des boîtes de Pétri vides (figure.7), à raison de 1 ml par boîte de Pétri (tableau 7).

De la gélose m-FC est alors coulée dans chaque boîte de Pétri. Après durcissement de la gélose, les boîtes de Pétri sont mises en culture à une température de 44.5°C pendant 24 heures. La fermentation du lactose provoquera chez les colonies de coliformes fécaux l'apparition d'une couleur bleu caractéristique.

Pour les colonies suspectes et douteuses, la recherche de la formation d'acide et de gaz est effectuée grâce au test confirmatif sur le bouillon de MacConkey ou sur un bouillon au vert Brillant (composition en annexe 1.2).

2.2.4.3. EVALUATION ET TRAITEMENT DES DONNEES

La méthode d'évaluation et d'interprétation concernant l'eau de mer, est fondée sur le modèle lognormale de la distribution des concentrations expérimentales. En microbiologie il est nécessaire de normaliser les valeurs observées par une transformation logarithmique, du fait de la distribution agrégative des bactéries (OMS / PNUE, 1995).

Des interpolations numériques de la distribution de probabilité, à partir de l'équation suivante:

$$[\log XX] = a [\log F(X_i)] + b,$$

permettent de calculer les concentrations **XX50**, **XX84**, **XX90** telles que:

XX50, **XX84**, et **XX90** soient les concentrations microbiennes dérivées de la distribution et interpolées des probabilités, non dépassées dans 50%, 84% et 90% des échantillons respectivement.

L'intervalle de confiance de la moyenne des concentrations microbiennes correspondant à 95% des valeurs observées est défini comme suit:

$$IC = \exp\left(\ln xx50 - \frac{S}{\sqrt{n}} t\left(1 - \frac{\alpha}{2}, n-1\right)\right); \exp\left(\ln xx50 + \frac{S}{\sqrt{n}} t\left(1 - \frac{\alpha}{2}, n-1\right)\right)$$

XX50: concentrations microbiennes moyennes dans une station de prélèvement, en XX/100 ml.

S: déviation standard.

n: nombre de prélèvements.

$t\left(1 - \frac{\alpha}{2}, n-1\right)$: valeur de la distribution de Students, avec n-1 de degrés de liberté.

MATERIEL ET METHODES

Tableau 7: Dénombrement des coliformes fécaux par la méthode de l'ensemencement dans la masse

1 ^{er} jour	2 ^{ème} jour	2 ^{ème} jour	3 ^{ème} jour	4 ^{ème} jour
<ul style="list-style-type: none"> • Préparation de l'échantillon: 50 g de sédiment + 447.5 ml de tampon phosphate + 2.5 ml de Tween 80. • Homogénéisation de l'échantillon dans un broyeur pendant plusieurs minutes, 3 fois de suite: le mélange constitue la dilution -1 (D-1). • La préparation des autres dilutions (D-2, D-3 etc...) se fait à partir de (D-1) dans 9 ml de tampon phosphate. • Ensemencement: la gélose m-FC est fondue à 55°C et maintenue en surfusion à 48 °C, pas plus de trois heures. 1 ml de chaque dilution est mis dans 2 boites de Pétri en commençant par la plus grande dilution. 10 à 14 ml de gélose m-FC sont versé dans les boites de Pétri. L'agitation se fait par un mouvement circulaire. • L'incubation: se fait à 44.5°C pendant 24 heures. 	<ul style="list-style-type: none"> • Lecture: sont comptés les colonies bleues de la taille d'une tête d'épingle, aux colonies bien formées. Remarque: Les colonies des coliformes non fécales sont grises ou crème, avec des variations du jaune crème au bleu pâle. 	<ul style="list-style-type: none"> • Test confirmatif: les colonies suspectes sont ensemencés sur un Bouillon.Mc Conkey, et incubés à <u>44.5°C pdt 24 h</u>, ou sur un Bouillon au vert brillant billié. 	<ul style="list-style-type: none"> • Lecture: B.Mc Conkey: gaz + virage au jaune. Si le tube est jaune + verdâtre = présomption de Pseudomonas. Bouillon au vert brillant billié: gaz. • recherche de l'indole: ensemencement d'un tube d'eau tryptonnée, et l'incubation se fait à <u>44.5°C pendant 24 h</u>. 	<ul style="list-style-type: none"> • Lecture: 0.2 ml à 0.3 ml de réactif de Kovacs sont rajoutés à l'eau tryptonnée. Le test est positif si un anneau rouge apparais après 10 minutes.

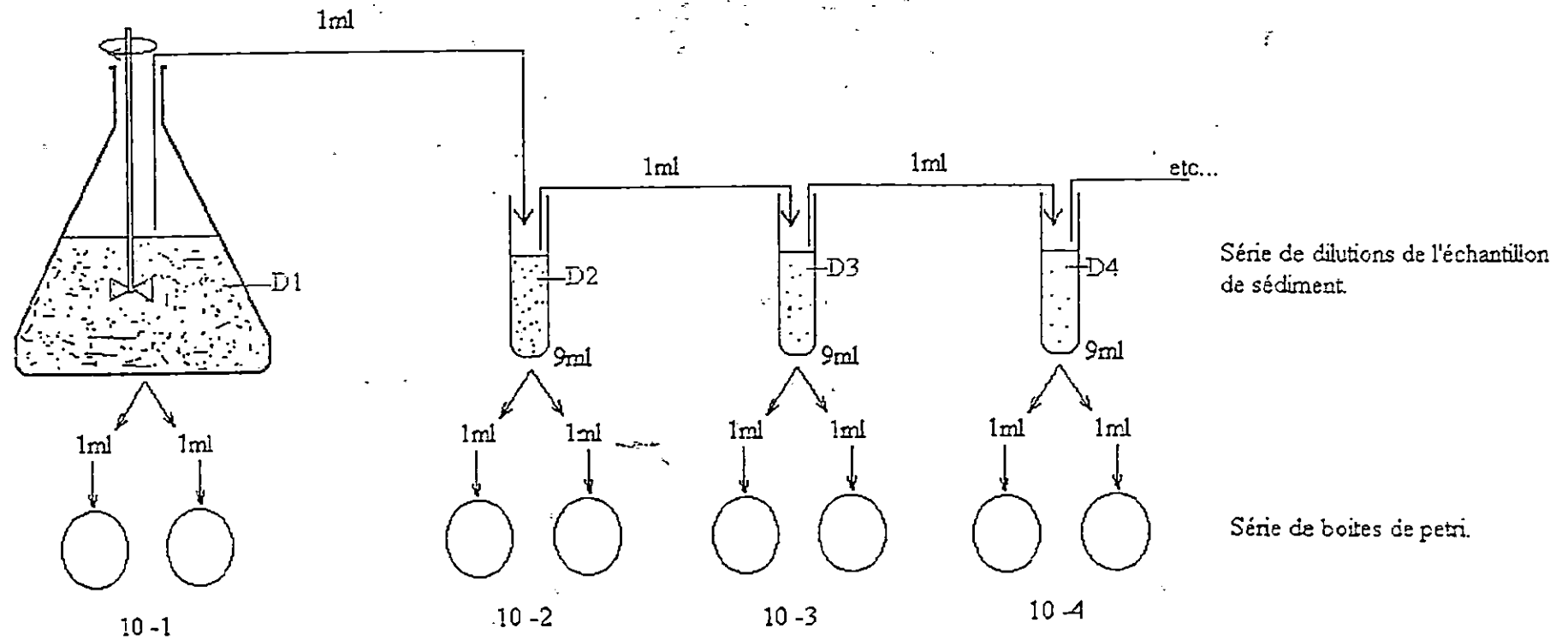


Figure 7: diagramme de recherche des coliformes fécaux par la méthode de l'incorporation sur gélose (OMS/PNUE,1995).

Les résultats des Coliformes fécaux dans le sédiment sont exprimé par le nombre de colonies dénombrés dans chaque boîte, après réctification selon les résultats des tests confirmatifs.

A ce stade; les concentrations observées sont exprimées en tant que coliformes fécaux pour 1 g de sédiment récolté (OMS / PNUE, 1995) en utilisant la relation suivante:

$$CF/g = \frac{\text{Nombre corrigé de colonies de coliformes fécaux}}{\text{grammes de sédiment humide récoltés}}$$

2.2.5. ETUDE DE LA DIFFUSION MICROBIENNE

L'objectif à atteindre est de décrire le phénomène de dispersion dans un régime permanent donné, afin de visualiser le rejet et sa dispersion et, d'évaluer le risque sanitaire de l'émissaire dans cette zone.

La finalité est donc, la proposition de techniques pouvant être entreprises pour que le milieu marin et ses utilisateurs soient à l'abris de contaminations.

2.2.5.1. DIFFUSION BACTERIENNE EN FONCTION DE LA DISTANCE

Il s'agit d'étudier la diminution des germes tests de contamination fécale en fonction de la distance dans le sens du courant, en considérant que :

- La dispersion s'effectue horizontalement
- L'effet du vent est négligeable, seul le courant est pris en compte
- La dispersion à lieu sur la couche superficielle, car 98.5% de la charge bactérienne suit les particules de faibles dimension (AUBERT M., 1979).

La décroissance bactérienne en fonction de la distance est de forme exponentielle tel que:

$$C = (C_0).e^{-ZX}$$

avec:

C: taux moyen en germes / 100 ml prélevé à (X) mètres du point de rejet.

C₀: taux moyen en germes / 100 ml au point de rejet (X = 0 m).

Z: coefficient de décroissance en germes tests.

X: distance du point de rejet (m).

2.2.5.2. Diffusion bactérienne en fonction du temps de séjour

La démarche consiste à estimer en tout point de prélèvement la décroissance des germes tests de contamination fécale notés " Z " et ce à partir de trois paramètres, La concentration observée dans chaque station (C_{obs}), la concentration au point de rejet (C) et l'âge théorique de l'effluent depuis le rejet (t).

En admettant que la variation de la population de germes tests en temps (t) soit proportionnelle au nombre d'individus, la disparition suit une loi différentielle de premier ordre:

$$\frac{dC}{dt} = -ZC$$

$$\frac{dC}{C} = -Zdt$$

Par intégration:

$$\ln \frac{C}{C_0} = -Zt$$

$$\Rightarrow C = C_0 e^{-Zt}$$

Avec:

- C: taux moyen en germe /100ml prélevé au point de rejet à l'instant (t)
- C₀: taux moyen en germes /100ml prélevé au point de rejet à l'instant (t = 0)
- Z: coefficient de décroissance en germes, taux instantané de disparition des germes
- t: temps de séjour en (s)

La recherche du coefficient Z traduisant la décroissance des germes tests est réalisée par la méthode numérique de la régression linéaire de $\ln \frac{C}{C_0}$, en fonction du temps de contact. La régression linéaire est approchée pour la méthode des moindres carrés.

2.2.5.2.1. ESTIMATION DE T₉₀ (RELATION ENTRE T₉₀ et Z).

Le T₉₀ est le temps nécessaire pour que 90% des germes disparaissent. Cette notion est très importante à déterminer dans toute étude de diffusion microbienne.

Avec: $C = C_0 e^{-Zt}$

Au temps $t = T_{90}$ considérons les 10% de la charge bactérienne restante:

$$10\% = e^{-ZT_{90}}$$

$$\text{Ln } 10 = \text{Ln } e^{-ZT_{90}}$$

$$2.31 = ZT_{90} \Rightarrow Z = \frac{2.3}{T_{90}}$$



**RESULTATS
ET
INTERPRETATIONS**

3. RESULTATS ET INTERPRETATION

3.1 LES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES

Les données brutes des paramètres étudiés, la salinité, température, pH, MES et sels nutritifs figurent en annexes 2.

Pour les besoins de l'étude dispersion / dilution, les moyennes des valeurs observées au niveau des différentes stations de prélèvement ont été retenues.

3.1.1 LA SALINITE

Les valeurs moyennes de la salinité regroupées dans le tableau suivant, augmentent en passant du point de rejet (St.1) à la station la plus éloignée.

Tableau 8: Résultats de la salinité moyenne dans la zone d'étude.

Stations	Profondeur (m)	Distances (m)		Salinité (PSU)		Ecart type	
		Surface	Fond	Surface	Fond	Surface	Fond
1	0	0	-	21.92	-	2.9	-
2	1	8.9	-	33.63	-	3.39	-
3	4	20.8	21.2	34.58	34.98	3	2.78
4	8	52	53.2	35.28	35.09	2.44	2.53
5	6.5	82.6	84.2	35.61	34.95	2.93	2.23

P.S.U : practical salinity unit

Les résultats ci-dessus montrent que l'eau de l'émissaire présente une salinité élevée (21.92 PSU), ceci s'explique par la présence dans les eaux résiduaires du centre de thalassothérapie de l'eau de mer utilisée pour les soins de balnéothérapie. Au point de mélange (St.2), la salinité augmente de 11.7 PSU, son ajustement s'opère graduellement en s'éloignant de l'émissaire (figure 8).

Bien qu'elle soit faible, la différence de salinité observée entre la surface et le fond (St.3) peut s'expliquer par la différence de densité entre le rejet (eau douce) qui est à la surface et l'eau du fond.

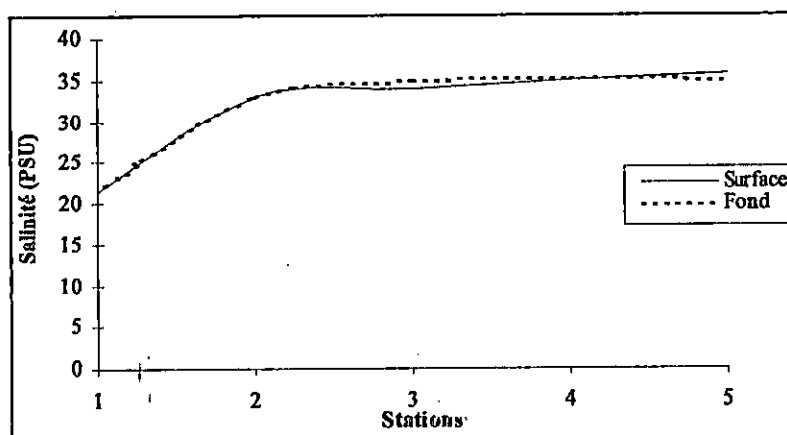


Figure 8: Variations des valeurs moyennes de la salinité (PSU) en fonction des stations.

Il faut noter que la dispersion se fait lentement, car la valeur enregistrée au niveau de la station 5 (35.6 PSU), est inférieure à la salinité moyenne observée dans la région au cours de mesures estivales antérieures effectuées par OULD HOCINE, (1993) et qui était de 37.3 PSU.

Les valeurs obtenues dans la présente étude, probablement sous-estimées, reflètent toutefois assez bien l'évolution des eaux rejetées par l'émissaire. A plus de 80 mètres du rejet et de la côte, la "dilution" est encore effective.

3.1.2 LA TEMPERATURE

La température de surface est comprise entre 32.38°C au débouché de l'émissaire, et 21.7°C au niveau de la station 5S (tableau 9). Une baisse significative de la température au point de contact (St.2), suivie d'une diminution graduelle au fur et à mesure que l'on s'éloigne du rivage ont été notées.

Tableau 9: Résultats de la température de la zone d'étude.

Stations	Profondeur (m)	Distances (m)		Température(°C)		Ecart type	
		Surface	Fond	Surface	Fond	Surface	Fond
1	0	0	-	32.38	-	2.9	-
2	1	8.9	-	23.18	-	3.68	-
3	4	20.8	21.2	22	21.44	3.08	3.21
4	8	52	53.2	21.63	20.98	3.52	3.22
5	6.5	82.6	84.2	21.7	19.8	3.24	2.12

La température baisse graduellement aussi bien en surface qu'en profondeur. Cependant, comme l'effluent chaud (32.38°C) et donc de densité inférieure, s'étale en surface, les températures de fond restent plus faibles (figure 9).

Les températures moyennes des stations 3, 4 et 5 correspondent aux températures observées précédemment dans la zone d'étude durant la même saison (20.5-22 °C) (ASSEFSAF et LEUBNA DJEMAZI, 1996), elles se stabilisent donc dès la station 3.

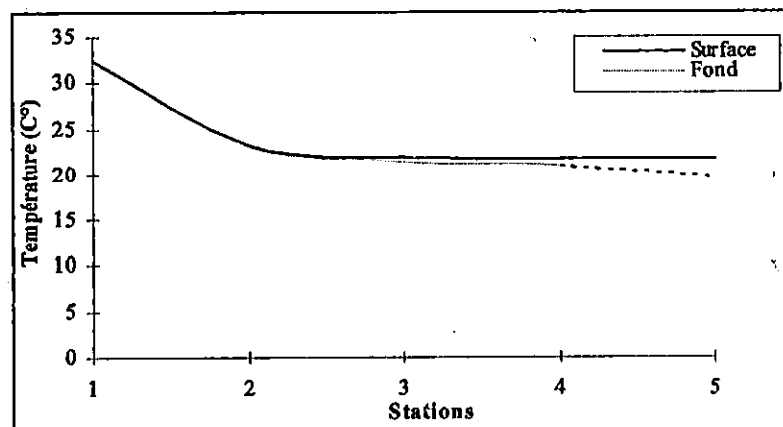


Figure 9: Variations des valeurs moyennes de la température (°C) en fonction des stations.

3.1.3 LE POTENTIEL D'HYDROGENE

Au niveau du point de contact un mélange important est réalisé, le pH passe de 7.35 à 7.8 (tableau 10).

Le pH relevé aux stations 3, 4 et 5 présente de petites variations aussi bien en surface qu'en profondeur (figure 10). Un petit "pic" est observé au niveau de la station 4 (en surface), zone ouverte vers le large et donc soumise à un brassage important avec l'eau de mer.

Tableau 10: pH moyen observé dans la zone d'étude en surface et en profondeur des stations de prélèvement.

Stations	Profondeurs (m)	Distances (m)		pH		Ecart type	
		Surface	Fond	Surface	Fond	Surface	Fond
1	0	0	-	7.35	-	0.22	-
2	1	8.9	-	7.8	-	0.14	-
3	4	20.8	21.2	7.9	7.92	0.15	0.12
4	8	52	53.2	7.95	7.91	0.13	0.14
5	6.5	82.6	84.2	7.93	7.92	0.11	0.15

Néanmoins, ces valeurs observées demeurent très en dessous du pH moyen (8.3) relevé près de nos côtes (OULD HOCINE et HEDROUG, 1993). La stabilisation à partir du point de mélange (St.2) est le résultat de l'effet tampon de l'eau de mer.

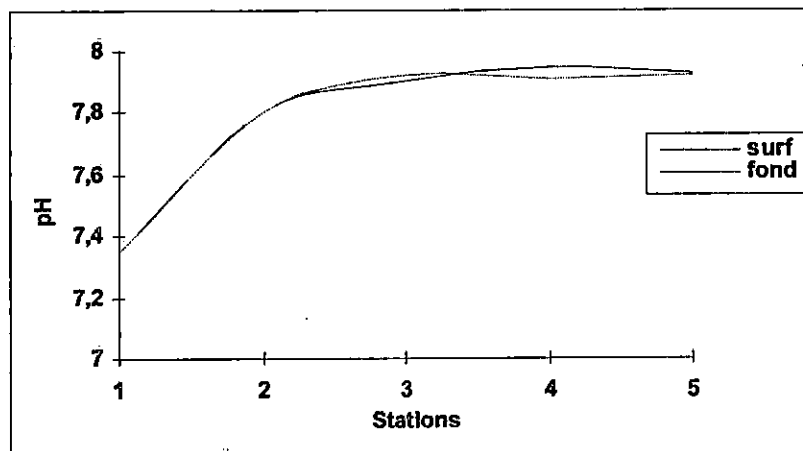


Figure 10: Variations des valeurs moyennes du potentiel hydrogène (pH) en fonction des stations.

Il semblerait que comme pour la salinité, les valeurs du pH soient sous-estimées. Ce faible pH peut s'expliquer par le fait que dans certaines eaux côtières de faible salinité et où il y a production de H₂S, le pH peut descendre à 7 ou même devenir acide (IVANOFF, 1972).

Tout au long de la période de prélèvement, une odeur caractéristique d'œuf pourri dû à la présence d'hydrogène sulfuré (H₂S) dans l'eau et le sédiment a été constaté.

3.1.4 LA MATIERE EN SUSPENSION

Les résultats du matériel particulaire présentait une telle variabilité tout au long des prélèvements (tableau 11) qu'il a été nécessaire de procéder au calcul d'une moyenne géométrique.

Tableau 11: Résultats du matériel particulaire

Stations	MES (mg / l) (moyennes géométriques)	Ecart type	Intervalle de confiance [a , b]
1	59.435	2.27	[56.62 , 62.2]
2	28.758	1.8	[26.53 , 30.9]
3	30.053	3.1	[26.2 , 33.2]
4	19.231	2.14	[16.57 , 21.9]
5	18.191	2.63	[14.93 , 21.45]

a: limite inférieure de l'intervalle de confiance; b: limite supérieure de l'intervalle de confiance.

Les eaux issues de l'émissaire sont très chargées en matériel particulaire, une importante fraction adhère aux parois rocheuses, se mélange ou se dépose au fond de telle sorte qu'au point de contact la teneur en MES est réduite de 50% (figure 11).

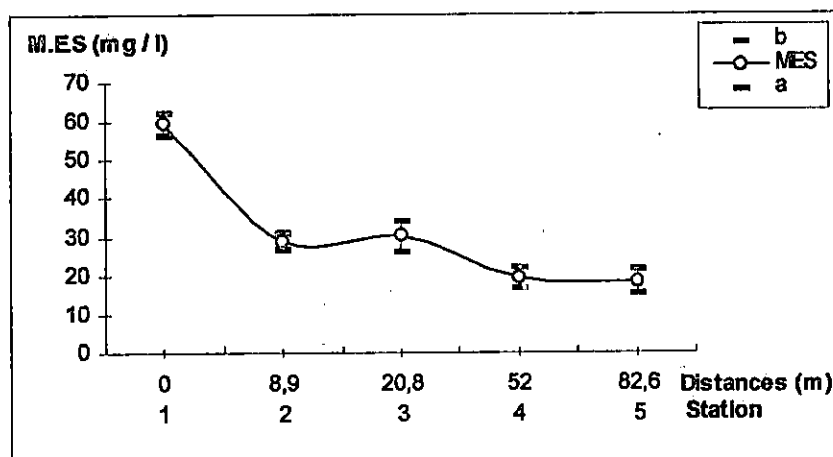


Figure 11: Variations des concentrations moyennes en MES en fonction des stations.

La station 3 présente une légère augmentation en M.E.S par rapport à la station 2, alors que le schéma général va dans le sens d'une réduction régulière en s'éloignant du rejet. Ceci est lié à l'hydrodynamisme caractérisant la station 3 qui est une zone de remous et de mélange, même au niveau du fond.

Le passage à la station 4 avec une baisse de la M.E.S à 19.2 mg/l confirme l'état instable de la station 3, dont l'écart type est le plus élevé (tableau 11).

3.1.5 LES SELS NUTRITIFS [NO₃⁻], [NO₂⁻]

Les teneurs en nitrates [NO₃⁻] et nitrites [NO₂⁻] sont élevées (tableau 12 et 13). Elles résultent d'un rejet massif de ces éléments par l'intermédiaire de l'émissaire, ceci est surtout vrai pour les nitrates; qui sont très liés aux apports d'eaux douces (POMMEPUY, 1987).

Dans les eaux côtières non polluées, les concentrations généralement trouvées sont de l'ordre de 0.01 µmol/l pour les nitrites, et de 0.05 µmol/l pour les nitrates, ceci en période estivale (AMINOT et CHAUSSEPIED, 1983).

Une importante diminution de la concentration est observée au point de contact avec l'eau de mer (St.2), elle est modérée pour les nitrites, très importante et plus rapide pour les nitrates (figure 13).

Tableau 12: Valeurs moyennes en nitrates.

Stations	Distance (m)	NO ₃ ⁻ (µmol / l)	Ecart type (S _{n-1})	Intervalle de confiance
1	0	2303.1	843.48	[1609 , 2997]
2	8.9	515.879	334.1	[241 , 791]
3	20.8	168.49	100.391	[86 , 251]
4	52	165.285	114.03	[71 , 260]
5	82.6	158.298	64.82	[105 , 212]

Tableau 13: Valeurs moyennes en nitrites.

Stations	Distance (m)	NO ₂ ⁻ (µmol / l)	Ecart type (S _{n-1})	Intervalle de confiance
1	0	12.67	3.248	[10 , 15.34]
2	8.9	9.64	2.450	[7.62 , 11.66]
3	20.8	6.990	1.787	[5.52 , 8.46]
4	52	6.993	2.043	[5.3 , 8.67]
5	82.6	6.956	1.164	[6 , 8]

Le point commun de ces deux éléments est la stabilisation relative de leurs concentrations à partir de la station 3, confirmée par l'écart type (tableau 12 et 13). Stabilisation relative, parce que ce sont deux paramètres instables de part leur non conservabilité dans l'eau de mer en été, et aussi par la grande variabilité de leur apport par l'émissaire. Cela est surtout notable pour les nitrates (tableau 12, figure 12a, et 12b).

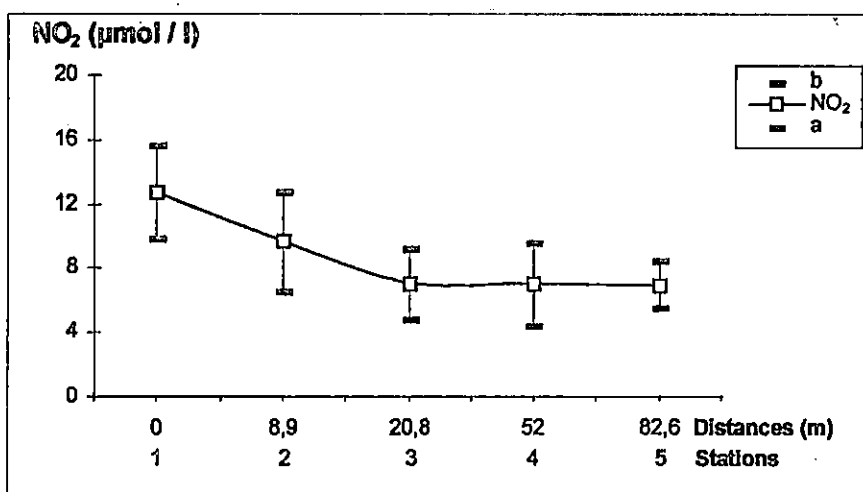


Figure 12 a: Variations des concentrations moyennes des nitrites en fonction des stations.

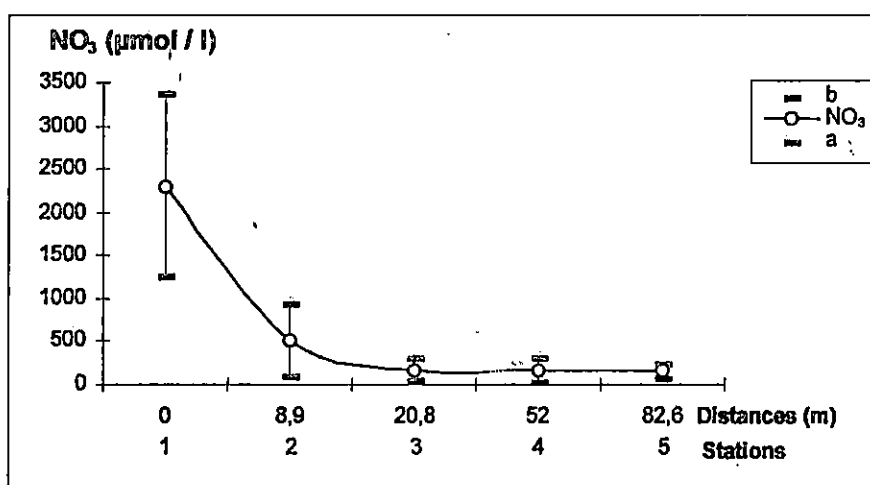


Figure 12 b: Variations des concentrations moyennes des nitrates en fonction des stations.

Les très fortes teneurs observées trouveraient leur explication dans le fait que le centre de thalassothérapie dispose de nombreuses surfaces vertes traitées aux engrais et régulièrement arrosées. Le réseau de drainage des eaux de ruissellement étant relié à l'émissaire, il pourrait recueillir une partie de ces eaux chargées en NO_3^- et NO_2^- .

Leur accumulation dans une zone confinée comme c'est le cas au niveau des stations 1 et 2, aboutit à un envahissement des algues vertes et filamenteuses, à une eau trouble et à des dégagements d'hydrogène sulfuré (H_2S) (REVILLON, 1991). Ce qui a été observé sur le site d'étude.

* * *

De l'analyse des paramètres, il ressort qu'il y a une dilution avec un mélange relativement rapide dans la couche de surface proche de l'émissaire (St.2), puis un mélange plus lent de cette couche avec le reste de la colonne d'eau au fur et à mesure que l'on s'éloigne du point de rejet (figure 13).

Le matériel particulaire très important près de l'émissaire décroît assez vite en raison de la sédimentation des particules lourdes et de la dispersion des particules plus légères.

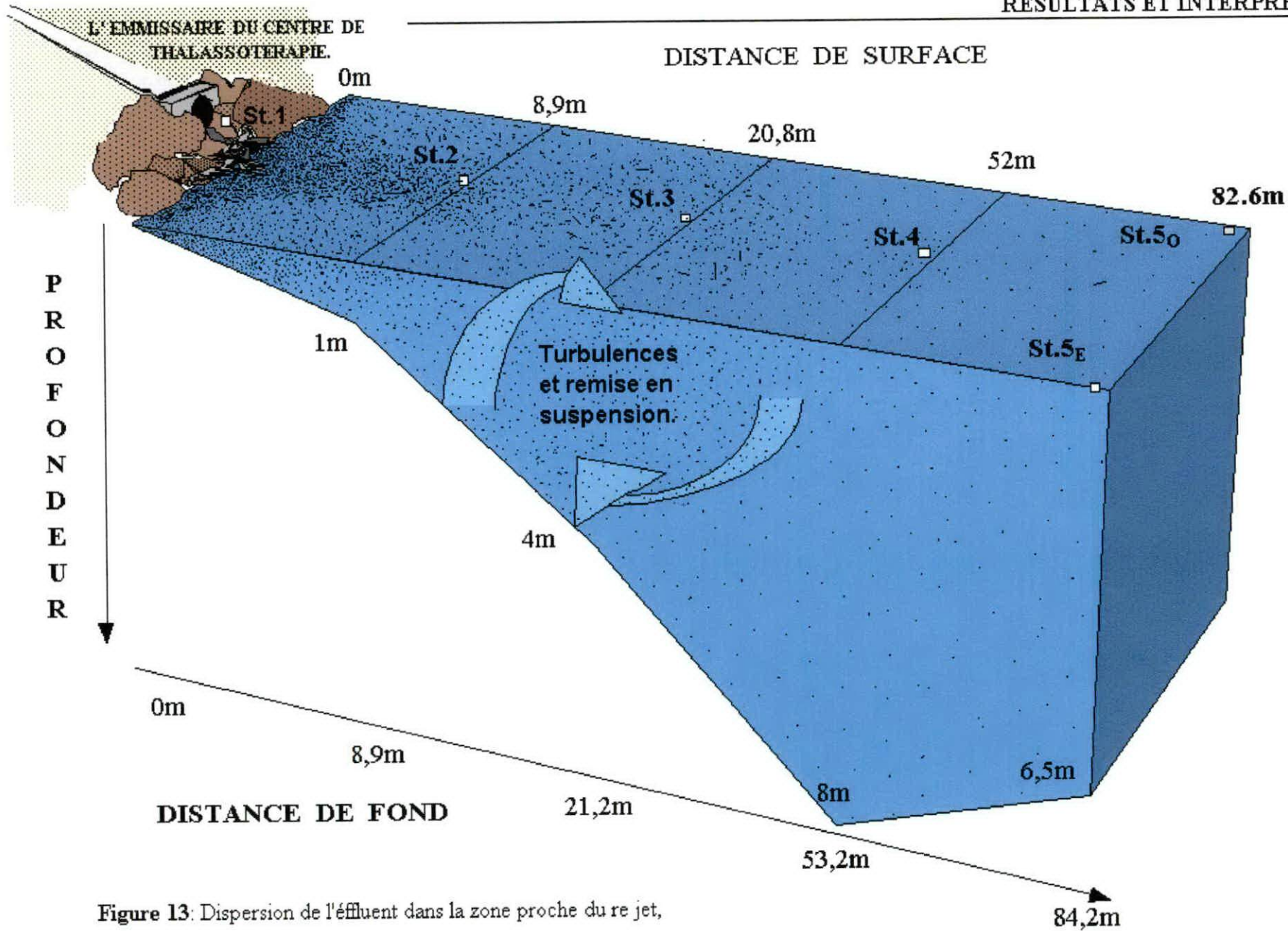


Figure 13: Dispersion de l'effluent dans la zone proche du re jet,

3.2 RESULTATS DE L'ANALYSE MICROBIOLOGIQUE DE L'EAU DE MER

Les concentrations expérimentales en coliformes totaux, coliformes fécaux, *Escherichia coli* et des entérocoques fécaux obtenues après dénombrement suivant la méthode d'analyse des tubes multiples préconisée par le PNUE / OMS, (1995), sont résumées en annexe 1.4.1.

La figure 14 représente les résultats brutes.

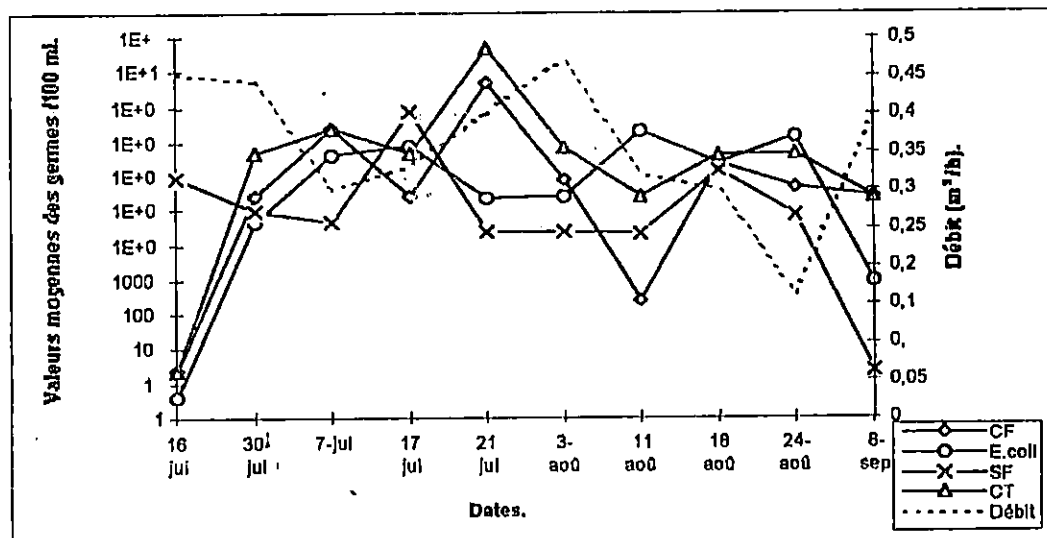


Figure 14: Evolution du débit du rejet et des concentrations bactériennes durant la période de prélèvement au niveau de la source d'émission (station 1).

Une très grande variation des concentrations est observées, ne serait ce qu'au niveau du rejet (St.1).

A titre d'illustration, si on considérait les taux en *E.coli* notés à la station 4fond au cours de 10 analyses hebdomadaires consécutives, on obtient:

Tableau 14: Fréquences des concentrations d' *E coli* observées à la station 4F au cours de la campagne de prélèvement.

Concentrations (/100 ml)	Fréquences (%)
3	30
7	10
9	10
23	10
430	10
24000	20
110000	10

Ces variations rendent difficiles toute interprétation sur un résultat unique et son intégration dans l'ensemble de l'étude. Pour tempérer ces fluctuations, un traitement statistique est nécessaire par l'application du modèle de probabilité lognormal (PNUE/OMS, 1995) sur les données brutes.

Les résultats et procédures de calcul de ce modèle sur des séries de concentrations microbiennes et pour chaque germe étudié figurent en annexes 1.4.2 .

3.2.1 EVALUATION DE LA QUALITE MICROBIOLOGIQUE DE L'EAU DE MER

Les charges bactériennes moyennes observées au voisinage du point de déversement (St.1) sont élevées (tableaux 16, 17, 18 et 19), et se rapprochent des teneurs en germes tests présents dans une eau d'égout type (AUBERT J., 1991), comme le montre le tableau suivant :

Tableau 15: Comparaison de la concentration initiale (Bact./100ml) d'une eau d'égout type par rapport à celle de l'effluent du centre de thalassothérapie de Sidi-Fredj.

Germes tests	CT50	CF50	SF50
Etude CERBOM (1991)	$4 \cdot 10^9$	$1.4 \cdot 10^7$	$2.5 \cdot 10^6$
Centre de thalassothérapie	$4.3 \cdot 10^9$	$1.2 \cdot 10^7$	$2 \cdot 10^6$

La population microbienne perd entre 95 et 98% (REVILLON, 1991) de son effectif au point de contact (St.2). Néanmoins, les concentrations restantes sont à hauteur ou dépassent largement les critères de qualité de l'OMS/PNUE (1983), qui prennent comme référence principale les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux (annexe 1.3.1).

3.2.1.1 LES COLIFORMES TOTAUX

La charge moyenne en coliformes totaux (CT) émise par l'effluent (St1) est très importante (tableau 16). Bien que la concentration bactérienne soit réduite à 2% au point de contact avec l'eau de mer (St2), elle reste conséquente.

Tableau 16: Evolution de la concentration en coliformes totaux (CT) de l'eau de mer selon un modèle lognormal.

Stations	CT ₅₀		Intervalle de confiance [a , b]		Ecart type	
	Surface	Fond	Surface	Fond	Surface	Fond
1	43158405	-	$[3.28 \cdot 10^6, 5.67 \cdot 10^8]$	-	3.602	-
2	798028	-	$[2.9 \cdot 10^5, 2.2 \cdot 10^6]$	-	1.42	-
3	234467	17035	$[10^5, 5.45 \cdot 10^5]$	$[4.8 \cdot 10^3, 6 \cdot 10^4]$	1.18	1.765
4	14719	4421	$[2.8 \cdot 10^3, 7.6 \cdot 10^4]$	$[10^3, 1.9 \cdot 10^4]$	2.31	2.072
5	8800	5328	$[2 \cdot 10^3, 4 \cdot 10^4]$	$[10^3, 2.5 \cdot 10^4]$	2.085	2.202

a: limite inférieure de l'intervalle de confiance, b: limite supérieure de l'intervalle de confiance.

Les intervalles de confiance calculés montrent que 97% des valeurs s'inscrivent dans l'intervalle [a , b]. Ce dernier est une mesure des valeurs les plus probables des concentrations observées dans les stations d'échantillonnage.

Les concentrations présentent une diminution progressive (figure 15), à l'exception de la station 3 de surface qui présente une certaine stabilisation probablement dû à sa configuration, car c'est une zone de remous et de mélange. Le taux de MES relevé à ce niveau confirme cette hypothèse (tableau 11).

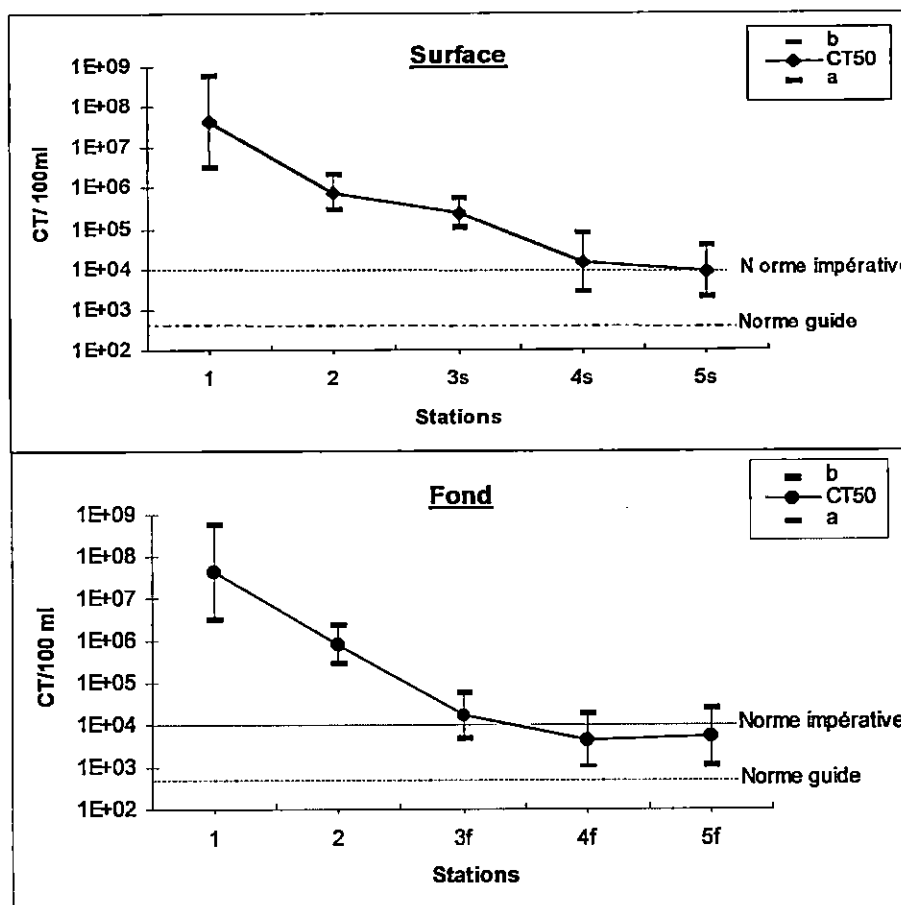


Figure 15: Variations des concentrations moyennes des coliformes totaux et leurs intervalles de confiance (IC: a, b).

La chute des teneurs en CT entre la station 3S et 4S, correspond à une ouverture vers le large (figure 16), où la dilution et la dispersion sont plus marqués.

Le pseudo-palier observé (figure 15) s'explique aussi par le fait que la station 5 est la moyenne en germe observé au niveau des stations 5 Est et 5 Ouest. La localisation de la station 5 variait en fonction de la direction du courant (Est, ou Ouest).

Ce transport ne se fait pas de la même manière à l'Est ou à l'Ouest (annexe 1.4.3). En effet, les concentrations moyennes observées à la surface de la station 5 sont plus élevées à l'Est qu'à l'Ouest (respectivement 14420 et 2881 CT / 100 ml), ceci à cause du cheminement de l'effluent parallèlement à la côte (figure 16) par courant d'Ouest.

A l'Est et à l'Ouest de la station 4, les concentrations restent au - dessus des normes qui sont de 500 CT /100ml pour la norme guide, et 10000 CT/100ml pour la norme impérative (CEE, 1975 in PNUE/OMS, 1995). Il semblerait qu'en s'éloignant de la côte les concentrations se stabilisent, ceci est plus important en profondeur.

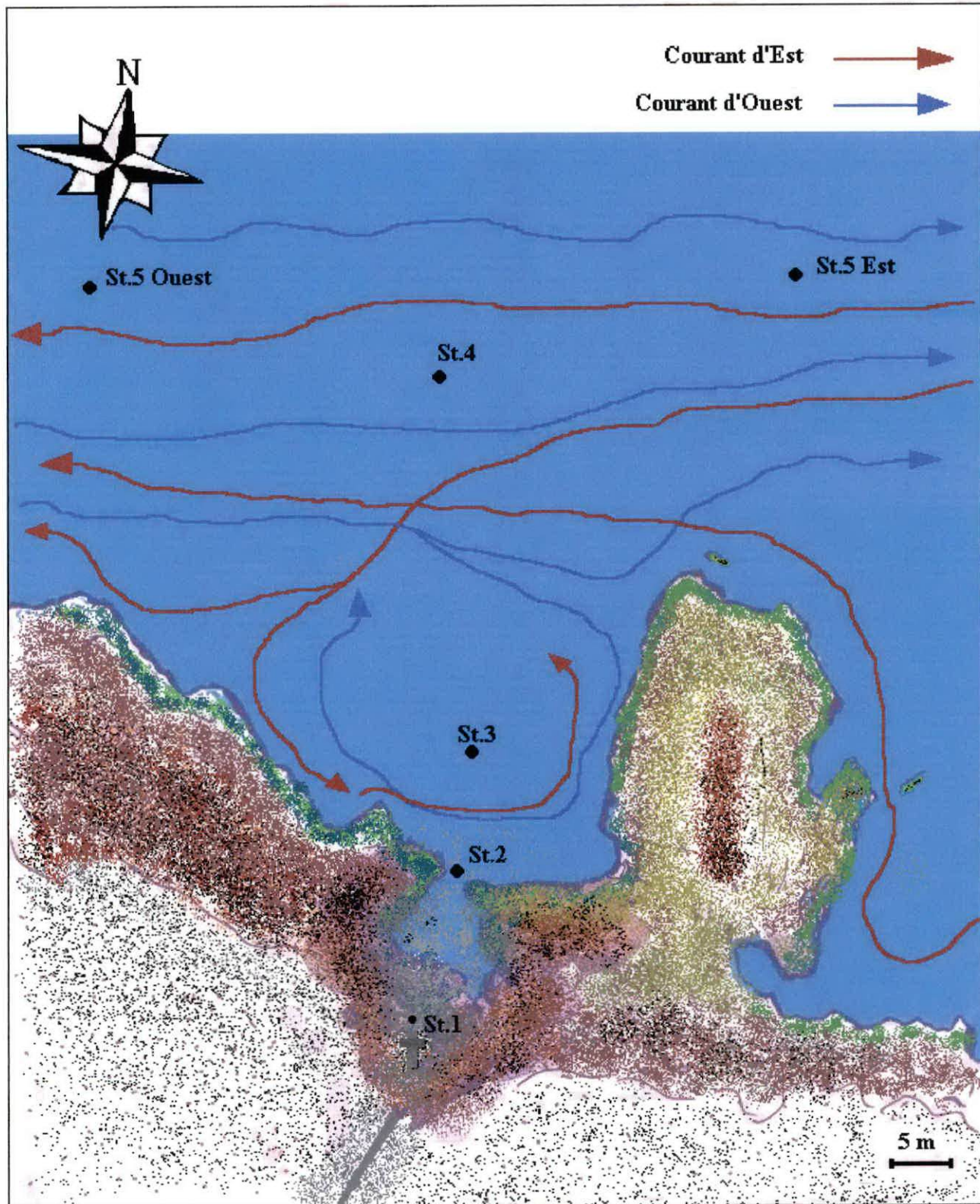


Figure 16: Schéma général de transport dans la zone d'étude en fonction des fréquences de courants observés (juin, septembre 1996).

Remarque: Les courants généraux de secteur NE et NO, deviennent en arrivant près de la côte des courants locaux de secteur Est et Ouest respectivement.

3.2.1.2 COLIFORMES FECAUX

Les concentrations en coliformes fécaux obtenues dans les eaux de surface et de fond sont représentées dans le tableau suivant:

Tableau 17: Evolution de la concentration en coliformes fécaux selon un modèle lognormal.

Stations	CF ₅₀		Intervalle de confiance		Ecart type	
	Surface	Fond	Surface	Fond	Surface	Fond
1	12150677	-	[10 ⁶ , 14 10 ⁷]	-	3.488	-
2	665504	-	[2.3 10 ⁵ , 1.8 10 ⁶]	-	1.434	-
3	203471	6984	[8.7 10 ⁴ , 4.7 10 ⁵]	[2.4 10 ³ , 1.9 10 ⁴]	1.176	1.437
4	7605	1561	[1.7 10 ³ , 3.3 10 ⁴]	[4.8 10 ² , 5 10 ³]	2.053	1.632
5	1634	419	[4.5 10 ² , 5.9 10 ³]	[1.4 10 ² , 1.3 10 ³]	1.795	1.577

Comme chez les CT les mêmes évolutions sont observées ici, ce sont les proportions qui changent (figure 17). La disparition de la population bactérienne à la station 2 est d'environ 95% (de 12150677 à 665504 CF / 100 ml), les 5% restant vont se répartir horizontalement et verticalement.

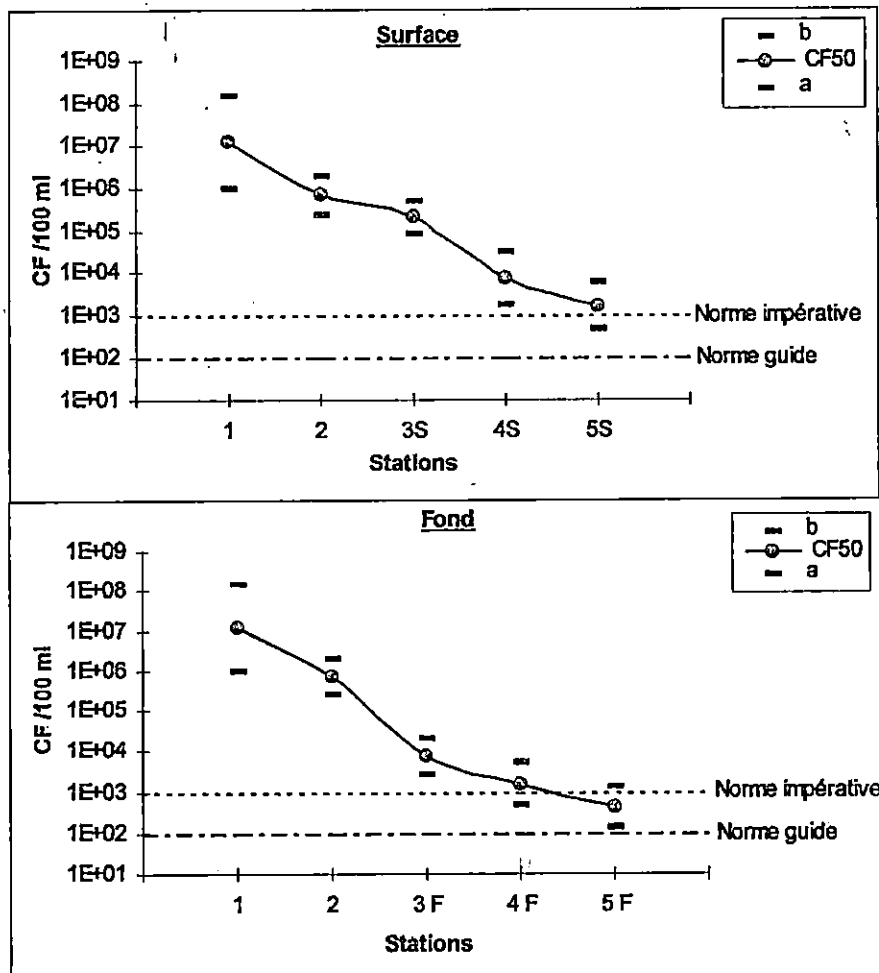


Figure 17: Variations des concentrations moyennes des coliformes fécaux et leurs intervalles de confiances.

Les concentrations demeurent toutefois élevées par rapport aux normes des eaux de baignades (annexe 1.3.1), aussi bien en surface qu'en profondeur.

L'évolution de la concentration des coliformes fécaux de la station 4 à 5, est contraire à celle observée pour les coliformes totaux. Les concentrations moyennes en CF notées à l'Est de la station 4 (St.5Est), sont inférieures à celles observées à l'Ouest de celle-ci (St.5 Ouest), que ce soit à la surface ou en profondeur (annexe 1.4.3).

Ces observations s'expliqueraient par le fait que le courant d'Est qui est rapide lorsque le régime des vents est E et N-E (66% des cas lorsque la mer est agitée) (annexe 3.1), transporte et disperse l'effluent plus vite vers la station 5 Ouest, qui présentera donc une concentration supérieure en C. fécaux.

Par contre le courant d'Ouest qui est plus lent (75 % des cas lorsque la mer est calme) (annexe 3.1), transporte lentement l'effluent qui aura tendance à stagner dans la zone proche du rejet (station 1, 2, et 3), ce qui fait que les concentrations observées à la station 5 Est sont plus faibles.

Ces observations sont également valables pour *E. coli* et les streptocoques fécaux (figure 16, annexe 1.4.3).

3.2.1.3 *ESCHERICHIA COLI*

La concentration en *E. coli* observée à la station 1 est relativement élevée et importante (tableau 18) par rapport à la décroissance au niveau des autres stations, en surface et en profondeur.

En surface, les taux en *E. coli* décroissent rapidement et atteignent les normes impératives dès la station 4S (figure 18). En profondeur, la mortalité est plus marquée, et les normes de salubrité sont atteintes dès la station 3F.

Tableau 18: Evolution de la concentration en *Escherichia-coli* selon un modèle lognormal.

Stations	EC ₅₀		Intervalle de confiance		Ecart type	
	Surface	Fond	Surface	Fond	Surface	Fond
1	7134100	-	[46 10 ⁴ , 11 10 ⁷]	-	3.821	-
2	130166	-	[1.9 10 ⁴ , 8.5 10 ⁵]	-	2.622	-
3	8017	617	[8 10 ² , 8 10 ⁴]	[10 ² , 3.10 ³]	3.212	2.304
4	899	327	[10 ³ , 6 10 ³]	[39, 2.7 10 ³]	2.693	2.977
5	553	60	[10 ² , 3 10 ³]	[18, 2 10 ²]	2.157	1.67

Du point de vue sanitaire *E.coli* est le plus important des paramètres microbiologique pris en compte dans la surveillance bactérienne des eaux récréatives au même titre que les streptocoques fécaux (JOANNY, 1994).

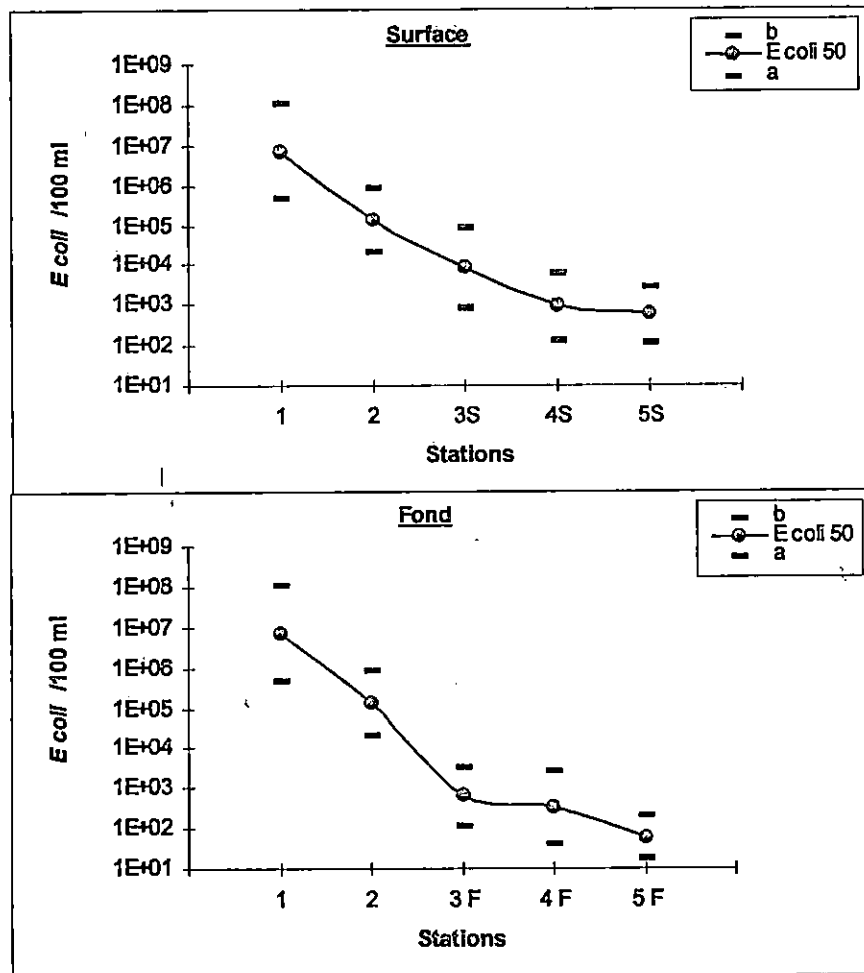


Figure 18: Variations des concentrations moyennes des *Escherichia coli* et leurs intervalles de confiances.

La mortalité bactérienne est ralentie mais elle est tout de même visible au niveau de la station 5F. Le nombre réduit d'*E.coli* par rapport aux coliformes fécaux n'a pas permis d'appliquer les mêmes normes. Pour cela un barème des critères de salubrité dérivé de celui de l'OMS / PNUE (1983) a été appliqué (annexe 1.3.1), il y apparaît qu'à partir de la station 4S, la qualité de l'eau de mer est tout juste moyenne (tableau 18).

3.2.1.4 STREPTOCOQUES FECAUX

De tous les germes recherchés, la charge en streptocoques fécaux émise par l'émissaire est la plus faible (tableau 19), mais c'est eux qui survivent le mieux et le plus longtemps.

La courbe de décroissance à la surface et au fond suit la même évolution que celle des autres germes, cependant la vitesse de décroissance varie, elle est moins rapide pour les SF (figure 19), surtout à partir de la station 4 où est observé une importante stabilisation de concentration à la surface, et une augmentation de celle-ci au fond (tableau 19).

Tableau 19: Evolution de la concentration en Streptocoques fécaux de l'eau de mer selon un modèle lognormal.

Stations	SF ₅₀		Intervalle de confiance		Ecart type	
	Surface	Fond	Surface	Fond	Surface	Fond
1	1963853	-	[2.4 10 ⁵ , 1.5 10 ⁷]	-	2.903	-
2	70153	-	[1.1 10 ⁴ , 4.2 10 ⁵]	-	2.53	-
3	45807	635	[10 ⁴ , 2 10 ⁵]	[1.6 10 ³ , 2.5 10 ³]	2.067	1.965
4	1483	704	[3.7 10 ² , 5.9 10 ³]	[1.7 10 ² , 2.9 10 ³]	1.939	1.985
5	1262	777	[3.5 10 ² , 4.5 10 ³]	[2.3 10 ² , 2.6 10 ³]	1.788	1.707

Ceci s'explique par la haute résistivité des SF dans le milieu marin par rapport aux autres indicateurs de contamination fécale.

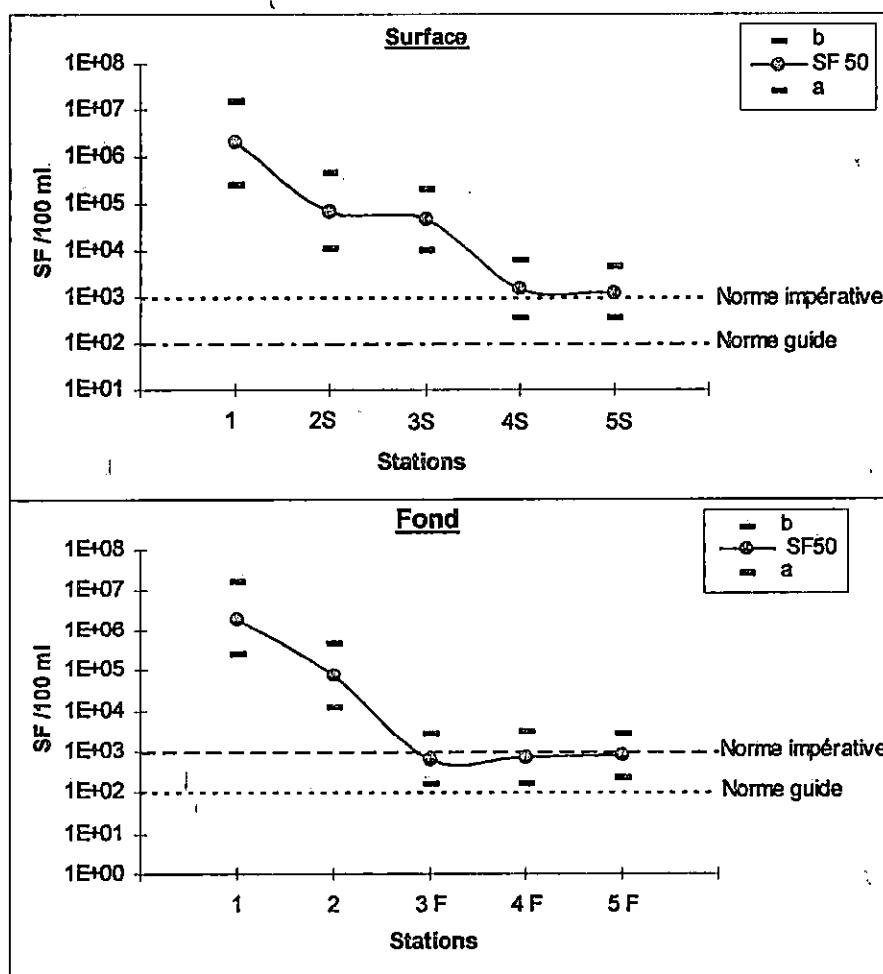


Figure 19: Variations des concentrations moyennes des Streptocoques fécaux et leurs intervalles de confiances.

La concentration moyenne notée à la station 5 est à la limite de la valeur impérative (annexe 1.3.1) et qualifiant donc l'eau comme ayant une mauvaise qualité bactériologique.

En ce qui concerne les stations 5 Ouest et 5Est, les observations émises pour les CF et *E. coli* sont valables pour les streptocoques fécaux.

3.3 EVALUATION DE LA QUALITE MICROBIOLOGIQUE DU SEDIMENT (recherche des coliformes fécaux)

Les concentrations expérimentales brutes en coliformes fécaux dans le sédiment obtenue suivant la méthode de l'incorporation dans la masse (PNUE / OMS, 1995) figurent en annexe 1.4.4 . Les concentrations moyennes (tableau 20) sont exprimées en unité formant colonie par gramme de sédiment humide.

Tableau 20: Résultats des coliformes fécaux dans le sédiment.

Stations	UFC/g	Ecart type	[a , b]	UFC/100ml
3	767	9.73	[758 ; 776]	7670
4	51	20.74	[32 ; 70]	510
5	22	7.52	[13 ; 31]	220

Les teneurs en CF dans le sédiment diminuent de la station 3 à la station 5 (figure 20), avec une très forte baisse entre la station 3 et 4.

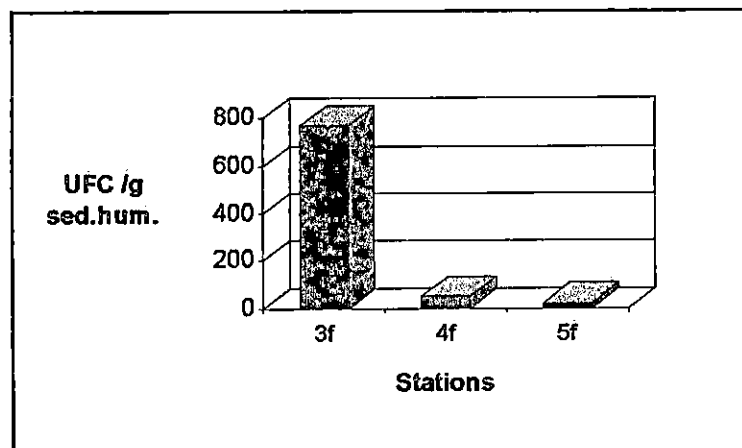


Figure 20: Concentrations moyennes des coliformes fécaux dénombrés dans le sédiment.

Les faibles teneurs en coliformes fécaux obtenues dans le sédiment par rapport à celles observées dans la colonne d'eau s'expliqueraient par la nature même du sédiment prélevés. En effet le sédiment de la zone d'étude est de nature graveleuse parfois sableuse, par conséquent, il n'est pas riche en matière organique.

Selon YDE, (1980) le taux de matière organique dans le sable n'est que de 1%, contre 40 à 90% pour la vase. Cette dernière offre les éléments indispensables à la survie des germes fécaux (Pommepey et *al*, 1994).

Une conversion est nécessaire pour comparer les résultats de l'eau par rapport à ceux du sédiment, car dans l'analyse de ce dernier ; 100 g correspondent à 1000 ml de solution mère, tel-que:

$$X \text{ germes de CF/100 ml} = X \text{ germes de CF/g} \cdot 10$$

Il en ressort qu'au niveau de la station 3, où se fait le plus gros de la sédimentation, la concentration en CF dans le sédiment est supérieure à celle observée dans l'eau surnageante (7670 contre 6984 CF/100ml). Du point de vue sanitaire, les résultats de la matrice sédimentaire confirment l'état d'insalubrité de la zone d'étude avec des concentrations supérieures à la norme guide (annexe 1.3.1, tableau 20).

3.4 ESSAIS D'ANALYSE GLOBALE

Cette section traite quelques aspects liés à la dynamique de la pollution générée par un rejet "domestique" en mer et au devenir des germes et autres marqueurs (sels nutritifs, traceurs classiques des eaux de mer) qui y sont introduits.

Si ces marqueurs reproduisent sous l'aspect physique ou chimique, d'une manière suffisamment fidèle le comportement d'un rejet d'eaux douces en mer, ils ne peuvent rendre avec une précision analogue, l'évolution particulière et biologique des éléments contenus dans l'eau d'égout en contact avec le milieu marin.

Cette dynamique de pollution est abordée par l'étude de quelques rapports et autres corrélations entre les contaminants microbiens ou tout simplement chimiques.

Le rapport CF/SF, permet de déterminer l'origine de la pollution (humaine ou animale), il permet surtout dans le cas présent d'apprécier la résistance de ces germes tests dans le milieu marin.

Excellent vecteur de germes introduits en mer, la MES par ses rôles protecteur et nutritifs, influence grandement l'évolution des germes dans ce milieu. Cette probable influence est abordée par l'étude de la relation des germes fécaux avec la MES, et par la relation des coliformes fécaux dans le sédiment avec la MES.

La pollution biologique de l'eau de mer est communiquée aux sédiments par l'intermédiaire de la matière organique à laquelle sont fixés les germes.

Enfin, la dispersion/dilution à travers l'étude de corrélation sels nutritifs/distances, et à travers l'un des aspects les plus importants de la dynamique de cette pollution qu'est l'étude de la décroissance bactérienne dans l'espace et dans le temps, est appréciée.

3.4.1 ETUDE DU RAPPORT COLIFORMES FECAUX / STREPTOCOQUES FECAUX

Le rapport CF/SF en fonction des stations est sujet à des variations (tableau 21). L'application du barème de GELDREICH et KENNER (1969; in BORREGO et al, 1982) sur la valeur calculée au débouché de l'émissaire confirme que la pollution est exclusivement humaine (CF/SF=6.18 ≥ 4).

Tableau 21: Rapport CF/SF à la surface et au fond des stations de prélèvement.

Stations	CF/SF	CF/SF
	Surface	Fond
1	6.18	6.18
2	9.48	9.48
3	4.44	10.9
4	5.12	2.21
5	1.3	0.54

En surface, et jusqu'à la station 4 le rapport est largement en faveur des coliformes fécaux. Sachant que les streptocoques fécaux s'associent en chaînettes de 20 à 40 µm de long, ils auront tendance à se concentrer plus au fond que les C. Fécaux (Anonyme, in CNRS, 1980).

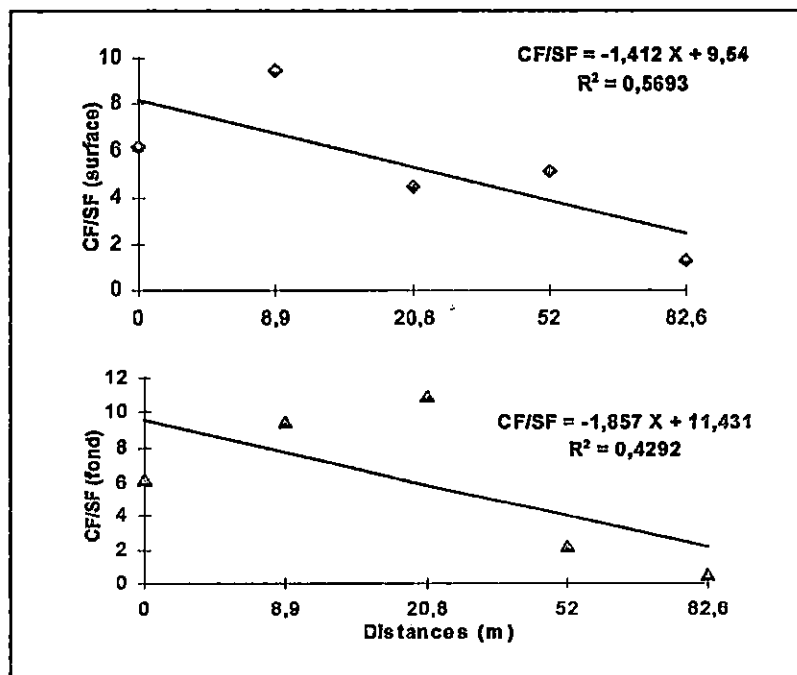


Figure 21: Evolution du rapport des coliformes fécaux sur les entérocoques fécaux en fonction des distances.

Au niveau de la station 5, le rapport ne donne qu'un tout petit avantage aux C. Fécaux (tableau 21). Au fond de la station 3 la valeur est très élevée, car après décantation des MES les sédiments constituent un réservoir de germes et de matière organique, contaminant les eaux sus-jacentes déjà chargées, par leur remise en suspension.

Une étude de VELESCU, (1982) confirme cette observation en estimant que les zones les plus polluées présentent un nombre de CF supérieur à celui des SF. Ce rapport s'inverse pour les points les moins pollués (station 5).

Mais que ce soit à la surface ou au fond, le rapport CF/SF ne présente pas de corrélation significative ($t_{obs} = 1.2 < t_{0.975} = 2.78$). Ce résultat est conforme aux observations.

3.4.2 ETUDE DE LA RELATION DES GERMES FECAUX AVEC LA M.E.S

Les 2/3 de la charge organique d'une eau usée urbaine sont sous la forme d'éléments particuliers en suspension ou en solution colloïdale (AUBERT M., 1991). Près des rejets, le pourcentage des bactéries libres est inférieur à 7% (POMMEPUY, 1987). GAUTHIER et PIETRI, (1989) estiment que 98.5% des germes sont adsorbés aux fines particules (<20µm).

Dans la présente étude, les pourcentages de germes observés à la surface par rapport au fond d'un même point de prélèvement (station 3), varient entre 92 et 98.5% (tableau 22). La station 3 a été prise comme référence parce que c'est la première station qui s'ouvre vers la mer et qui offre donc des possibilités de sédimentation.

Tableau 22: Pourcentage des germes observés à la surface de la station 3.

Germes tests	Pourcentage en surface
CT	93.22
CF	96.68
<i>E. coli</i>	92.85
SF	98.63

La figure 22 montre que quand les taux en MES diminuent, les concentrations bactériennes à la surface diminuent également. La même relation n'est pas observée au fond.

L'étude corrélatrice semble confirmer cela, car un bon coefficient de corrélation ($R^2=0.96$) lie significativement les germes de surface à la MES ($t_{obs} = 6.7 > t_{0.975} = 2.78$). Alors que les germes de fond ne présentent pas de corrélation significative avec la matière en suspension ($t_{obs} = 2.76 < t_{0.975} = 2.78$).

Donc, le devenir des germes dans l'eau de mer est étroitement lié à celui des particules en suspension.

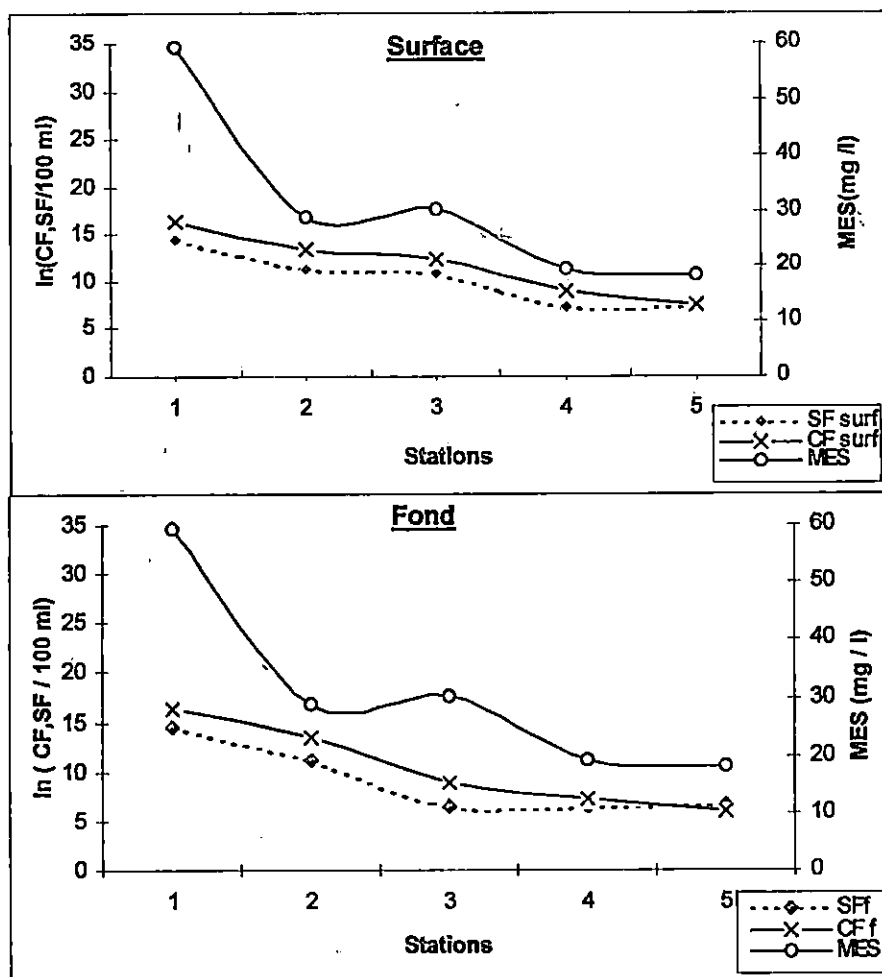


Figure 22: Evolution des concentrations en coliformes fécaux et en entérocoques fécaux à la surface et au fond, avec la MES en fonction des stations.

3.4.3 ETUDE DE LA RELATION DES COLIFORMES FECAUX DANS L'EAU DE MER ET DANS LE SEDIMENT AVEC LA MES

Cette relation (figure 23) montre que la cinétique de disparition des coliformes fécaux, est identique dans la colonne d'eau et dans le sédiment superficiel. Elle est plus nette entre la MES et les coliformes fécaux dans le sédiment.

L'augmentation de la MES dans la colonne d'eau implique une importante sédimentation des matières organiques, et des coliformes fécaux (entre autres) adsorbés aux particules (DUPRAY et *al*, 1990), entraînant une augmentation de la concentration de CF dans la matrice sédimentaire.

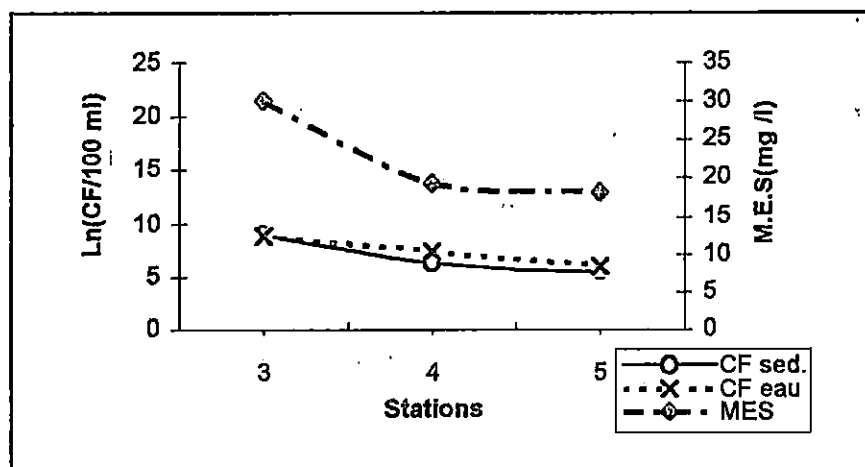


Figure 23: Evolution des taux en CF dans l'eau, le sédiment et de la MES en fonction des stations.

3.4.4 ETUDE DE LA DILUTION

3.4.4.1 DILUTION DES SELS NUTRITIFS

JOANNY et al, (1994) ont comparé les nitrates avec la salinité pour illustrer la dilution de ces éléments par les eaux marines (figure 24).

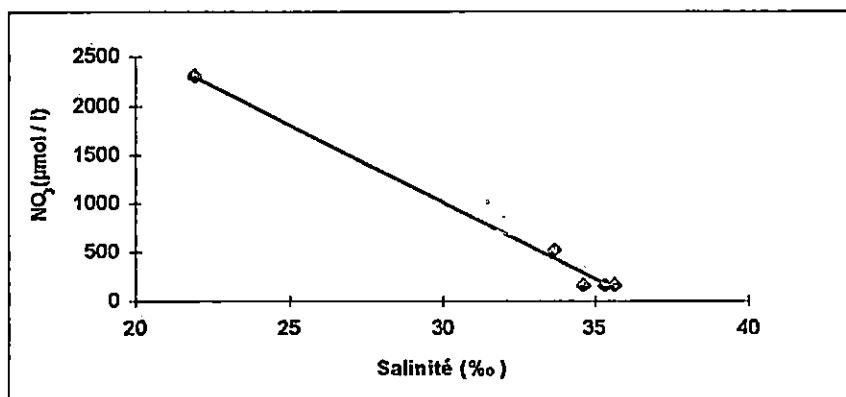


Figure 24: Relation entre la salinité et les nitrates.

Cette relation indique que la dilution est une fonction linéaire reliant ces deux paramètres. Toute fois, la prudence s'impose, car cette relation n'exclue pas le fait qu'il puisse y' avoir d'autres phénomènes intervenant en dehors de la dilution proprement dite.

Dans la figure 25, la dispersion des germes représentés par les CF et les SF, est comparée à celle des traceurs chimiques (NO₂⁻, NO₃⁻) censés être conservatifs. Il s'en dégage deux faits importants:

- Les indicateurs de la pollution fécale (CF, SF) décroissent plus vite et dans des proportions infiniment plus importantes que les nitrates et les nitrites.
- La baisse brutale des taux en nitrates (NO₃⁻).

Les germes sont non seulement soumis à une dilution physique, mais aussi à une mortalité qui serait due au stress et aux phénomènes de prédateurs et d'antibioses, sans omettre la notion d'adaptation vers un état non cultivable (GAUTHIER et PIETRI, 1989).

La baisse des nitrates pourrait s'expliquer par l'activité phytoplanctonique. Les prélèvements ont eu lieu en été, période durant laquelle la photosynthèse est intense, les nitrates sont puisés de l'eau de mer par le plancton comme apport nutritif principal (PORTIER; in AUBERT, 1979). Donc, en plus du phénomène physique de dilution, il y a une action biologique qui intervient dans la diminution des taux en sels nutritifs.

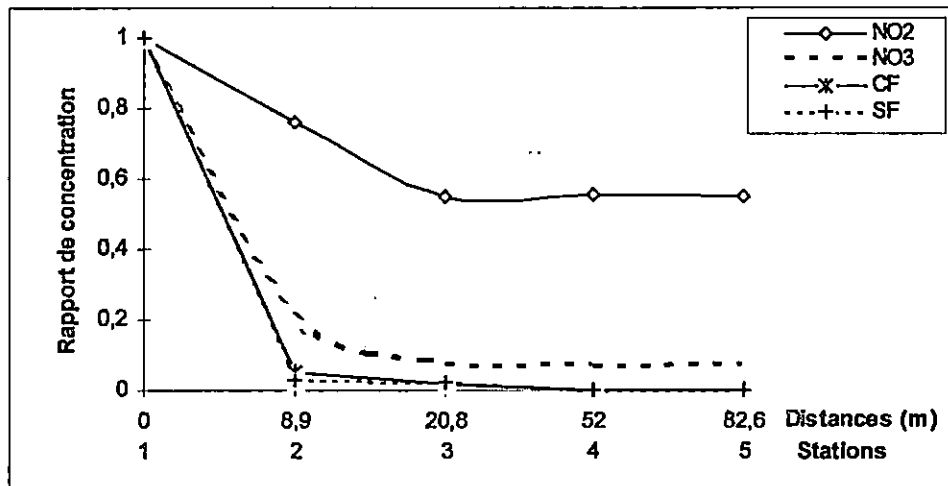


Figure 25: Concentrations des sels nutritifs (dilution) et des germes fécaux (dilution et mortalité) au niveau des stations, évaluées par rapport aux concentrations correspondantes à la source du rejet (C_0).

Cela est confirmé par l'inexistence de corrélation (figure 26) entre la dilution de ces sels nutritifs et la distance : ($t_{obs} [NO_3=1.83]; [NO_2=1.95] < t_{0.975} = 2.78$).

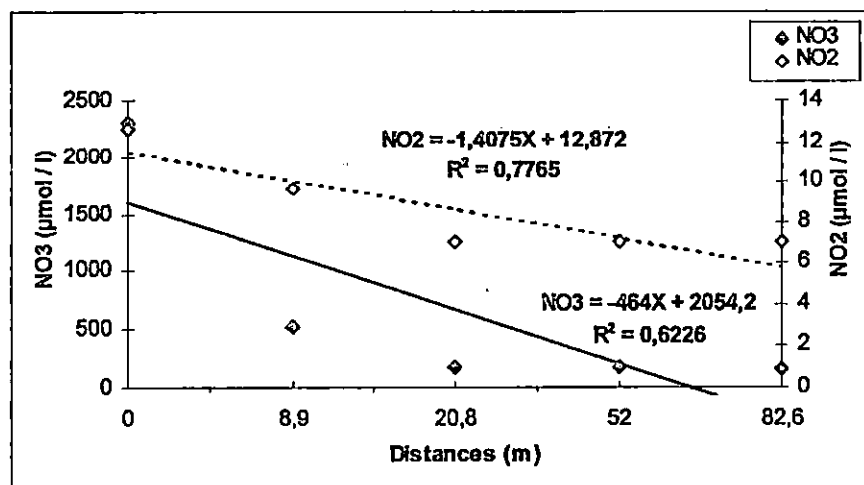


Figure 26: Dilution des sels nutritifs en fonction des distances.

3.4.5 ETUDE DE LA DECROISSANCE BACTERIENNE

La "mortalité" bactérienne enregistrée entre le point de rejet (St.1) et le point de contact avec l'eau de mer (St.2) est si importante (tableau 23), que l'étude de dispersion ne concernera qu'une infime concentration de germes restantes.

Tableau 23: Mortalité bactérienne au point de contact avec l'eau de mer (différence de concentrations bactériennes entre la station 1, et la station 2).

Germes tests	Mortalité (%)
CT 50	99.8
CF 50	94.5
<i>E.Coli</i> 50	98.17
SF 50	96.42

Pour cette raison, il a été considéré que le temps de contact initial des germes avec le milieu marin (t_0) débiterait au niveau de la station 2, impliquant un ajustement de la distance à 0m à partir de cette même station (tableau 24).

Cette étude ne prend en considération que les concentrations des germes présents à la surface, car la plus grande fraction bactérienne suit les particules de faibles dimensions, soit environ 98.5 % (AUBERT M., 1991). C'est donc essentiellement en surface que se fait la dispersion.

Tableau 24: Stations et distances correspondantes prise en considération dans l'étude de décroissance en fonction des distances.

Stations	Distances (m)
2	0
3	11.9
4	43.1
5	73.7

3.4.5.1 DECROISSANCE BACTERIENNE EN FONCTION DES DISTANCES

Le but est de connaître à partir de quelle distance de l'émissaire les concentrations en germes tests deviennent conformes aux normes de salubrité.

La recherche d'un coefficient traduisant la décroissance des germes a été réalisée par l'application d'une équation de forme:

$$Y = b e^{ax}$$

avec:

Y: concentration du germe test considéré (/ 100ml).

X: distance (m).

b: ordonnée à l'origine.

a: pente de la droite (coefficient de décroissance).

Des régressions exponentielles ont été établis avec les concentrations observées à partir de la station 2, c'est à dire avec quatre observations. Ceci a permis d'obtenir deux équations régressives, l'une pour les concentrations non dépassées dans 50% des cas (XX50) et la seconde pour les concentrations non dépassées dans 90% des cas (XX90).

A partir de ces relations des concentrations théoriques sont calculées pour des distances plus grandes, afin d'extrapoler les deux droites.

Dans cette étude les distances pour lesquelles les concentrations deviennent inférieures à la valeur guide ne sont pas les mêmes pour chaque indicateur bactérien.

Ainsi donc, les coliformes totaux sont conformes aux normes impératives et guides (figure 27) à partir de 110m, avec des corrélations significatives jusqu'à 200m de la station 2 ($t_{obs} [CT90] = 6.64; [CT50] = 6.49 \geq t_{0.975} = 2.57$).

Les deux derniers points sont théoriques.

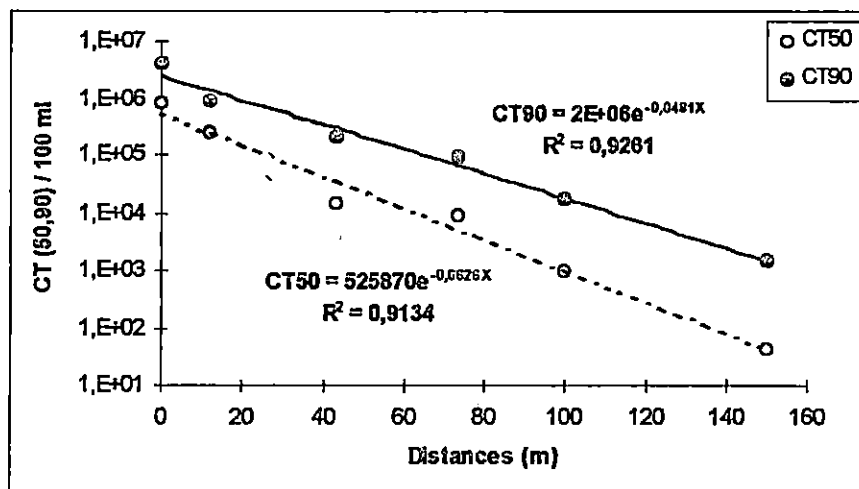


Figure 27: Décroissance des coliformes totaux en fonction des distances à partir du point de contact.

Ce qui a été observé pour les coliformes totaux est valable pour les coliformes fécaux, mais à partir de 103 m (figure 28).

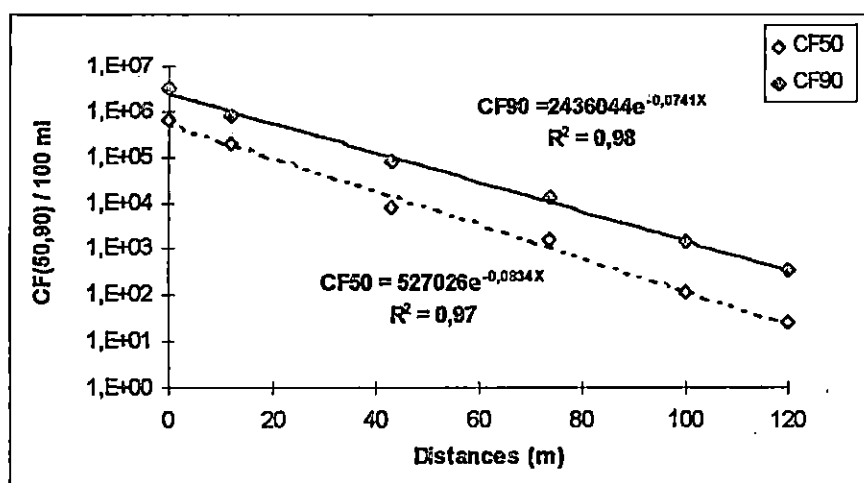


Figure 28: Décroissance des coliformes fécaux en fonction des distances à partir du point de contact.

La qualité de l'eau lorsque l'on considère *E. coli* (figure 29), qui est du point de vue sanitaire le plus important des paramètres microbiologiques (JOANNY et al, 1994), est très bonne dès 100 m, avec une corrélation significative ($t_{obs}[EC\ 50] = 3.73 \geq t_{0,975}=2.78$).

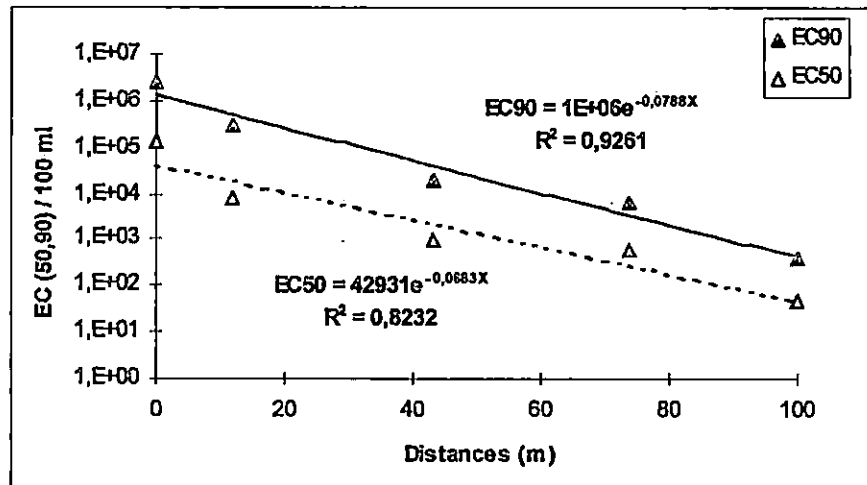


Figure 29: Décroissance des *Escherichia coli* en fonction des distances à partir du point de contact.

Les concentrations bactériennes calculées sont systématiquement sur - estimées près du rejet et sous-estimées loin de celui-ci, car il s'agit de valeurs théoriques qui ne prennent pas en ligne de compte la mortalité. Cette mortalité est importante durant les premiers instants de contact avec le milieu marin, puis elle se stabilise en s'éloignant du rejet (résistance et adaptation).

Un croisement anormal des deux droites est observé vers 110m (figure 30) pour les streptocoques fécaux, alors que les valeurs des SF90 sont normalement supérieures aux SF50.

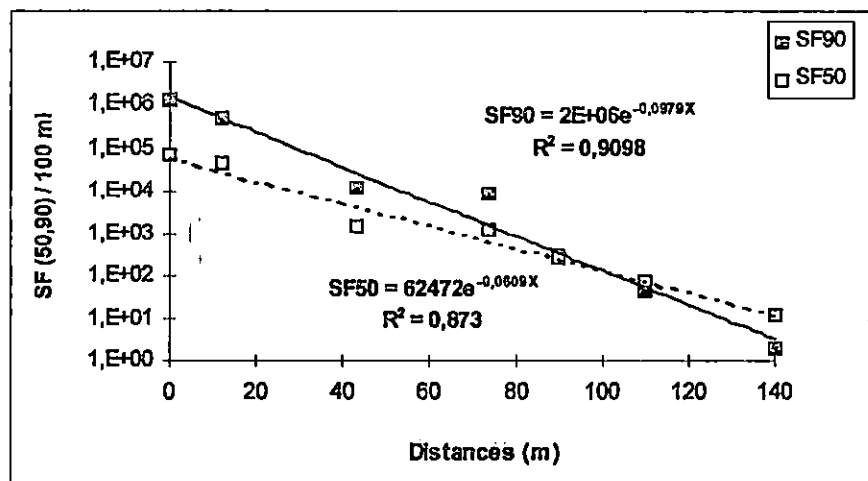


Figure 30: Décroissance des Streptocoques fécaux en fonction des distances à partir du point de contact.

Des données supplémentaires, couvrant une zone plus large du site d'étude, sont nécessaire pour toute interprétation au delà de 100 m du point de contact.

L'explication la plus plausible à cette anomalie serait liée à la résistance plus grande des streptocoques fécaux dans l'environnement marin, d'où la sous estimation des concentrations.

Néanmoins, des relations statistiques mettant en rapport les concentrations des streptocoques fécaux en fonction des autres indicateurs bactériens, permettent de contourner ce problème. Cette démarche s'est inspirée d'une étude initiée par le CERBOM en 1991. Les résultats obtenus grâce aux concentrations observées au niveau du site, durant toute la période estivale, sont très bien corrélés :

$$SF = 0.4355 CT^{0.883} \Rightarrow R^2 = 0.88 \Rightarrow \text{significatif.}$$

$$SF = 1.3356 CF^{0.847} \Rightarrow R^2 = 0.97 \Rightarrow \text{significatif.}$$

$$SF = 14.013 EC^{0.757} \Rightarrow R^2 = 0.94 \Rightarrow \text{significatif.}$$

De ces relations, il est déduit que pour une valeur guide de 500 CT / 100 ml, il y a 105 SF / 100 ml, et pour 100 CF / 100 ml il y a 66 SF / 100 ml.

Donc les streptocoques fécaux sont conformes aux normes guide à partir de 110 m de la station 2, ceci rejoint les conclusions de REVILLON (1991), qui affirme que lorsque les CT et les CF satisfont aux normes guides, celles-ci sont automatiquement satisfaites pour les SF.

3.4.5.2 DECROISSANCE BACTERIENNE EN FONCTION DU TEMPS DE CONTACT

Le suivi de l'évolution des concentrations bactériennes après leurs déversements en mer en fonction du temps de contact avec le milieu, est rendu possible par la mise en oeuvre d'un modèle d'advection-dispersion de forme:

$$C = C_0 e^{-Zt}$$

Avec :

- C : taux moyen en germe / 100 ml prélevé au point de rejet à l'instant (t)
- C₀: taux moyen en germe / 100 ml prélevé au point de rejet à l'instant (t = 0)
- Z: taux instantané de disparition des germes
- t: temps de séjour en (s)

Ce modèle permet de calculer en tout point les concentrations théoriques des indicateurs étudiés issus du rejet du centre de thalassothérapie, en fonction de l'âge théorique de l'effluent depuis le point de contact.

L'estimation du taux instantané de disparition bactérienne (z) permet de calculer le temps nécessaire pour la réduction de 90% du nombre d'un germe - test (T₉₀).

La mesure des temps de contact a été effectuée en utilisant deux méthodes:

- La courantométrie de dérive par utilisation de petits flotteurs plats et lestés, mis à l'eau au point de contact et suivis en relevant les temps de passage inter - stations. Quatre essais ont été effectués, le résultat obtenu est une moyenne pour un courant de surface de secteur Est.
- La méthode des marqueurs colorés a été mise en oeuvre, en utilisant de la rhodamine B qui est déversée à la source du rejet. Un seul essai a été effectué par courant de secteur Ouest et par mer calme, mais avec plusieurs reliquats.

Les résultats moyens de ces deux tests figurent dans le tableau suivant:

Tableau 25: Calculs des temps de passage et vitesse du courant de surface au niveau de la zone d'étude.

Stations	Distances (m)	Temps de dérive flotteur (S)	Temps de dispersion colorant (S)
2	0	0	0
3	11.9	138	850
4	43.1	498	3078
5	73.7	846	5262
Vitesse du courant (cm/s)		8.71	1.4
Provenance du courant		Est	Ouest
Etat de la mer		peu agitée	calme

Deux séries de temps de passage sont obtenues, à des régimes de courant différent, l'un étant un courant d'Est de 8.71 cm/s, et l'autre un courant d'Ouest très lent de 1.4 cm/s, l'essai a été réalisé par mer calme.

Ces résultats concordent avec les observations faites *in - situ* durant toute la période d'échantillonnage, où les courants d'Est, et de N-Est représentant 60% des fréquences, sont accompagnés pendant 66% du temps par des vents forts qui donnent un courant rapide, et Les courants d'Ouest, et N-Ouest représentant 40% des fréquences, sont accompagnés pendant 75% du temps par des vents légers à nuls (annexe 3.1).

Dans le traitement effectué, l'effet du vent a été négligé et seul le courant a été pris en considération. Mais il semblerait que les flotteurs n'étaient pas assez plats ou pas assez bien lestés, pour être protégés de l'effet du vent, car les temps de passage inter-stations observées sont rapides (tableau 25).

3.4.5.2.1 DECROISSANCE ET MORTALITE

Le coefficient (Z) traduisant la décroissance des germes test, calculé en fonction des deux temps de contact est variable (annexe 1.4.5).

Le coefficient d'extinction (Z) décroît avec la diminution de la vitesse du courant, et cela se manifeste par une augmentation du T90 (temps nécessaire pour une réduction de 90% du nombre d'individus), comme on peut le voir dans le tableau suivant:

Tableau 26: Résultats des T90 obtenus par les deux méthodes étudiées (annexe 1.4.5).

Germe tests	T 90 (mn)	T90 (mn)
	flotteur (advection)	colorant (diffusion)
CT 50	7	42.6
CF 50	5	33.04
E coli 50	6.4	38.33
SF 50	7.23	42.6

Le coefficient de disparition (Z) varie en fonction de la résistance des germes, de l'hydrodynamisme du champ proche du rejet et du "temps d'exposition" aux facteurs physico-chimiques et biologiques du milieu. Plus, il est élevé, plus la "mortalité" est importante et rapide.

Il est constaté que les SF présentent une résistance aux conditions du milieu supérieure à celle des CF de 22% et à celle d'*E. coli* de 10%. En se penchant sur le comportement des coliformes totaux (CT), force est de reconnaître qu'il est très différent de celui des autres indicateurs de pollution fécale. Cette observation confirme l'opinion maintes fois émise selon laquelle les CT constituent un indicateur de très faible valeur pour la pollution microbiologique des eaux marines (OMS/PNUE, 1995).

A priori, les T90 calculés avec les temps mesurés par la technique du marquage coloré (rhodamine) sont plus proches de ceux cités par le PNUE, (1996) et qui varient de 1.5 à 2.5 heures en Méditerranée.

BELLAIR et al (1977) in (PLUSQUELLEC, 1984) ont montré que la vitesse de disparition des coliformes fécaux suit directement l'ensoleillement (T90 = 1.9 h le jour).

MANCINI (1978) in (PLUSQUELLEC, 1984) constate que la constante (Z) augmente avec la salinité, et peut se conjuguer à d'autres facteurs tels que les rayons U.V (MITCHELL et CHAMBERLIN, 1974; in PLUSQUELLEC, 1984).

Ces derniers auteurs ont proposé une formulation mathématique à chacun des facteurs de disparition pris en compte, et ont aboutit aux résultats figurants dans le tableau 27, suite à des expériences *in - vitro* et *in - situ*.

Tableau 27: valeurs des facteurs de disparitions bactériennes (CHAMBERLIN et MITCHELL, 1974 in PLUSQUELLEC, 1984).

Facteurs	Z
Sédimentation	0.6
Ensoleillement	4
Prédation	0.3
Effets physico-chimique	0.15
Nutriments	0.15
Total	5.2

La vitesse maximale de disparition est obtenue lorsque les quatre premiers paramètres ont leur valeur maximale et en l'absence de nutriments:

$$Z = 5.2 \quad \Rightarrow \quad T_{90} = 0.442 \text{ h} = \underline{26.53 \text{ min}}$$

La zone d'étude se caractérise par un taux élevé en MES, qui atténue l'intensité lumineuse, et joue un rôle de protection et de nutrition importantes pour les germes; pour cela, une légère modification est apportée à l'effet de la lumière ($Z = 3$), et à l'état de carence nutritive ($Z = 0$).

Il est obtenu un coefficient d'extinction (Z) = 4.05, correspondant à un T_{90} égal à **34 min**.

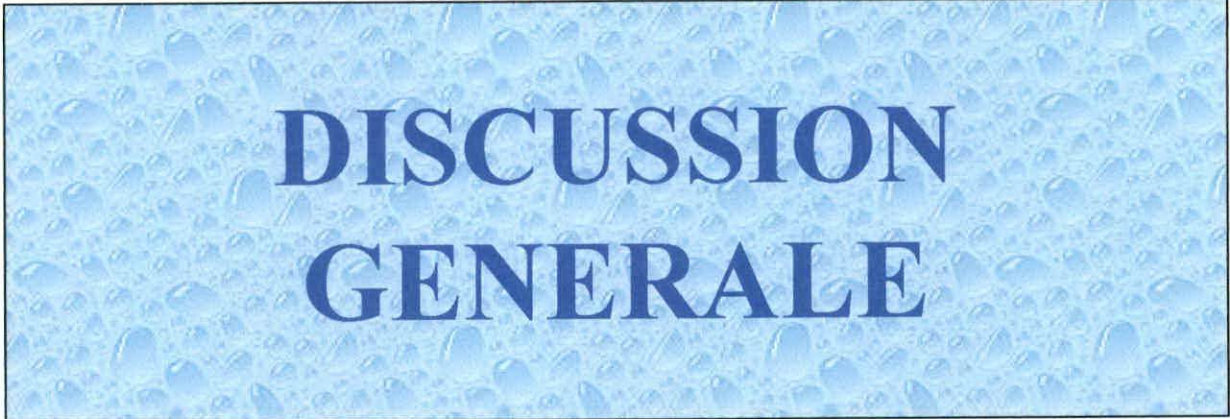
Ce résultat théorique, est très proche de celui calculé pour tous les germes étudiés et qui varie entre 33 et 42 min.

Néanmoins, on remarquera que la lumière a une importance considérable dans cette estimation, ce facteur est souvent considéré comme prédominant dans les études de survie bactérienne, tandis que d'autres auteurs favorisent les facteurs biologiques (prédation et antibiose). En même temps, il y a de grande divergence sur l'importance relative des facteurs de disparition bactérienne, qui ont engendré un désaccord quant aux valeurs que peut atteindre la vitesse de disparition et donc les T_{90} .

En fait, l'évaluation lors de campagnes à la mer, de la vitesse de disparition des germes (T_{90}) qui est due à diverses causes physiques et biologiques, conduit à des résultats extrêmement variables (T_{90} de quelques minutes à plusieurs dizaines d'heures). Cette variabilité est probablement liée à la multiplicité des facteurs en jeu, dont l'appréciation in-situ est délicate (BONNEFONT et al, 1986).

Les résultats obtenus avec les temps mesurés par la dérive superficielle des flotteurs, doivent être pris en considération, car ils démontrent que par mer agitée, le T_{90} diminue, et passe de plusieurs dizaines de minutes, à quelques minutes seulement (tableau 27).

Cela prouve si l'en est besoin, que l'effet de la houle et l'état de la mer, doivent être pris en considération à l'instar des autres paramètres vus ci-dessus. Ils ont une influence sur la dispersion et la dilution microbienne en mer, en l'accélégrant ou en la ralentissant.



**DISCUSSION
GENERALE**

4. DISCUSSION GENERALE

Le premier volet de cette étude a concerné l'aspect physico-chimique de la pollution marine de la zone d'étude. Le but ayant été de quantifier sous l'aspect physique et chimique le devenir des eaux-vannes issues de l'émissaire, et formant une nappe de dilution.

Dessalée, présentant des valeurs élevées en sels nutritifs, et en MES, mais avec une très faible charge énergétique, cette nappe de dilution en s'intéressant à un certain nombre de stations, est a même de préciser l'existence d'une zonation du site d'étude avec:

- une aire très polluée, à proximité de l'émissaire (la salinité y est faible, les valeurs en sels nutritifs et en MES très élevées, et une population bactérienne très abondante). La superficie de cette zone est faible (les stations 1, et 2, représentent quelques dizaines de mètres carrés), et varie en fonction des phénomènes dynamiques locaux et du débit de l'émissaire.
- Une aire polluée, correspondant à la nappe de dilution dont le front se déplace en fonction du vent et des courants. Les masses d'eaux diluées occupent une part plus ou moins importante de la zone englobant les stations 3 et 4. La salinité, les sels nutritifs et la MES, présentent de très fortes variations de leurs concentrations comme le montrent les résultats en annexe 1.
- Une aire moins polluée, mais encore concernée par la nappe de pollution. Cette aire commence à la limite de la zone d'étude (station 5, Est et Ouest). Il aurait été souhaitable d'étendre la zone d'étude plus au large sur une plus grande superficie. Les caractéristiques hydrologiques de cette aire, demeure loin de celle normalement observée en secteurs néritiques provençales.

Les concentrations microbiennes mesurées décroissent aussi bien à la surface de l'eau qu'en profondeur. Cette disparition ou inactivation des micro-organismes dans l'environnement aquatique, serait probablement dû aux effets combinés de deux mécanismes. Le premier qui regroupe la dilution et la sédimentation est physique, il abaisse les concentrations microbiennes même si les germes demeurent viables. Le deuxième est un processus d'inactivation biologique ou mortalité microbienne.

Les micro-organismes présents dans l'égout sont généralement adsorbés à des substances colloïdales du matériel organique en suspension, favorisant leur sédimentation et leur accumulation dans le sédiment (DUTKA *et al*, 1980 in ROMERO *et al*, 1991).

De tous les germes étudiés, les streptocoques fécaux montrent une plus grande survie, dû à leurs caractéristiques biologiques qui leur confèrent une grande résistance au stress que représente le milieu marin.

A l'opposé, la grande dilution et mortalité observée chez les coliformes totaux (par rapport aux concentrations initiales) sont probablement dus aux différents taux de survie des espèces appartenant à ce groupe (GELDREICH, 1975 in ROMERO *et al*, 1990).

Le paramètre de décroissance T_{90} a été utilisé afin de "quantifier" la dispersion de la pollution microbienne dans la zone d'étude. Les valeurs obtenues dans cette étude diffèrent

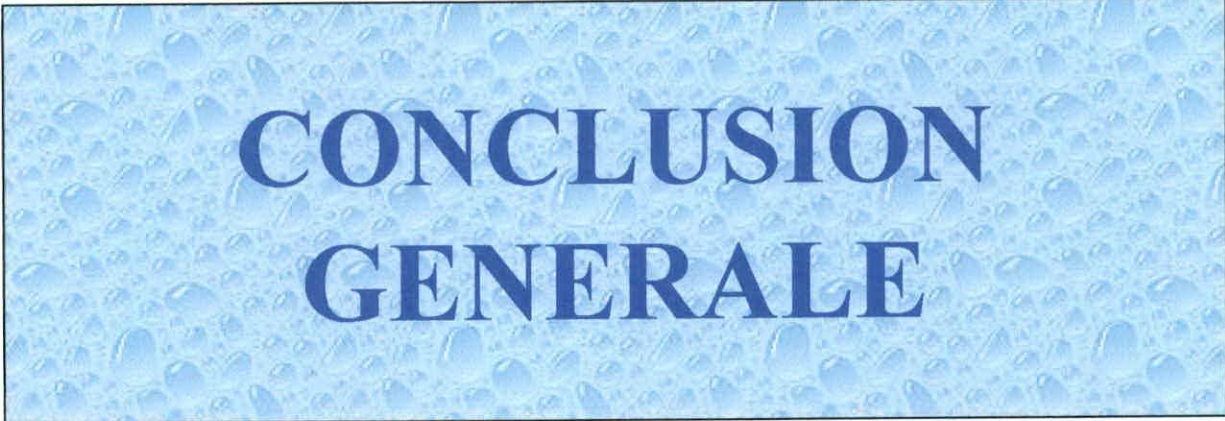
de celles trouvées par certains auteurs, mais s'accordent avec les T_{90} déterminés par PLUSQUELLEC, (1984) et ROMERO et *al*, (1991), avec des valeurs variants entre 4 et 92 minutes.

La grande variation des valeurs de T_{90} trouverait son explication dans la fluctuation d'une série de facteurs telle que la charge des eaux d'égout, les changements et fluctuations physico-chimiques de l'eau de mer et de l'environnement (courants, vents, variations de températures, ensoleillement etc).

Les variations de courants par exemple font que la valeur guide de salubrité (100 germes /100 ml) est atteinte au bout de 20 min pour les CF et 21 min pour les SF avec un courant d'Est relativement rapide, alors que par courant d'Ouest lent, la valeur guide n'est atteinte qu'au bout de 119 min pour les CF et 119.22 min pour les SF.

Le modèle mathématique de décroissance exponentielle utilisé dans cette étude présente (annexe 1.4.5: figure 33-40, une forte décroissance de la population bactérienne qui se produit dans la zone proche du rejet, causée principalement par des processus physiques de dilution et de sédimentation. Par la suite, la décroissance bactérienne se stabilise, car les facteurs biologiques sont les plus importants dans le processus d'auto-épuration. Le T_{90} calculé représente un temps de décroissance qui ne prend pas en ligne de compte l'adaptation aux conditions du milieu marin.

Du point de vue sanitaire, la zone d'étude est polluée dans un rayon de 120 m autour du point de rejet, et plus loin au niveau des zones longeants la côte à cause de l'effet de rabattement provoqué par les houles.



**CONCLUSION
GENERALE**

CONCLUSION GENERALE

Cette étude de dispersion bactérienne au niveau de l'émissaire de thalassothérapie, a permis d'aborder plusieurs thèmes, et par conséquent d'acquérir certaines connaissances relatives à la survie des bactéries entériques en mer.

L'étude réalisée n'est pas exhaustive, puisqu'elle s'est intéressée essentiellement au compartiment "eau". Les phénomènes d'accumulation bactérienne dans la matrice biologique n'ont pas été étudiés, exception faite pour la recherche des coliformes totaux dans le sédiment.

Néanmoins, ce travail a permis la réalisation d'un "état des lieux" du site en mettant en évidence certains résultats:

- La contamination se manifeste par une pollution esthétique du site de la presqu'île de Sidi-Fredj, et par des effets probables sur l'hygiène et la santé des estivants.
- Le matériel particulaire semble jouer un rôle important dans la contamination de la zone d'étude, la faible profondeur et la remise en suspension expliquent en partie ce rôle. Cependant, un dosage de la matière organique dans la MES et le sédiment aurait apporté un complément d'information, car un support riche en matière organique présente de forte colonisation bactérienne.
- La mesure des concentrations bactériennes a révélé d'une part, une grande variation des teneurs qui a pour origine plusieurs facteurs tels, que l'effet de la dispersion des courants, la remise en suspension et la variabilité du rejet lui-même, et d'autre part une disparition relativement rapide des germes tests (T90 court).
- Les temps de disparition bactérienne (T90) recensés chez différents auteurs sont supérieurs à ceux obtenus dans ce travail. Le site considéré est localisé dans une zone ouverte vers le large où les bactéries sont entraînées au gré des eaux marines. Le milieu devenant hostile les bactéries disparaissent par sédimentation, dispersion ou mortalité. Certaines bactéries s'adapteront aux conditions défavorables, mais resteront indétectables par les méthodes de dénombrement usuel (NPP).

Le tourisme étant une activité de premier ordre au sein de l'économie de cette localité, il serait sans doute fortement préjudiciable de laisser le processus de dégradation se poursuivre et s'amplifier.

En l'absence de tout traitement des eaux avant leur rejet en mer, et vue la présence de la plage du centre de thalassothérapie et de la plage Ouest à proximité, une solution technique s'avère nécessaire pour limiter tout risque sanitaire majeur, aussi bien pour les curistes que pour les estivants. La solution qui paraît donc adéquate selon les résultats obtenus, est l'option pour un rejet sur fond marin au delà de 100 mètres de la côte.

Mis à part le fait, que ce choix est peu onéreux par rapport aux coûts d'installation d'équipements d'épuration, des travaux récents réalisés avec des traceurs colorés, montrent qu'au-dessous de la thermocline, les rejets ont des chances très réduites de remonter rapidement vers la surface, surtout s'ils sont faits par l'intermédiaire de diffuseurs (ARFI, et LEVEAU, 1979). Cette barrière de densité entre les eaux profondes et les eaux superficielles, s'avère souvent suffisante pour que l'effluent rejeté séjourne longtemps dans les niveaux profonds.

Cette solution est nécessaire, car cette étude a mis en évidence l'importance de la contamination bactérienne dans l'ensemble du site. Cependant, une étude plus étalée dans le temps, et dans l'espace à laquelle sera associé une approche épidémiologique (recherche des germes pathogènes), permettra de compléter les résultats obtenus pour une meilleure compréhension des phénomènes observés.



BIBLIOGRAPHIE

BIBLIOGRAPHIE

- AMINOT A., CHAUSSEPIED M., 1983. Manuel des analyses chimiques en milieu marin. CNEXO: 395 p.
- ANONYME., 1970. Revue internationale d'océanographie médicale. tome XVIII - XIX.
- ANONYME., 1980. Le courrier du CNRS, N°35. Janvier, 1980.
- ARFI R., LEVEAUX M., 1979. Impact d'un rejet urbain sur le domaine pélagique. Edit Bordas, Paris, Fr., 1981: 217-255.
- ARNOUX A., 1992. Indicateurs physico-chimiques de la qualité du milieu marin. Qualité du milieu marin: Indicateurs biologiques et physico-chimiques. BOUDOURESQUE C. F., AVON M., PERGENT MARTINI C. GIS Posidonie. Publ., Marseille, Fr., 1993: 296 p.
- ASSEFSAF A., LEUBNA DJEMMAZI I., 1996. Evaluation du stock et dynamique de l'oursin *P. lividus* (LAMARCK) dans la presqu'île de Sidi-Fredj: conditionnement et qualité microbiologique. Mémoire d'ingénieur d'état en sciences de la mer. ISMAL: 125p.
- AUBERT J., 1991. Pollutions bactériologiques en milieu marin. Techniques d'étude. Normes pour la baignade et la conchyliculture. Revue internationale d'océanographie médicale., tomes 101-102-103-104: 367-371.
- AUBERT M., AUBERT J., 1967. Etude de la diffusion des pollutions bactériennes en mer. *Penn ar Bed.*, vol. 6, n°50: 139-149.
- AUBERT J., DESIROTE N., 1972. Note sur le rôle de la sédimentation dans l'épuration des eaux résiduaires. Revue internationale d'océanographie médicale., tome XXVII: 41-69.
- AUBERT M., AUBERT J., 1978. Pollution marine et aménagement des rivages. Revue internationale d'océanographie médicale., tome: 199-252.
- AUBERT M., 1979. Dynamique des populations bactériennes telluriques en milieu marin. Dynamique des populations et qualité de l'eau. Actes de symposium. Edit. Bordas, Paris, Fr., 1981: 57-59.
- AUBERT M., 1991. Les pollutions du milieu marin. Revue internationale d'océanographie médicale., tomes 101-102-103-104: 323-343.
- AUBERT M., DESIROTE N., 1968. Théorie formalisée de la diffusion bactérienne. Considérations théoriques sur l'évaluation des rejets d'eaux résiduaires en mer et des agents bactériens polluants. Revue internationale d'océanographie médicale., tome XII: 5-47.

AUBERT M., KOCH P., GARANCHER J., 1968. Recherches sur la diffusion des pollutions bactériennes en mer. CERBOM. Rapport congrès de Prague: 17 p.

BORREGO J. J., ARRABAL F., ROMERO P., 1982. Study of the microbiological pollution of Malaga littoral areas: relation between faecal coliforms and faecal streptococi. vi^{ème} journées. Etud. Poll. Cannes. Edit. CIESM, 1982: 561-564.

BOUTIBA M., 1996. Etude en vraie grandeur du mode de fonctionnement des ouvrages de protection de la plage est de Sidi Fredj (Ouest d'Alger). Thèse de magister, aménagement du littoral. ISMAL: 123 p.

BRISOU J. F., DENIS F., 1978. Hygiène de l'environnement maritime. Edit. Masson. 218 p.

BRISOU J., 1955. La microbiologie du milieu marin. Edit. Flammarion. Paris, Fr.: 11-31.

BRISOU J., 1977. Adaptation des bactéries pathogènes aux milieux salés. CIESM., cr 24 : 24-26.

DROOP M. R., HERBERT R. A., 1968. Advances in microbiology of the sea. Edit. Academic. press. London, N-Y: 239 p.

DUPRAY E., BALEUX B., BONNEFONT J. L., GUICHAOUA C., POMMEPUY M., DERRIEN A., 1990. Apports en bactéries par les stations d'épuration. Actes de colloques sur la mer et les rejets urbains. IFREMER, 11: 81-88.

GAUTHIER M. J., MUNRO P. M., BREITTMAYER V. A., 1991. Adaptation des entérobactéries pathogènes à l'eau de mer. Modèle *E. coli*. PNUE/OMS, Athènes, n°49: 33-41.

GAUTHIER M., PIETRI C., 1989. Devenir des bactéries et virus entériques en mer. Micro-organismes dans les écosystèmes océaniques. Edit. Masson. 447 p.

GHOUL M., 1995. Les algues marines, sources d'osmoprotection pour *E. coli*. CIESM. XXXIV congrès, vol 34: 273 p.

GUELIN A., CAMUS P., 1986. Présence de *microvibrio marinus* dans les eaux de l'océan austral et son pouvoir bactéricide. IFREMER, actes de colloques. N°3: 521-523.

IFREMER, 1986. Variabilité à moyenne échelle du bassin algérien. Observation hydrologiques, biologiques et chimiques. Campagne Médiprod V. CNRS: 90-98.

IVANOF A., 1972. Introduction à l'océanographie. Propriétés physiques et chimiques des eaux de mer. Edit. Vuibert: 208 p.

JOANNY M., BERLIN C., CLAISSE D., CROYHEL A., MIOSSEC L., 1994. Etat du littoral au travers de la surveillance. Les ressources vivantes de la mer et l'environnement littoral. EQUINOXE, spécial environnement littoral; n° 47-48. Edit. IFREMER: 48 p.

LAPIQUE G., REITTMAYER J. PL., 1973. Essai d'évaluation de l'extension en mer de la pollution d'origine fluviale. revue internationale d'océanographie médicale., tomes xxx: 61-87.

LECLERC H., 1979. Les bioindicateurs bactériens de santé publique en milieu aquatique. Dynamique de populations et qualité de l'eau. Edit. Bordas, Paris, Fr., 1981: 16-52.

MORITA R. Y., 1974. Hydrostatic pressure effects on micro-organisms. Effect of the ocean environment on microbial activities. Edit. Colwell, et Morita. Univ. park press, Baltimore: 587p.

MUNRO P. M., GAUTHIER M. J., BONGIOVANNI J., 1989. Influence of osmorégulation processes on starvation survival of *E.coli* in sea water. Appl. Environ. Microbiol., n°55: 2017-2024.

PNUE/OMS., 1996. Lignes directrices pour les émissaires des collectivités côtières de petite et moyenne taille en Méditerranée. MAP Technical Reports Series No. 112. UNEP, Athens : 98 p.

OULD HOCINE B., HEDROUG S., 1993. Contribution à l'étude de quelques métaux lourds présents dans les matières en suspension, l'herbier à Posidonies et les sédiments superficiels de la Baie de Bou Ismail. Mémoire d'ingénieur d'état en chimie industrielle. USTHB: 115 p.

PLUSQUELLEC A., 1984. Contribution à l'étude de la pollution bactérienne des eaux littorales. Cas particulier de la baie de Concarneau-La Forêt. Thèse Doct. 3ème cycle., Univ. Bretagne occidentale. Brest, Fr.: 202 p.

PNUE/OMS., 1995. Recommandations pour la surveillance sanitaire des zones côtières à usage récréatif et des zones conchylicoles. Quelques agents bactériens pathogènes (MED II). Document ICP / CEH 041 (2). bureau régional OMS pour l'Europe, Copenhague: 25 p.

POMMEPUY M., 1987. Capacité d'acceptation du milieu marin. Bactériologie de la rade de Brest. Edit. IFREMER, Brest, Fr.: 60 p.

POMMEPUY M., CORMIER M., 1994. Le devenir des micro-organismes rejetés en mer. Les ressources vivantes de la mer et l'environnement littoral. EQUINOXE, n°47-48. Edit. IFREMER: 48 p.

POMMEPUY M., GUILLARD J. F., MARTIN Y., DUPRAY E., DERRIEN A., L'YAVANC J., CORMIER M., 1990. Le devenir des bactéries en zone littorale. IFREMER. La mer et les rejets urbains, n° 11: 89-100.

REVILLON P., 1991. Assainissement urbain en zone littorale. Etudes préalables à la mise en place d'émissaire. Revue international d'océanographie médicale. Tome 101-102-103-104: 379-395.

REVILLON P., 1991. Diffusion en mer. Décroissance bactérienne pendant la dérive en surface. Revue international d'océanographie médicale. Tome 101-102-103-104: 13-19.

ROMERO P., BORREGO J. J., 1991. Survival of pathogenic micro-organisms in sea water. UNEP/WHO, Athènes, n°55: 95 p.

TANNER A. C., HERBERT R. A., 1982. A numerical taxonomic study of gram negative bacteria isolated from the Antarctic marine environment. Edit. *CNEXO.*, 13: 31-38.

VELESCU S., 1982. Indicateurs de pollution fécale dans les sédiments marins soumis aux influences anthropogènes. vi^{ème} journées. Etud. Poll. Cannes. Edit. CIESM, 1982: 631-634.

XU H. S., ROBERTS N., SINGLETON F. L., ATTWELL R. W., GRIMES D. J., COLWELL R. R., 1982. Survival and variability of nomenclaturable *Escherichia coli* and *vibrio cholerae* in the estuarine and marine environment. Microbial ecology. 1982: 313-323.

YDE M., DE MAEYER CLEEMPOEL S., DARTEVELLE Z., 1980. La pollution fécale en mer du Nord au large d'Ostende. Belgique. Revue internationale d'océanographie médicale., tome LIX: 47-53.

YUZABORO I., NAKAYAMA A., KADOTA N., 1974. Temperature-salinity effects upon the growth of marine bacteria. Effect of the ocean environment on microbial activities. Edit. Colwell, et Morita. Univ. park press, Baltimore: 80-91.

ZACCONE R., CARUSO G., CRISAFI E., 1991. Utilisation d'anticorps fluorescents pour le comptage d' *Escherichia coli* en eau de mer. Revue internationale d'océanographie médicale., tome 101-102-103-104 : 90-93.

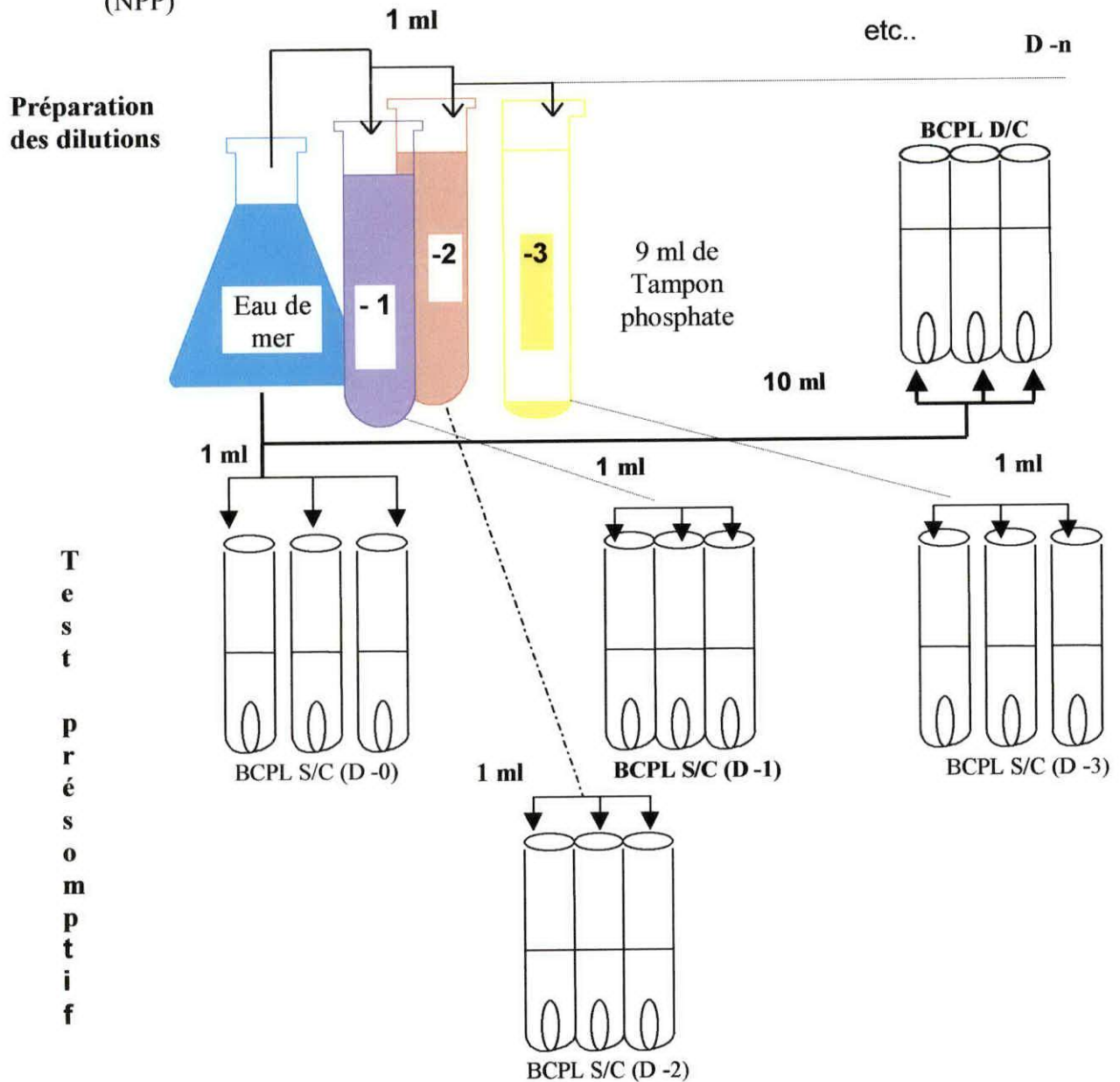


ANNEXES

ANNEXE 1

MICROBIOLOGIE

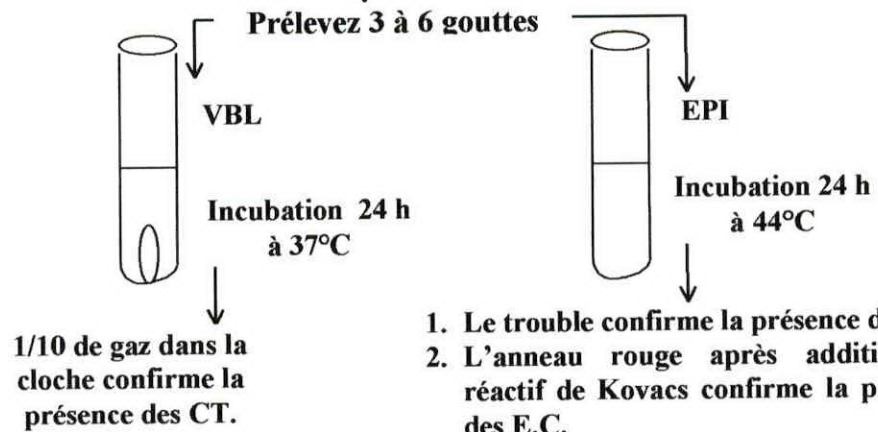
Annexe 1.1: technique de dénombrement des germes tests de contamination fécale (NPP)



Incubation 48 h à 37°C

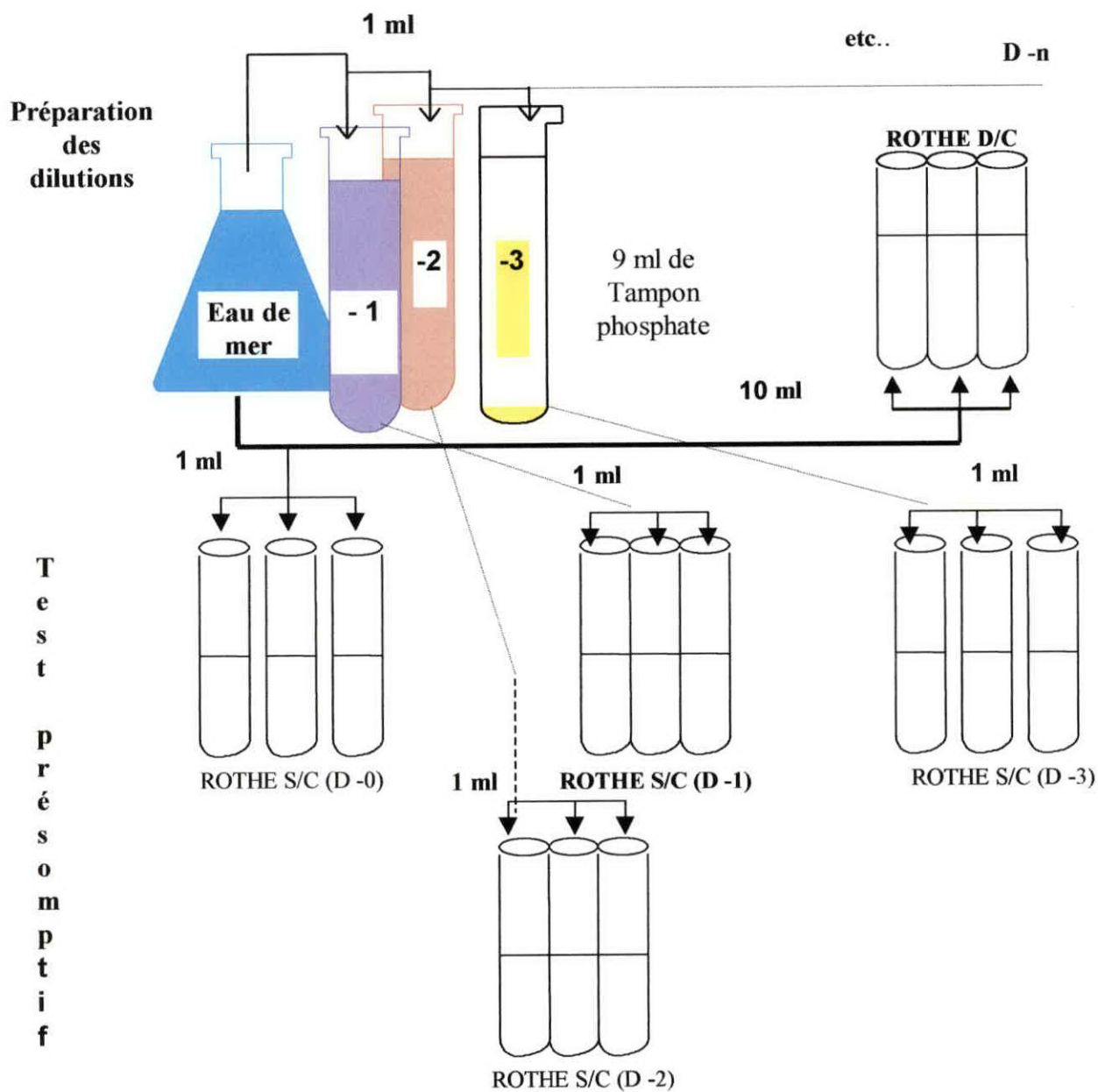
Tubes positif ⇒ virage au jaune du milieu de culture + 1/10 de gaz dans la cloche

Test confirmatif



1. Le trouble confirme la présence des CF.
2. L'anneau rouge après addition du réactif de Kovacs confirme la présence des E.C.

Technique de recherche des coliformes totaux (CT), fécaux (CF), et *Escherichia coli* (EC) dans l'eau de mer.



Incubation 48 h à 37°C

Tubes positif ⇒ trouble du milieu de culture

Prélevez quelques gouttes

EVA

Incubation 24 h à 37°C

Culture trouble + pastille violette au fond du tube confirme la présence des Streptocoques fécaux.

Test confirmatif

ANNEXE 1.2: Milieux de culture et réactifs

Recherche des Coliformes totaux et fécaux.

◦ Bouillon lactosé au pourpre de bromocrésol (B.C.P.L)

Composition en g/l:

Peptone de viande.....	5.
Extrait de viande.....	3.
Lactose.....	10
Pourpre de bromocrésol.....	0.025

pH final: 7, autoclaver à 120°C pendant 20 minutes

Utilisation: milieu d'isolement non sélectif des *Entérobacteriaceae*

Mode d'action: la fermentation du lactose se manifeste par une production d'acide qui entraîne le virage du pourpre de bromocrésol au jaune.

◦ Bouillon lactosé bilié au vert brillant (V.B.L.)

Composition en g/l:

Peptone de viande.....	10
Lactose.....	10
Bile de boeuf desséchée.....	20
Vert brillant.....	0.0133

pH final: 7.2, autoclaver à 120°C pendant 15 minutes.

Utilisation: milieu nutritif pour l'enrichissement et la détermination du titre en *E.coli* des eaux usées, eaux résiduaires, produits laitiers et autres.

milieu d'isolement non sélectif des *Entérobacteriaceae*

Mode d'action: la bile et le vert brillant inhibent fortement la croissance de la flore secondaire.

La fermentation du lactose avec dégagement gazeux, témoin de la présence d'*E.coli*, est mise en évidence au moyen de la cloche de DURHAM; d'autres coliformes peuvent aussi se développer sans production de gaz.

◦ Eau peptonée exempte d'indole (E.P.I.)

Composition en g/l:

Peptone trypsique de caséine.....	10
Nacl.....	5

Autoclaver à 115°C pendant 20 minutes.

Utilisation: mise en évidence de la formation de l'indole.

Mode d'action: la capacité ou l'incapacité de former l'indole à partir du tryptophane est un caractère taxonomique. La caséine obtenue par dégradation trypsique contient un taux élevé en tryptophane. L'indole formée est mis en évidence par le réactif de KOVACS.

◦ Réactif de KOVACS

Composition en g/l:

Paradiméthylamino-benzaldehyde.....	5
Alcool amylique.....	75
Acide chlorydrique pure.....	35

ANNEXE 1.2: Milieux de culture et réactifs (suite).

Recherche des Streptocoques fécaux

◦ Milieu de ROTHE

Composition en g/l:

Peptone de caséine.....	20
Glucose.....	5
Nacl.....	5
Phosphate bipotassique.....	2.7
Phosphate monopotassique.....	2.7
Azide de sodium.....	0.7

pH final: 6.8 ± 0.2 , autoclaver à 120°C pendant 15 minutes.

Utilisation: pour l'enrichissement des streptocoques fécaux dans les eaux d'alimentation, eaux usées, eaux de mer, coquillages, etc.

Mode d'action: l'azide de sodium inhibe la flore secondaire.

◦ Milieu de LITSKY (EVA)

Composition en g/l:

Peptone de caséine.....	20
Glucose.....	5
Nacl.....	5
Phosphate bipotassique.....	2.7
Phosphate monopotassique.....	2.7
Azide de sodium.....	0.3
Ethyle violet.....	0.0005

pH final: 6.8 ± 0.2 , autoclaver à 120°C pendant 15 minutes.

Utilisation: milieu destiné à la mise en évidence des streptocoques fécaux.

Mode d'action: la présence de l'ethyle violet en fait un milieu plus sélectif.

Recherche des Coliformes fécaux dans le sédiment.

◦ GELOSE M.F.C

Composition en g/l:

Agar.....	15
lactose.....	12.5
Tryptose.....	10
Protéose peptone n°3.....	5
Extrait de levure.....	3
Nacl.....	5
Sels biliaires n°3.....	1.5
Bleu d'aniline.....	0.1

◦ BOUILLON DE MAC CONKEY

Composition en g/l:

Taurocholate de sodium.....	5
lactose.....	10
Nacl.....	5
Peptone.....	20

Annexes 1.3 : Nombre le plus probable et intervalle de confiance dans le cas du système d'ensemencement dans 3 tubes.

Nombre de tubes donnant une réaction positive sur			N.P.P dans 100 ml	Limite de confiance 95 %	
3 tube de 10 ml	3 tubes de 1 ml	3 tubes de 0.1 ml		Limite inférieure	Limite supérieure
0	0	1	3	< 0.5	9
0	1	0	3	< 0.5	13
1	0	0	4	< 0.5	20
1	0	1	7	1	21
1	1	0	7	1	23
1	1	1	11	3	36
1	2	0	11	3	36
2	0	0	9	1	36
2	0	1	14	3	37
2	1	0	15	3	44
2	1	1	20	7	89
2	2	0	21	4	47
2	2	1	28	10	149
3	0	0	23	4	120
3	0	1	39	7	130
3	0	2	64	15	379
3	1	0	43	7	210
3	1	1	75	14	230
3	1	2	120	30	380
3	2	0	93	15	440
3	2	1	150	35	470
3	2	2	210	36	1300
3	3	0	240	71	2400
3	3	1	460	150	4800
3	3	2	1100		

Source : ALPHA-AWWA-WPCF : Standard methods for the examination of water and waste water. 14th edition ; Washington DC, 1975 (fev. 8).

ANNEXE 1.3.1:

- ◆ Critères de qualité provisoire pour les eaux de baignades en Méditerranée proposée par l'OMS/PNUE, (1983).

Paramètres	Concentration / 100 ml à ne pas dépasser dans		Nombre minimal d'échantillon	Méthode d'interprétation
	50%	90 %		
Coliformes fécaux	100	1000	10	Ajustement graphique ou analytique à une distribution de probabilité lognormale
Streptocoques fécaux	100	1000	10	

- ◆ Normes de salubrité pour les eaux de baignades (normes Françaises; in REVILLON, 1991).

Qualité	<i>E. Coli</i> (/ 100 ml)	Streptocoques fécaux (/ 100 ml)
Très bonne	<50	<5
Bonne	50 - 200	5 - 20
Moyenne	200 - 1000	20 - 100
Suspecte	1000 - 2000	100 - 200
Dangereuse	>2000	>200

Annexes 1.4.1: résultats brutes des concentrations bactériennes suivant la méthode des NPP.

Coliformes totaux (/100 ml)

Stations	Prélèvements									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	23	46000000	2,4E+08	46000000	4,6E+10	70000000	2400000	43000000	46000000	2400000
2	1500	2400000	1100000	460000	460000	1100000	240000	1100000	2400000	1100000
3S	4600	240000	240000	150000	1100000	1100000	46000	460000	46000	150000
3 F	93	2400000	1500	24000	4600	11000	1500	11000	110000	4600
4S	3	24000	46000	240000	46000	4600	2400	230	46000	21000
4 F	3	240000	1500	110000	4600	930	2000	240	4600	1100
5S	3	7500	24000	4600	24000	24000	15000	240	2400	110000
5 F	3	46000	24000	4600	24000	11000	240	93	2400	24000

Coliformes fécaux (/100 ml)

Stations	Prélèvements									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	23	2400000	2,4E+08	2400000	4,6E+09	7500000	24000000	23000000	4600000	2400000
2	2400	1100000	1100000	1100000	4600000	2400000	240000	240000	2400000	240000
3S	4600	24000	110000	460000	460000	1100000	1100	240000	460000	46000
3 F	93	24000	930	2400	4600	11000	930	11000	240000	2400
4S	3	2400	24000	24000	7500	4600	4600	230	46000	46000
4 F	3	2300	2300	1100	460	2400	460	240	46000	2100
5S	3	930	4600	460	2400	2400	4300	43	24000	1100
5 F	3	43	430	240	1100	1100	240	23	11000	460

Escherichia coli (/100 ml)

Stations	Prélèvements									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	4	430000	43000000	75000000	2300000	2400000	2,1E+08	24000000	1,5E+08	9000
2	3	21000	23000	110000	240000	240000	460000	1100000	2400000	7000
3S	3	4	43	21000	430	110000	1100000	240000	210000	230
3 F	7	3	11000	2100	75	2100	2400	2400	2100	3
4S	4	3	3	1500	110000	430	9300	11000	1500	70
4 F	9	3	3	24000	7	430	23	110000	24000	3
5S	9	4	23	24000	100	2100	2400	460	24000	9
5 F	4	4	3	210	43	240	1100	3	1500	4

Streptocoques fécaux (/100ml)

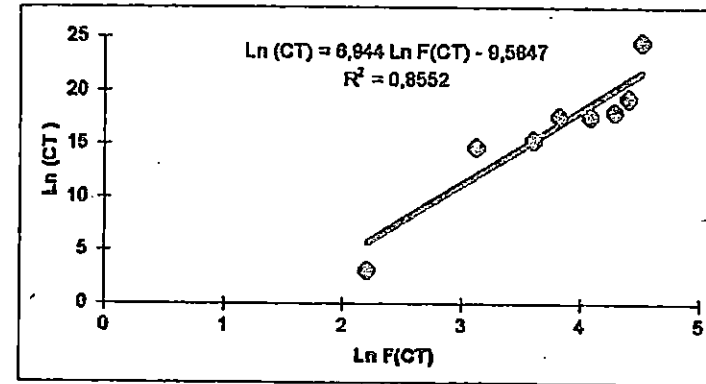
Stations	Prélèvements									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	9300000	930000	430000	75000000	240000	240000	210000	15000000	750000	23
2	430	24000	240000	46000	2400000	2300	150000	1100000	93000	23
3S	24000	110000	21000	1500	110000	110000	240000	460000	7500	23
3 F	3	75	93	15	4600	4600	1100	4600	9300	23
4S	3	24000	2400	750	460	460	2400	24000	1100	23
4 F	3	1100	11000	41	24000	11000	93	240	93	23
5S	1100	93	43	930	46000	46000	9300	93	93	23
5 F	2400	430	3	150	2400	2400	2400	230	4600	23

Annexes 1.4.2 : Calculs et résultats des concentrations bactériennes par l'application d'un modèle de probabilité lognormal (OMS/PNUE, 1995).

1- Normalisation des taux en coliformes totaux observés par la distribution Gausso-logarithmique.

Station 1

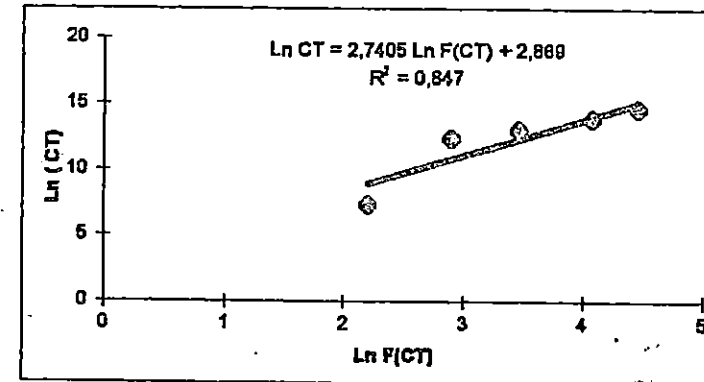
i	CT / 100 ml	F(CT/100 ml)	Ln F(CT)	Ln CT
1	23	9,09090909	2,20727491	3,13549422
2,5	2400000	22,7272727	3,12356565	14,6909793
2,5	2400000	22,7272727	3,12356565	14,6909793
4	4600000	36,3636364	3,59356927	15,3415669
5	43000000	45,4545455	3,81671283	17,5767107
6,5	46000000	59,0909091	4,07907709	17,644152
6,5	46000000	59,0909091	4,07907709	17,644152
8	70000000	72,7272727	4,28671645	18,0640058
9	240000000	81,8181818	4,40449949	19,2961495
10	4,6E+10	90,9090909	4,50986001	24,5519072



CT 50	43158405	} Germes / 100 ml
CT 84	1583481675	
CT 90	2556687598	

Station 2

i	CT / 100 ml	F(CT/100 ml)	Ln F(CT)	Ln CT
1	1500	9,09090909	2,20727491	7,31322039
2	240000	18,1818182	2,90042209	12,3883942
3,5	460000	31,8181818	3,46003788	13,0389818
3,5	460000	31,8181818	3,46003788	13,0389818
6,5	1100000	59,0909091	4,07907709	13,9108207
6,5	1100000	59,0909091	4,07907709	13,9108207
6,5	1100000	59,0909091	4,07907709	13,9108207
6,5	1100000	59,0909091	4,07907709	13,9108207
9,5	2400000	86,3636364	4,45856671	14,6909793
9,5	2400000	86,3636364	4,45856671	14,6909793



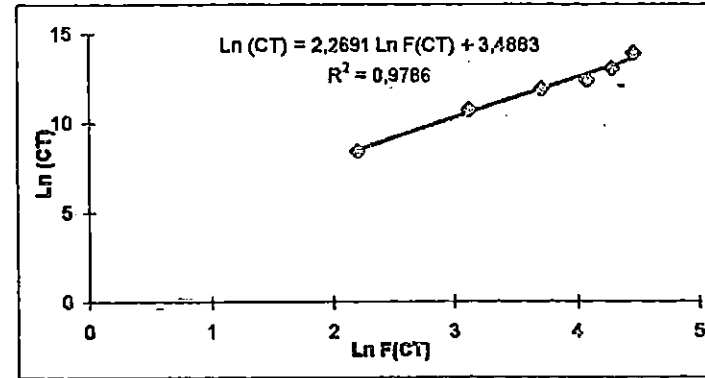
CT 50	798028	} Germes / 100 ml
CT 84	3307335	
CT 90	3995696	

Station 3S

i	CT / 100 ml	F(CT/100 ml)	Ln F(CT)	Ln CT
1	4600	9,09090909	2,20727491	8,43381158
2,5	46000	22,7272727	3,12356565	10,7363967
2,5	46000	22,7272727	3,12356565	10,7363967
4,5	150000	40,9090909	3,71135231	11,9183906
4,5	150000	40,9090909	3,71135231	11,9183906
6,5	240000	59,0909091	4,07907709	12,3883942
6,5	240000	59,0909091	4,07907709	12,3883942
8	460000	72,7272727	4,28671645	13,0389818
9,5	1100000	86,3636364	4,45856671	13,9108207
9,5	1100000	86,3636364	4,45856671	13,9108207

CT 50	234467
CT 84	760907
CT 90	889859

} Germes / 100 ml

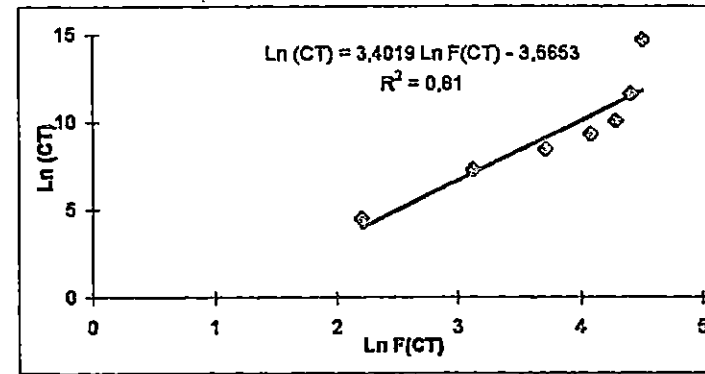


Station 3F

i	CT / 100 ml	F(CT/100 ml)	Ln F(CT)	Ln CT
1	93	9,09090909	2,20727491	4,53259949
2,5	1500	22,7272727	3,12356565	7,31322039
2,5	1500	22,7272727	3,12356565	7,31322039
4,5	4600	40,9090909	3,71135231	8,43381158
4,5	4600	40,9090909	3,71135231	8,43381158
6,5	11000	59,0909091	4,07907709	9,30565055
6,5	11000	59,0909091	4,07907709	9,30565055
8	24000	72,7272727	4,28671645	10,0858091
9	110000	81,8181818	4,40449949	11,6082356
10	2400000	90,9090909	4,50986001	14,6909793

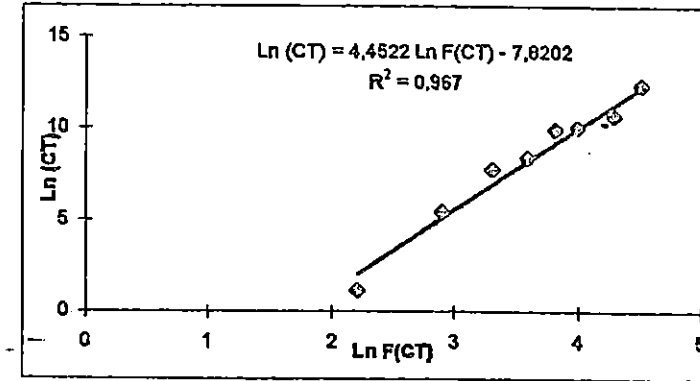
CT 50	17035
CT 84	99498
CT 90	125819

} Germes / 100 ml



Station 4S

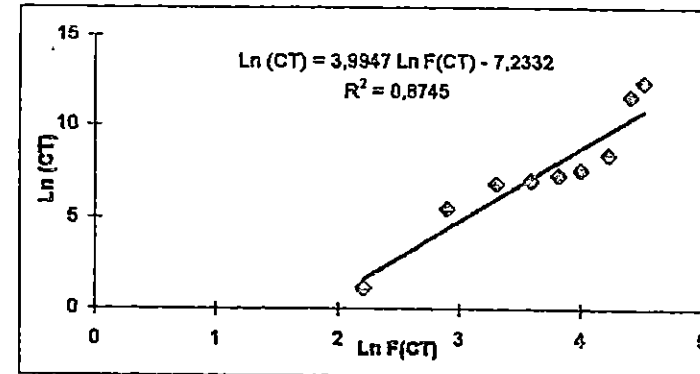
i	CT / 100 ml	F(CT/100 ml)	Ln F(CT)	Ln CT
1	3	9,09090909	2,20727491	1,09861229
2	230	18,1818182	2,90042209	5,43807931
3	2400	27,2727273	3,3058872	7,78322402
4	4600	36,3636364	3,59356927	8,43381158
5	21000	45,4545455	3,81671283	9,95227772
6	24000	54,5454545	3,99903438	10,0858091
8	46000	72,7272727	4,28671645	10,7363967
8	46000	72,7272727	4,28671645	10,7363967
8	46000	72,7272727	4,28671645	10,7363967
10	240000	90,9090909	4,50986001	12,3883942



CT 50	14719	} Germes / 100 ml
CT 84	148254	
CT 90	201562	

Station 4F

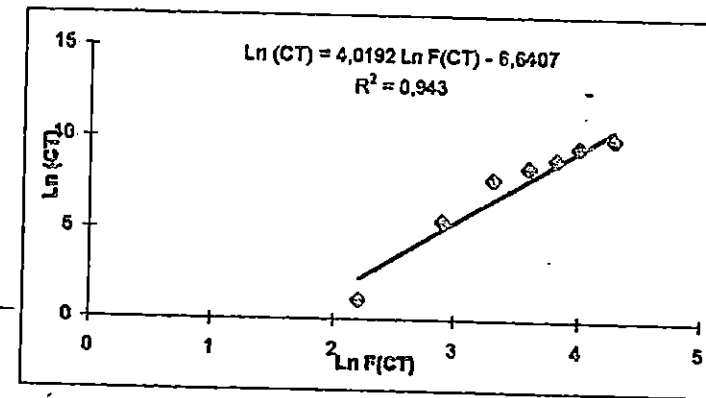
i	CT / 100 ml	F(CT/100 ml)	Ln F(CT)	Ln CT
1	3	9,09090909	2,20727491	1,09861229
2	240	18,1818182	2,90042209	5,48063892
3	930	27,2727273	3,3058872	6,83518459
4	1100	36,3636364	3,59356927	7,00306546
5	1500	45,4545455	3,81671283	7,31322039
6	2000	54,5454545	3,99903438	7,60090246
7,5	4600	68,1818182	4,22217793	8,43381158
7,5	4600	68,1818182	4,22217793	8,43381158
9	110000	81,8181818	4,40449949	11,6082356
10	240000	90,9090909	4,50986001	12,3883942



CT 50	4421	} Germes / 100 ml
CT 84	35122	
CT 90	46267	

Station 5S

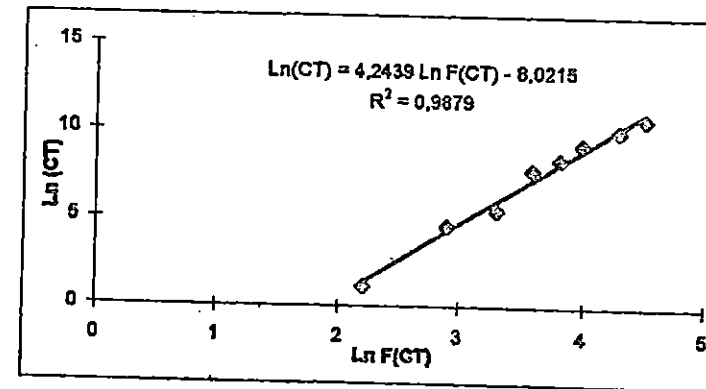
i	CT / 100 ml	F(CT/100 ml)	Ln F(CT)	Ln CT
1	3	9,09090909	2,20727491	1,09861229
2	240	18,1818182	2,90042209	5,48063892
3	2400	27,2727273	3,3058872	7,78322402
4	4600	36,3636364	3,59356927	8,43381158
5	7500	45,4545455	3,81671283	8,9226583
6	15000	54,5454545	3,99903438	9,61580548
8	24000	72,7272727	4,28671645	10,0858091
8	24000	72,7272727	4,28671645	10,0858091
8	24000	72,7272727	4,28671645	10,0858091
10	110000	90,9090909	4,50986001	11,6082356



CT 50	8800	} Germes / 100 ml
CT 84	70802	
CT 90	93427	

Station 5F

i	CT / 100 ml	F(CT/100 ml)	Ln F(CT)	Ln CT
1	3	9,09090909	2,20727491	1,09861229
2	93	18,1818182	2,90042209	4,53259949
3	240	27,2727273	3,3058872	5,48063892
4	2400	36,3636364	3,59356927	7,78322402
5	4600	45,4545455	3,81671283	8,43381158
6	11000	54,5454545	3,99903438	9,30565055
8	24000	72,7272727	4,28671645	10,0858091
8	24000	72,7272727	4,28671645	10,0858091
8	24000	72,7272727	4,28671645	10,0858091
10	46000	90,9090909	4,50986001	10,7363967

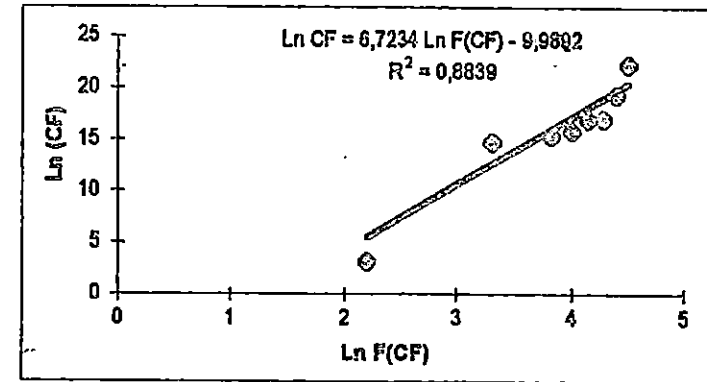


CT 50	5328	} Germes / 100 ml
CT 84	48168	
CT 90	64553	

2- Normalisation des taux en Coliformes fécaux observés par la distribution Gausso-logarithmique.

Station 1

i	CF / 100 ml	F(CF/100 ml)	Ln F(CF)	Ln CF
1	23	9,09090909	2,20727491	3,13549422
3	2400000	27,2727273	3,3058872	14,6909793
3	2400000	27,2727273	3,3058872	14,6909793
3	2400000	27,2727273	3,3058872	14,6909793
5	4600000	45,4545455	3,81671283	15,3415669
6	7500000	54,5454545	3,99903438	15,8304136
7	23000000	63,6363636	4,15318506	16,9510048
8	24000000	72,7272727	4,28671645	16,9935644
9	240000000	81,8181818	4,40449949	19,2961495
10	460000000	90,9090909	4,50986001	22,2493221

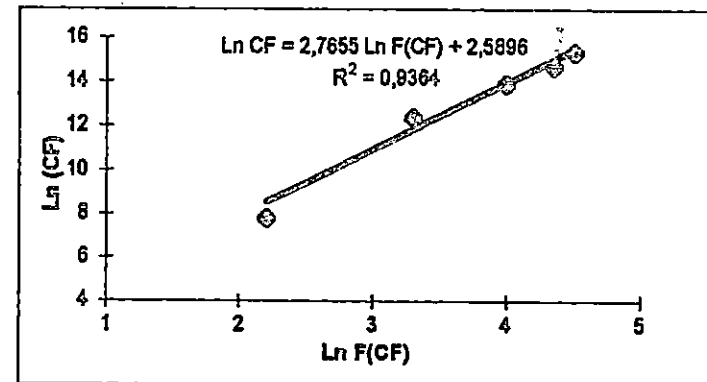


CF 50	12150677
CF 84	397598661
CF 90	632265740

} Germes / 100 ml

Station 2

i	CF / 100 ml	F(CF/100 ml)	Ln F(CF)	Ln CF
1	2400	9,09090909	2,20727491	7,78322402
3	240000	27,2727273	3,3058872	12,3883942
3	240000	27,2727273	3,3058872	12,3883942
3	240000	27,2727273	3,3058872	12,3883942
6	1100000	54,5454545	3,99903438	13,9108207
6	1100000	54,5454545	3,99903438	13,9108207
6	1100000	54,5454545	3,99903438	13,9108207
8,5	2400000	77,2727273	4,34734108	14,6909793
8,5	2400000	77,2727273	4,34734108	14,6909793
10	4600000	90,9090909	4,50986001	15,3415669

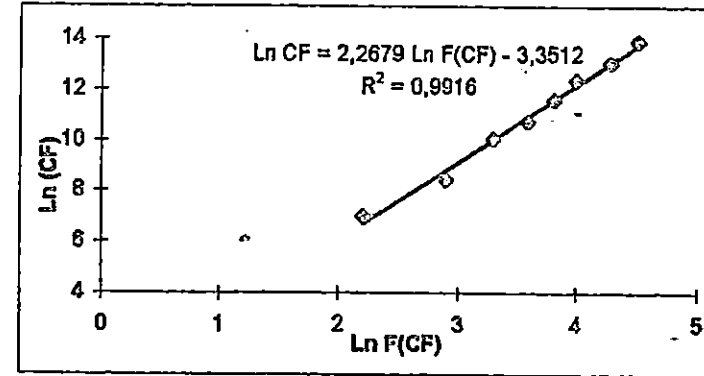


CF 50	665504
CF 84	2794109
CF 90	3381479

} Germes / 100 ml

Station 3s

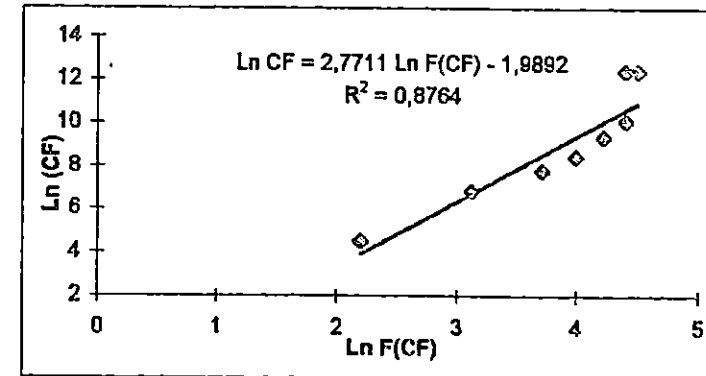
i	CF / 100 ml	F(CF/100 ml)	Ln F(CF)	Ln CF
1	1100	9,09090909	2,20727491	7,00306546
2	4600	18,1818182	2,90042209	8,43381158
3	24000	27,2727273	3,3058872	10,0858091
4	46000	36,3636364	3,59356927	10,7363967
5	110000	45,4545455	3,81671283	11,6082356
6	240000	54,5454545	3,99903438	12,3883942
8	460000	72,7272727	4,28671645	13,0389818
8	460000	72,7272727	4,28671645	13,0389818
8	460000	72,7272727	4,28671645	13,0389818
10	1100000	90,9090909	4,50986001	13,9108207



CF 50	203471	} Germes / 100 ml
CF 84	659904	
CF 90	771675	

Station 3f

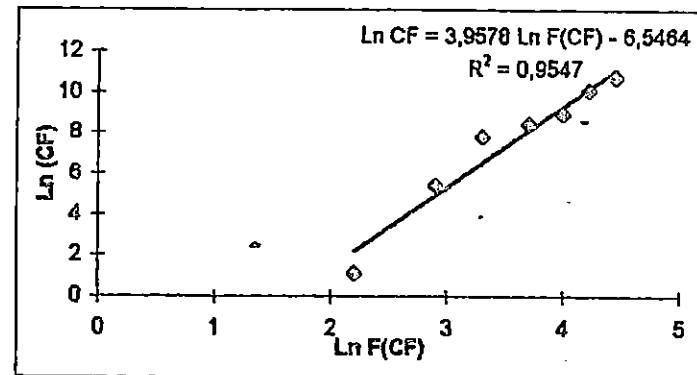
i	CF / 100 ml	F(CF/100 ml)	Ln F(CF)	Ln CF
1	93	9,09090909	2,20727491	4,53259949
2,5	930	22,7272727	3,12356565	6,83518459
2,5	930	22,7272727	3,12356565	6,83518459
4,5	2400	40,9090909	3,71135231	7,78322402
4,5	2400	40,9090909	3,71135231	7,78322402
6	4600	54,5454545	3,99903438	8,43381158
7,5	11000	68,1818182	4,22217793	9,30565055
7,5	11000	68,1818182	4,22217793	9,30565055
9	240000	81,8181818	4,40449949	12,3883942
10	240000	90,9090909	4,50986001	12,3883942



CF 50	6984	} Germes / 100 ml
CF 84	29408	
CF 90	35604	

Station 4s

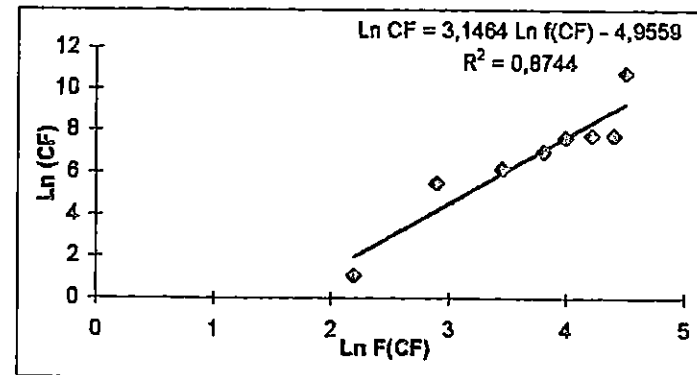
I	CF / 100 ml	F(CF/100 ml)	Ln F(CF)	Ln CF
1	3	9,09090909	2,20727491	1,09861229
2	230	18,1818182	2,90042209	5,43807931
3	2400	27,2727273	3,3058872	7,78322402
4,5	4600	40,9090909	3,71135231	8,43381158
4,5	4600	40,9090909	3,71135231	8,43381158
6	7500	54,5454545	3,99903438	8,9226583
7,5	24000	68,1818182	4,22217793	10,0858091
7,5	24000	68,1818182	4,22217793	10,0858091
9,5	46000	86,3636364	4,45856671	10,7363967
9,5	46000	86,3636364	4,45856671	10,7363967



CF 50	7605	} Germes / 100 ml
CF 84	59272	
CF 90	77882	

Station 4f

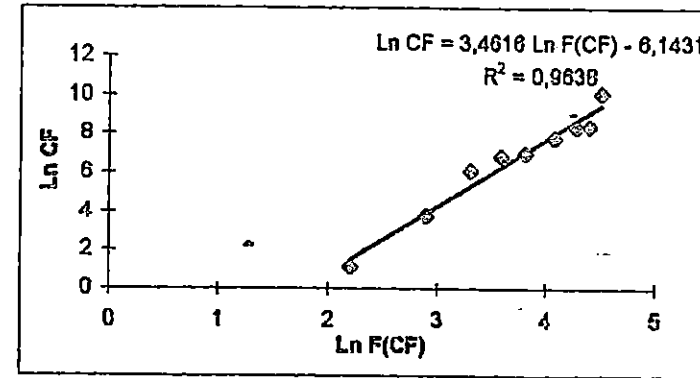
I	CF / 100 ml	F(CF/100 ml)	Ln F(CF)	Ln CF
1	3	9,09090909	2,20727491	1,09861229
2	240	18,1818182	2,90042209	5,48063892
3,5	460	31,8181818	3,46003788	6,13122649
3,5	460	31,8181818	3,46003788	6,13122649
5	1100	45,4545455	3,81671283	7,00306546
6	2100	54,5454545	3,99903438	7,64969262
7,5	2300	68,1818182	4,22217793	7,7406644
7,5	2300	68,1818182	4,22217793	7,7406644
9	2400	81,8181818	4,40449949	7,78322402
10	46000	90,9090909	4,50986001	10,7363967



CF 50	1561	} Germes / 100 ml
CF 84	7984	
CF 90	9920	

Station 5s

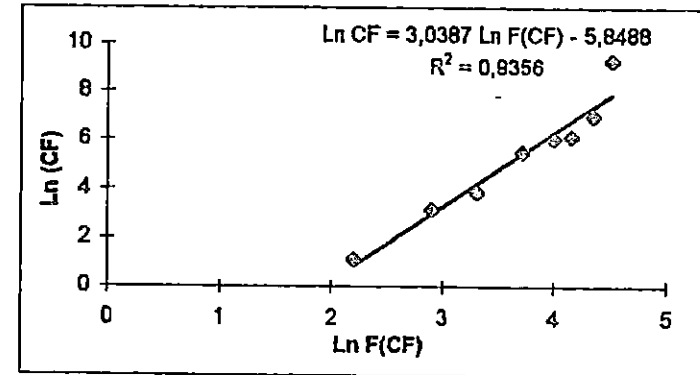
i	CF / 100 ml	F(CF/100 ml)	Ln F(CF)	Ln CF
1	3	9,09090909	2,20727491	1,09861229
2	43	18,1818182	2,90042209	3,76120012
3	460	27,2727273	3,3058872	6,13122649
4	930	36,3636364	3,59356927	6,83518459
5	1100	45,4545455	3,81671283	7,00306546
6,5	2400	59,0909091	4,07907709	7,78322402
6,5	2400	59,0909091	4,07907709	7,78322402
8	4300	72,7272727	4,28671645	8,3663703
9	4600	81,8181818	4,40449949	8,43381158
10	24000	90,9090909	4,50986001	10,0858091



CF 50	1634	} Germes / 100 ml
CF 84	9844	
CF 90	12499	

Station 5f

i	CF / 100 ml	F(CF/100 ml)	Ln F(CF)	Ln CF
1	3	9,09090909	2,20727491	1,09861229
2	23	18,1818182	2,90042209	3,13549422
3	46	27,2727273	3,3058872	3,8286414
4,5	240	40,9090909	3,71135231	5,48063892
4,5	240	40,9090909	3,71135231	5,48063892
6	430	54,5454545	3,99903438	6,06378521
7	460	63,6363636	4,15318506	6,13122649
8,5	1100	77,2727273	4,34734108	7,00306546
8,5	1100	77,2727273	4,34734108	7,00306546
10	11000	90,9090909	4,50986001	9,30565055

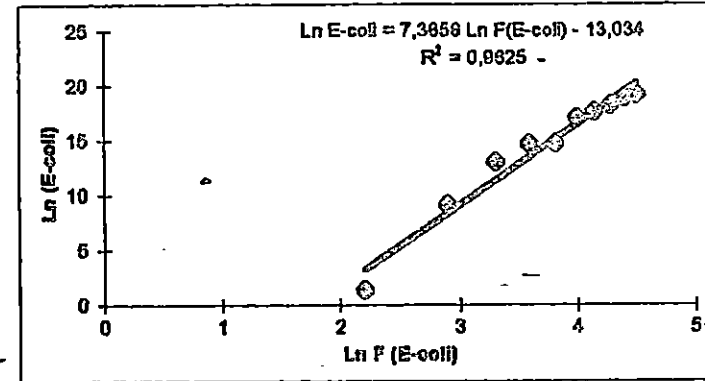


CF 50	419	} Germes / 100 ml
CF 84	2029	
CF 90	2502	

3- Normalisation des taux en *Escherichia coli* observés par la distribution Gausso-logarithmique.

Station 1

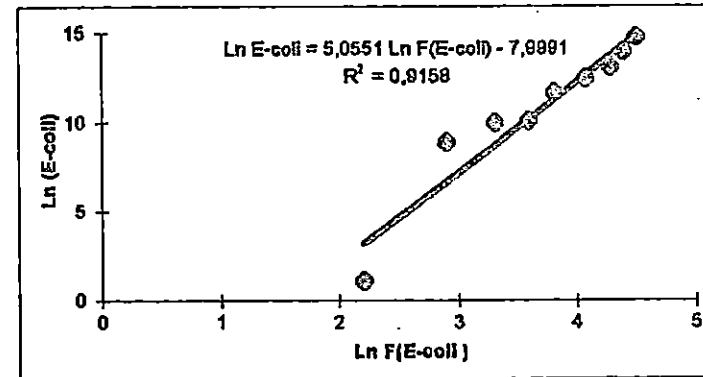
l	<i>E-coli</i> / 100 ml	F(<i>E-coli</i>)	Ln F(<i>E-coli</i>)	Ln <i>E-coli</i>
1	4	9,09090909	2,20727491	1,38629436
2	9000	18,1811818	2,90038709	9,10497986
3	430000	27,2727273	3,3058872	12,9715405
4	2300000	36,3636364	3,59356928	14,6484197
5	2400000	45,4545455	3,81671283	14,6909793
6	24000000	54,5454545	3,99903438	16,9935644
7	43000000	63,6363633	4,15318506	17,5767107
8	75000000	72,7272727	4,28671645	18,1329987
9	150000000	81,8181818	4,40449949	18,8261459
10	210000000	90,9090909	4,50986001	19,1626181



<i>E-coli</i> 50	7134100	} Germes / 100 ml
<i>E-coli</i> 84	325744605	
<i>E-coli</i> 90	541469939	

Station 2

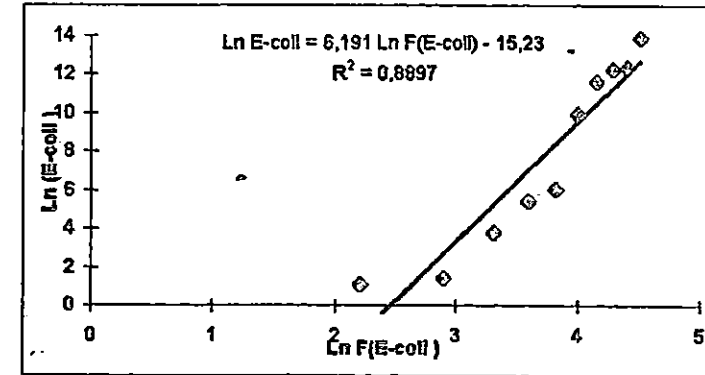
l	<i>E-coli</i> / 100 ml	F(<i>E-coli</i>)	Ln F(<i>E-coli</i>)	Ln <i>E-coli</i>
1	3	9,09090909	2,20727491	1,09861229
2	7000	18,1811818	2,90038709	8,85366543
3	21000	27,2727273	3,3058872	9,95227772
4	23000	36,3636364	3,59356928	10,0432495
5	110000	45,4545455	3,81671283	11,6082356
6,5	240000	59,0909091	4,07907709	12,3883942
6,5	240000	59,0909091	4,07907709	12,3883942
8	460000	72,7272727	4,28671645	13,0389818
9	1100000	81,8181818	4,40449949	13,9108207
10	2400000	90,9090909	4,50986001	14,6909793



<i>E-coli</i> 50	130166	} Germes / 100 ml
<i>E-coli</i> 84	1792500	
<i>E-coli</i> 90	2540542	

Station 3S

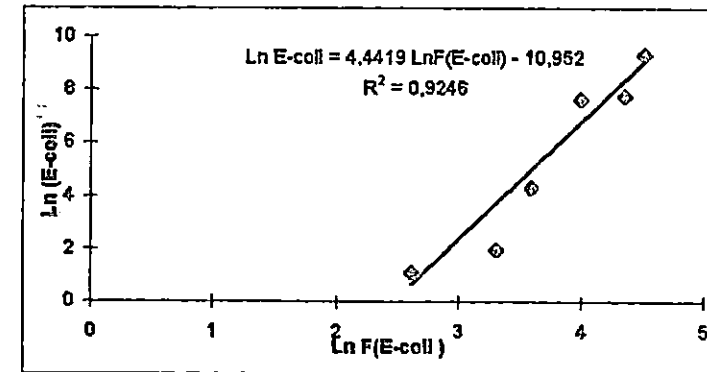
i	E-coli / 100 ml	F(E-coli)	Ln F(E-coli)	Ln E-coli
1	3	9,09090909	2,20727491	1,09861229
2	4	18,1818182	2,90042209	1,38629436
3	43	27,2727273	3,3058872	3,76120012
4	230	36,3636364	3,59356927	5,43807931
5	430	45,4545455	3,81671283	6,06378521
6	21000	54,5454545	3,99903438	9,95227772
7	110000	63,6363636	4,15318506	11,6082356
8	210000	72,7272727	4,28671645	12,2548628
9	240000	81,8181818	4,40449949	12,3883942
10	1100000	90,9090909	4,50986001	13,9108207



E-coli 50	8017	} Germes / 100 ml
E-coli 84	199025	
E-coli 90	305078	

Station 3F

i	E-coli / 100 ml	F(E-coli)	Ln F(E-coli)	Ln E-coli
1,5	3	13,6363636	2,61274002	1,09861229
1,5	3	13,6363636	2,61274002	1,09861229
3	7	27,2727273	3,3058872	1,94591015
4	75	36,3636364	3,59356927	4,31748811
6	2100	54,5454545	3,99903438	7,64969262
6	2100	54,5454545	3,99903438	7,64969262
6	2100	54,5454545	3,99903438	7,64969262
8,5	2400	77,2727273	4,34734108	7,78322402
8,5	2400	77,2727273	4,34734108	7,78322402
10	11000	90,9090909	4,50986001	9,30565055

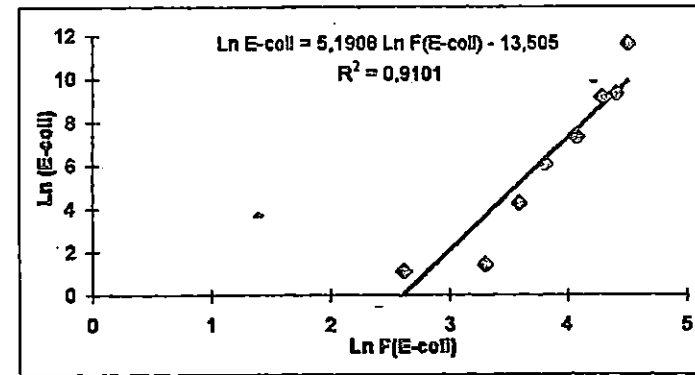


E-coli 50	617	} Germes / 100 ml
E-coli 84	6181	
E-coli 90	8398	

Station 4S

i	E-coli / 100 ml	F(E-coli)	Ln F(E-coli)	Ln E-coli
1,5	3	13,6363636	2,61274002	1,09861229
1,5	3	13,6363636	2,61274002	1,09861229
3	4	27,2727273	3,3058872	1,38629436
4	70	36,3636364	3,59356927	4,24849524
5	430	45,4545455	3,81671283	6,06378521
6,5	1500	59,0909091	4,07907709	7,31322039
6,5	1500	59,0909091	4,07907709	7,31322039
8	9300	72,7272727	4,28671645	9,13776968
9	11000	81,8181818	4,40449949	9,30565055
10	110000	90,9090909	4,50986001	11,6082356

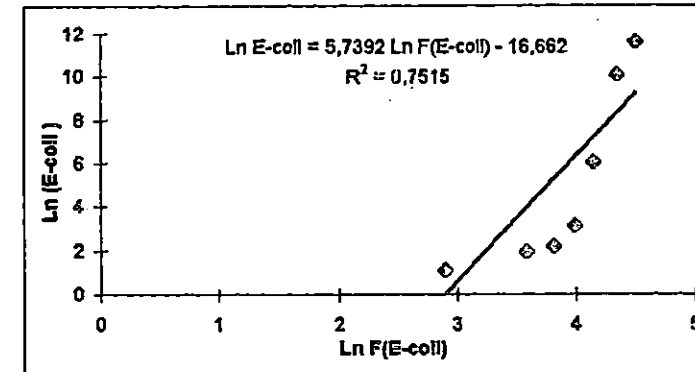
E-coli 50	899	} Germes / 100 ml
E-coli 84	13286	
E-coli 90	19008	



Station 4F

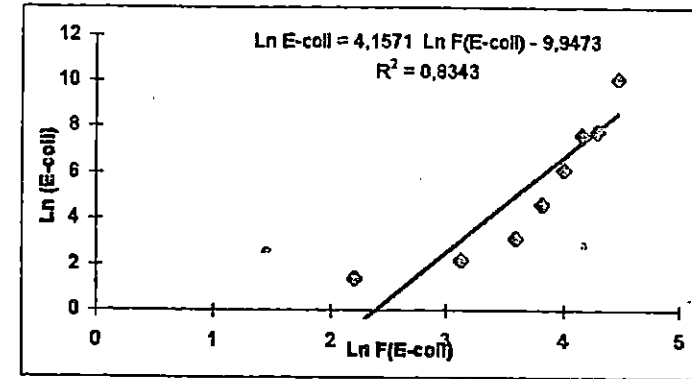
i	E-coli / 100 ml	F(E-coli)	Ln F(E-coli)	Ln E-coli
2	3	18,1818182	2,90042209	1,09861229
2	3	18,1818182	2,90042209	1,09861229
2	3	18,1818182	2,90042209	1,09861229
4	7	36,3636364	3,59356927	1,94591015
5	9	45,4545455	3,81671283	2,19722458
6	23	54,5454545	3,99903438	3,13549422
7	430	63,6363636	4,15318506	6,06378521
8,5	24000	77,2727273	4,34734108	10,0858091
8,5	24000	77,2727273	4,34734108	10,0858091
10	110000	90,9090909	4,50986001	11,6082356

E-coli 50	327	} Germes / 100 ml
E-coli 84	6421	
E-coli 90	9541	



Station 5S

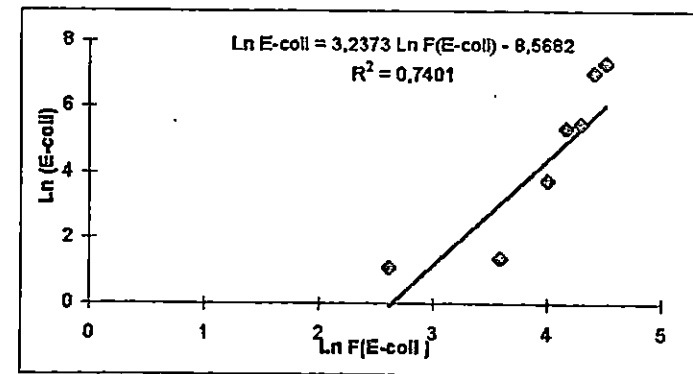
i	E-coli / 100 ml	F(E-coli)	Ln F(E-coli)	Ln E-coli
1	4	9,09090909	2,20727491	1,38629436
2,5	9	22,7272727	3,12356565	2,19722458
2,5	9	22,7272727	3,12356565	2,19722458
4	23	36,3636364	3,59356927	3,13549422
5	100	45,4545455	3,81671283	4,60517019
6	460	54,5454545	3,99903438	6,13122649
7	2100	63,6363636	4,15318506	7,64969262
8	2400	72,7272727	4,28671645	7,78322402
9,5	24000	86,3636364	4,45856671	10,0858091
9,5	24000	86,3636364	4,45856671	10,0858091



E-coli 50	553	} Germes / 100 ml
E-coli 84	4779	
E-coli 90	6367	

Station 5F

i	E-coli / 100 ml	F(E-coli)	Ln F(E-coli)	Ln E-coli
1,5	3	13,6363636	2,61274002	1,09861229
1,5	3	13,6363636	2,61274002	1,09861229
4	4	36,3636364	3,59356927	1,38629436
4	4	36,3636364	3,59356927	1,38629436
4	4	36,3636364	3,59356927	1,38629436
6	43	54,5454545	3,99903438	3,76120012
7	210	63,6363636	4,15318506	5,34710753
8	240	72,7272727	4,28671645	5,48063892
9	1100	81,8181818	4,40449949	7,00306546
10	1500	90,9090909	4,50986001	7,31322039

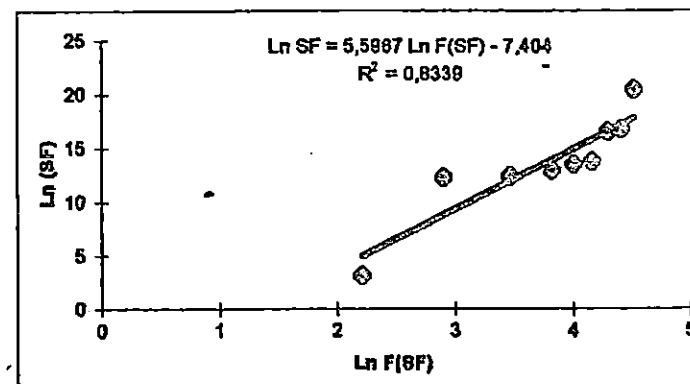


E-coli 50	60	} Germes / 100 ml
E-coli 84	322	
E-coli 90	403	

4- Normalisation des taux en Streptocoques fécaux observés par la distribution Gausso-logarithmique.

Station 1

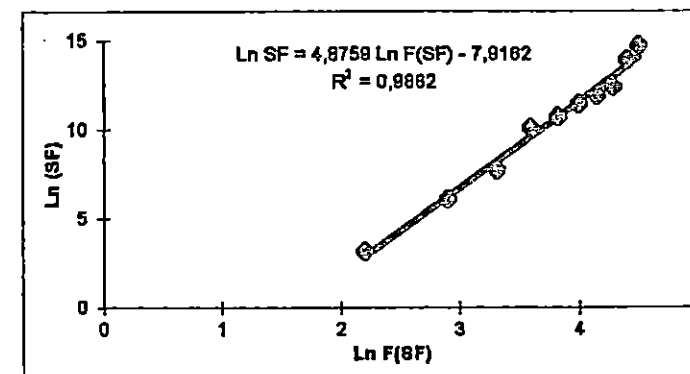
i	SF / 100 ml	F(SF)	Ln F(SF)	Ln SF
1	23	9,09090909	2,20727491	3,13549422
2	210000	18,1818182	2,90042209	12,2548628
3,5	240000	31,8181818	3,46003788	12,3883942
3,5	240000	31,8181818	3,46003788	12,3883942
5	430000	45,4545455	3,81671283	12,9715405
6	750000	54,5454545	3,99903438	13,5278285
7	930000	63,6363636	4,15318506	13,7429399
8	1500000	72,7272727	4,28671645	16,5235608
9	1930000	81,8181818	4,40449949	16,7756157
10	75000000	90,9090909	4,50986001	20,4355838



SF 50	1963853	} Germes / 100 ml
SF 84	35817687	
SF 90	52697827	

Station 2

i	SF / 100 ml	F(SF)	Ln F(SF)	Ln SF
1	23	9,09090909	2,20727491	3,13549422
2	430	18,1818182	2,90042209	6,06378521
3	2300	27,2727273	3,3058872	7,7406644
4	24000	36,3636364	3,59356927	10,0858091
5	46000	45,4545455	3,81671283	10,7363967
6	93000	54,5454545	3,99903438	11,4403548
7	150000	63,6363636	4,15318506	11,9183906
8	240000	72,7272727	4,28671645	12,3883942
9	1100000	81,8181818	4,40449949	13,9108207
10	2400000	90,9090909	4,50986001	14,6909793



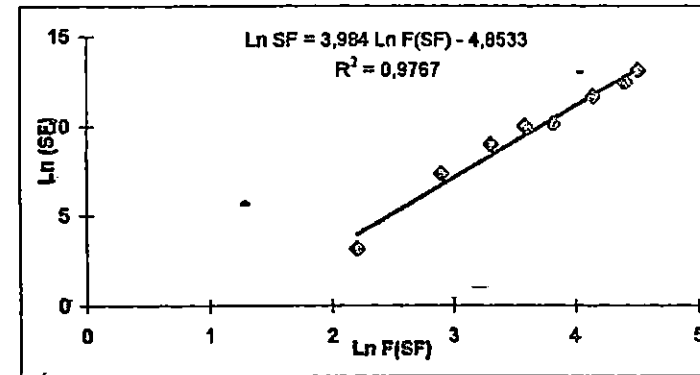
SF 50	70153	} Germes / 100 ml
SF 84	880301	
SF 90	1232336	

Station 3S

i	SF / 100 ml	F(SF)	Ln F(SF)	Ln SF
1	23	9,09090909	2,20727491	3,13549422
2	1500	18,1818182	2,90042209	7,31322039
3	7500	27,2727273	3,3058872	8,9226583
4	21000	36,3636364	3,59356927	9,95227772
5	24000	45,4545455	3,81671283	10,0858091
7	110000	63,6363636	4,15318506	11,6082356
7	110000	63,6363636	4,15318506	11,6082356
7	110000	63,6363636	4,15318506	11,6082356
9	240000	81,8181818	4,40449949	12,3883942
10	460000	90,9090909	4,50986001	13,0389818

SF 50	45807
SF 84	361882
SF 90	476366

} Germes / 100 ml

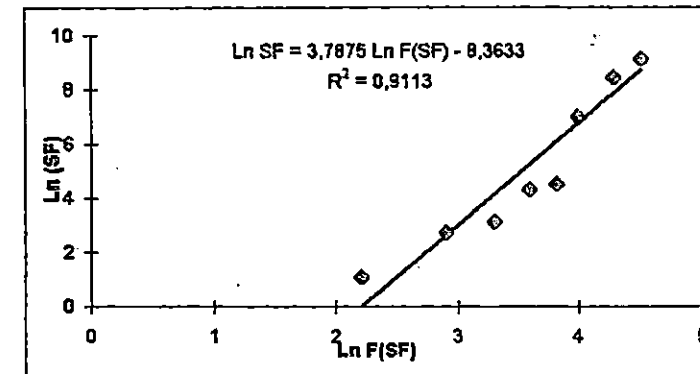


Station 3F

i	SF / 100 ml	F(SF)	Ln F(SF)	Ln SF
1	3	9,09090909	2,20727491	1,09861229
2	15			
2	15	18,1818182	2,90042209	2,7080502
3	23	27,2727273	3,3058872	3,13549422
4	75	36,3636364	3,59356927	4,31748811
5	93	45,4545455	3,81671283	4,53259949
6	1100	54,5454545	3,99903438	7,00306546
8	4600	72,7272727	4,28671645	8,43381158
8	4600	72,7272727	4,28671645	8,43381158
10	9300	90,9090909	4,50986001	9,13776968

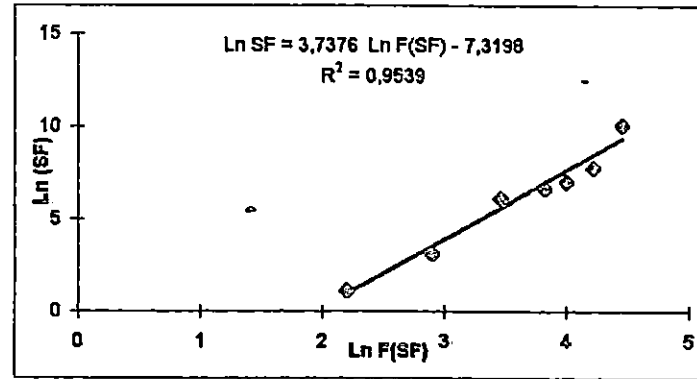
SF 50	635
SF 84	4530
SF 90	5882

} Germes / 100 ml



Station 4S

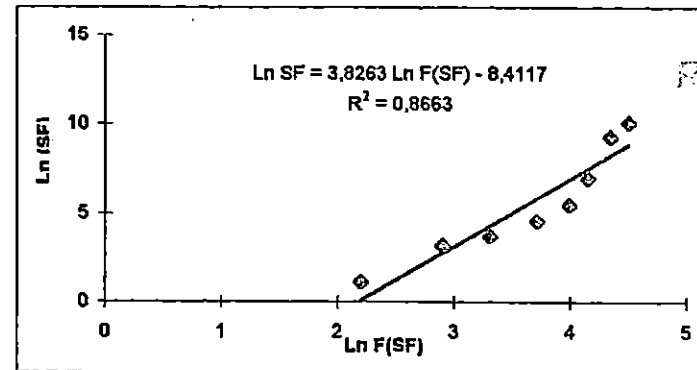
i	SF 100 / ml	F(SF)	Ln F(SF)	Ln SF
1	3	9,09090909	2,20727491	1,09861229
2	23	18,1818182	2,90042209	3,13549422
3,5	460	31,8181818	3,46003788	6,13122649
3,5	460	31,8181818	3,46003788	6,13122649
5	750	45,4545455	3,81671283	6,62007321
6	1100	54,5454545	3,99903438	7,00306546
7,5	2400	68,1818182	4,22217793	7,78322402
7,5	2400	68,1818182	4,22217793	7,78322402
9,5	24000	86,3636364	4,45856671	10,0858091
9,5	24000	86,3636364	4,45856671	10,0858091



SF 50	1483	} Germes / 100 ml
SF 84	10309	
SF 90	13342	

Station 4F

i	SF / 100 ml	F(SF)	Ln F(SF)	Ln SF
1	3	9,09090909	2,20727491	1,09861229
2	23	18,1818182	2,90042209	3,13549422
3	41	27,2727273	3,3058872	3,71357207
4,5	93	40,9090909	3,71135231	4,53259949
4,5	93	40,9090909	3,71135231	4,53259949
6	240	54,5454545	3,99903438	5,48063892
7	1100	63,6363636	4,15318506	7,00306546
8,5	11000	77,2727273	4,34734108	9,30565055
8,5	11000	77,2727273	4,34734108	9,30565055
10	24000	90,9090909	4,50986001	10,0858091

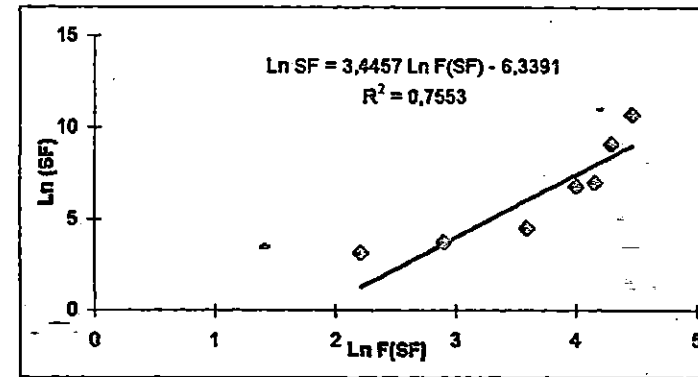


SF 50	704	} Germes / 100 ml
SF 84	5125	
SF 90	6674	

Station 5S

i	SF / 100 ml	F(SF)	Ln F(SF)	Ln SF
1	23	9,09090909	2,20727491	3,13549422
2	43	18,1818182	2,90042209	3,76120012
4	93	36,3636364	3,59356927	4,53259949
4	93	36,3636364	3,59356927	4,53259949
4	93	36,3636364	3,59356927	4,53259949
6	930	54,5454545	3,99903438	6,83518459
7	1100	63,6363636	4,15318506	7,00306546
8	9300	72,7272727	4,28671645	9,13776968
9,5	46000	86,3636364	4,45856671	10,7363967
9,5	46000	86,3636364	4,45856671	10,7363967

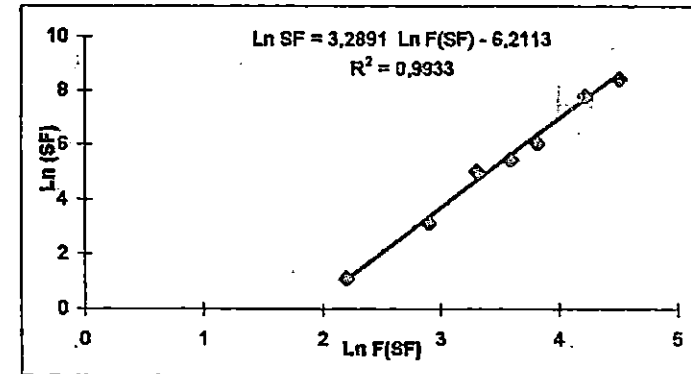
SF 50	1262	} Germes / 100 ml
SF 84	7541	
SF 90	9565	



Station 5F

i	SF / 100 ml	F(SF)	Ln F(SF)	Ln SF
1	3	9,09090909	2,20727491	1,09861229
2	23	18,1818182	2,90042209	3,13549422
3	150	27,2727273	3,3058872	5,01063529
4	230	36,3636364	3,59356927	5,43807931
5	430	45,4545455	3,81671283	6,06378521
7,5	2400	68,1818182	4,22217793	7,78322402
7,5	2400	68,1818182	4,22217793	7,78322402
7,5	2400	68,1818182	4,22217793	7,78322402
7,5	2400	68,1818182	4,22217793	7,78322402
10	4600	90,9090909	4,50986001	8,43381158

SF 50	777	} Germes / 100 ml
SF 84	4282	
SF 90	5372	



Annexes 1.4.3 : Résultats de l'analyse bactérienne de l'eau de mer aux stations 5_R et 5_O séparément, en fonction des deux directions de courant observée durant la période d'étude (Est et Ouest).

Germes (/ 100 ml)	5 _{Est}		5 _{Ouest}	
	Surface	Fond	Surface	Fond
CT ₅₀	14420	31719	2881	783
CF ₅₀	1128	242	2905	612
E.coli ₅₀	186	14	1998	345
SF ₅₀	455	200	4320	2861

Annexes 1.4.4: résultats brutes de la recherche des Coliformes fécaux dans le sédiment.

Prélèvement n°	Station 3	Station 4	Station 5
1	633	44	np
2	17180	11617	np
4	78	143	216
6	11350	293	96
8	798	4	<1
9	40	<1	<1
10	508	4	33
Moyenne géométrique	767	51.27	22
Ecart type (S_{n-1})	9.73	20.74	7.52
Intervalle de confiance	[758 , 776]	[32.07 , 7047]	[12.6 , 31.35]

Annexes 1.4.5: Décroissance bactérienne en fonction des temps de contact.

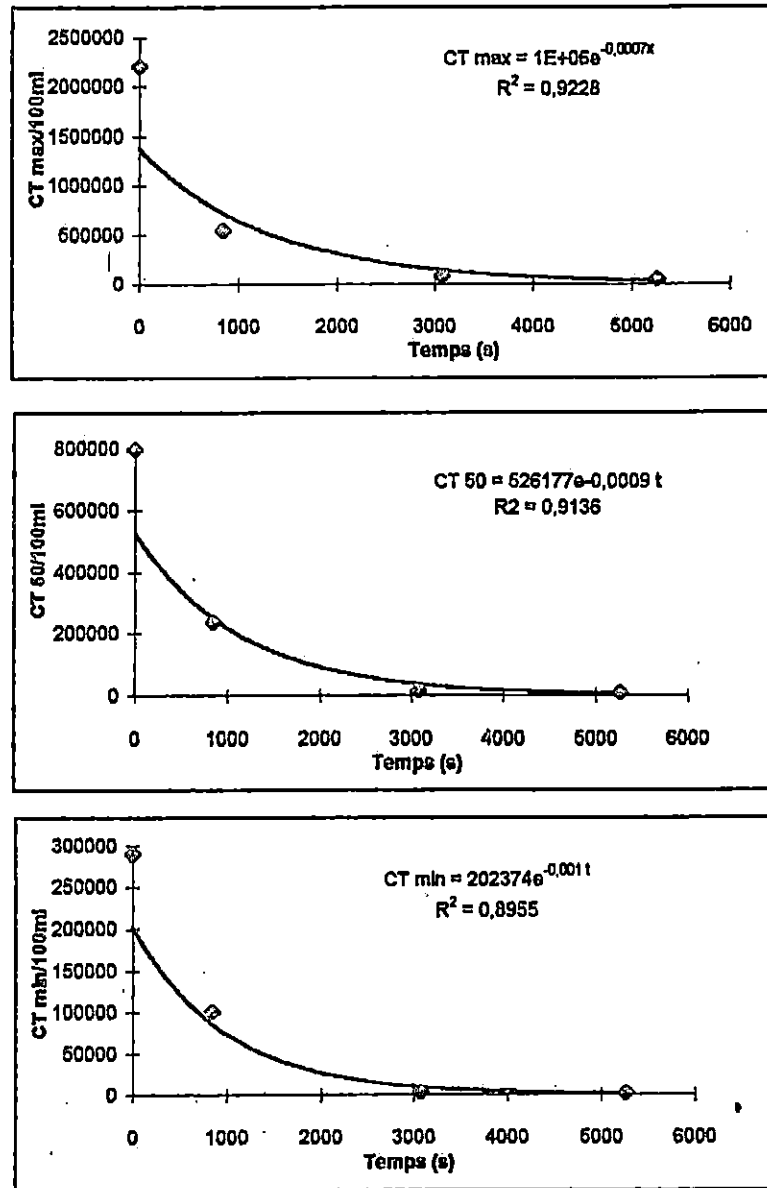


Figure 33: Décroissance des valeurs moyennes et intermédiaires des Coliformes totaux en fonction des temps de contact établis par marquage coloré.

	CT min	CT 50	CT max
Z	0,001	0,0009	0,0007
T90 (s)	2300	2556	3286

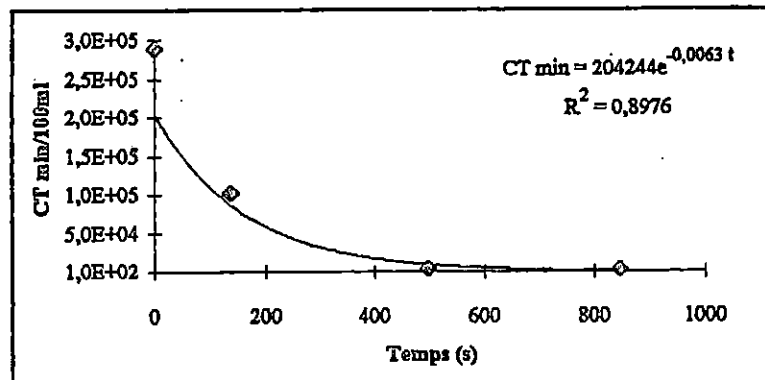
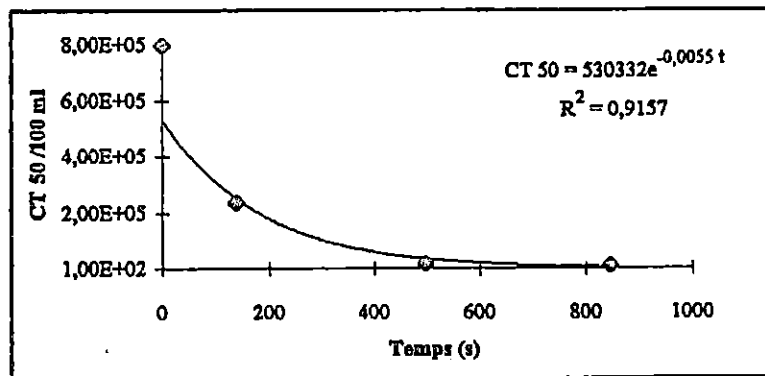
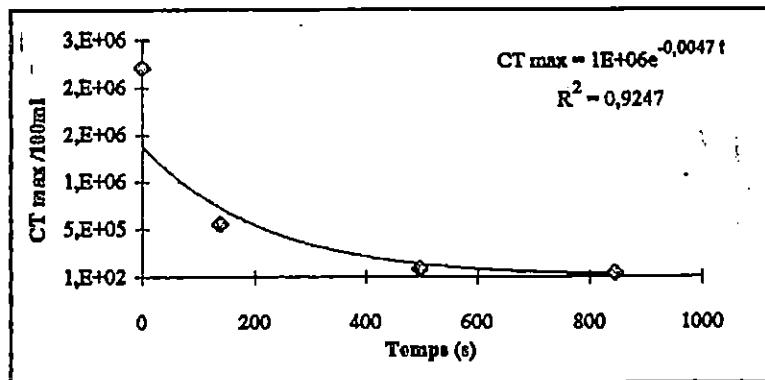


Figure 34: décroissance des valeurs moyennes et intermédiaires des Coliformes totaux en fonction des temps de contact établis par dérive superficielle de flotteurs.

	CT min	CT 50	CT max
Z	0,0063	0,0055	0,0047
T90 (s)	365	418	489

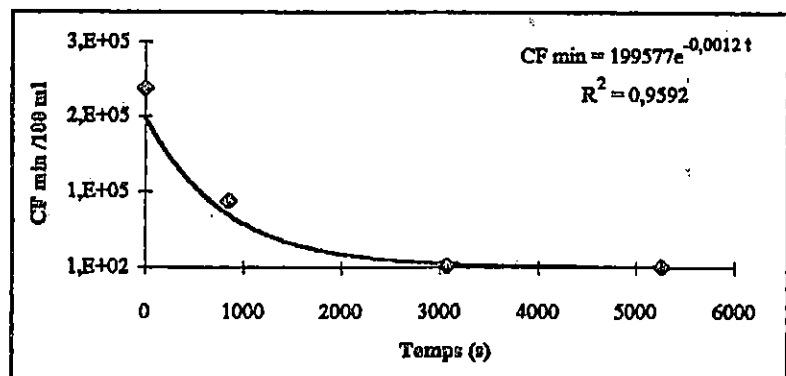
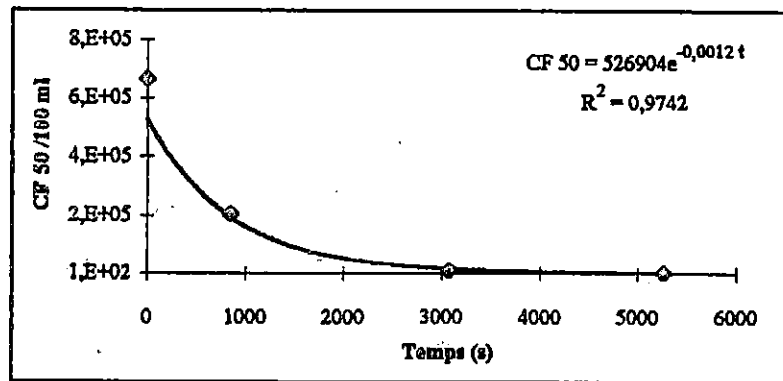
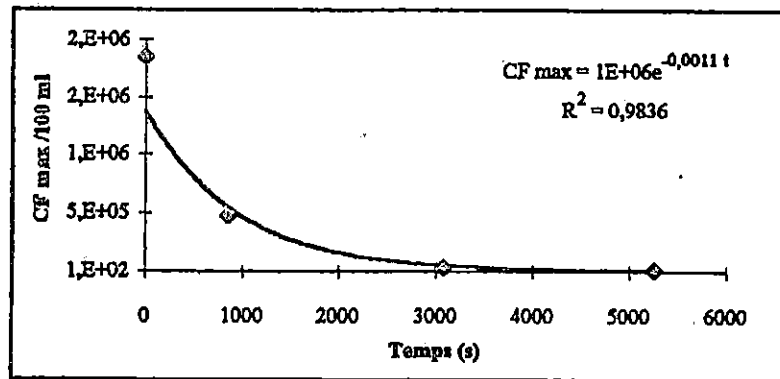


Figure 35: décroissance des valeurs moyennes et intermediaires des coliformes fécaux en fonction des temps de contact, établis par marquage coloré.

	CF min	CF 50	CF max
Z	0,0012	0,0012	0,0011
T90 (s)	1917	1917	2091

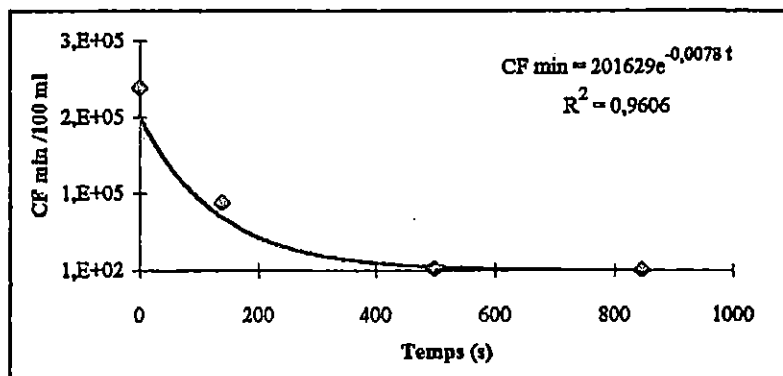
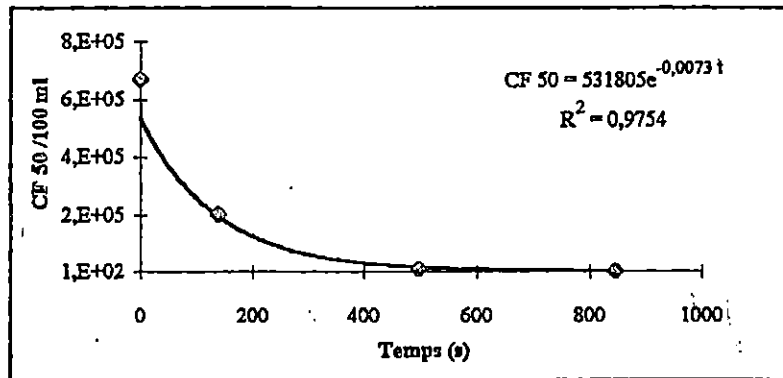
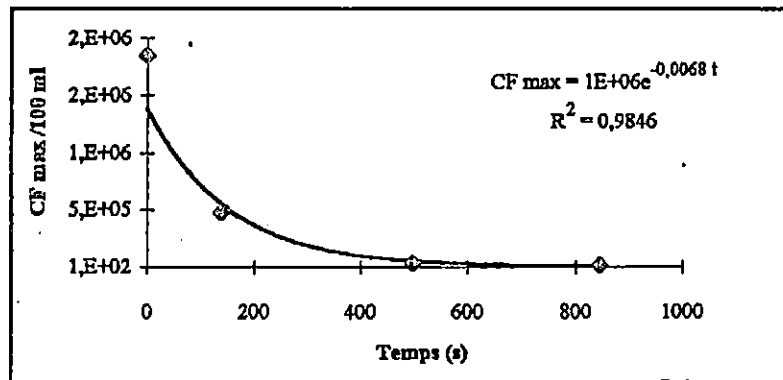


Figure 36: décroissance des valeurs moyennes et intermediaires des coliformes fécaux en fonction des temps de contact, établis par dérive superficielle de flotteurs.

	CF min	CF 50	CF max
Z	0,0078	0,0073	0,0068
T90 (s)	295	315	330

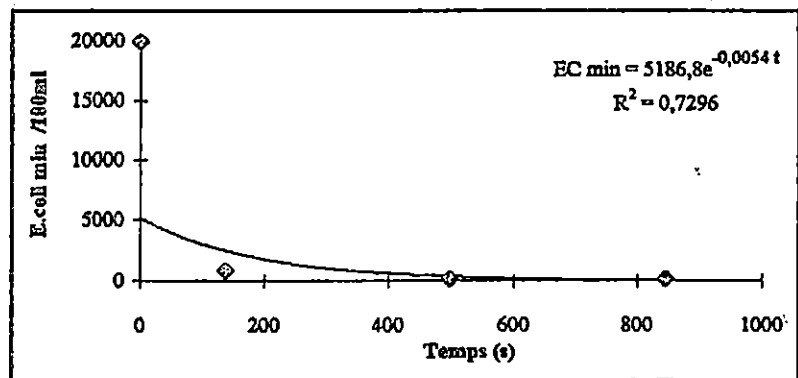
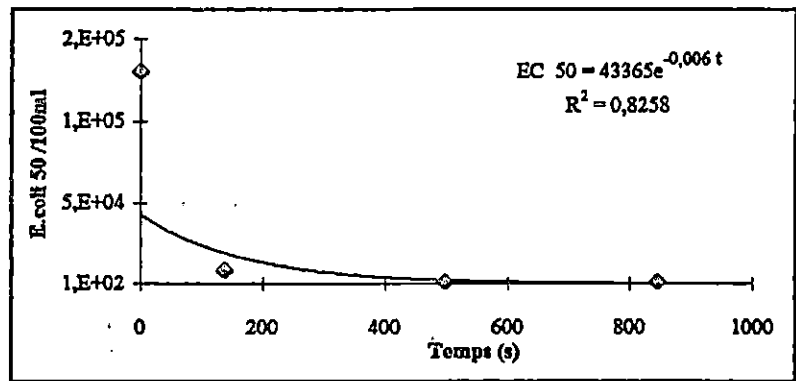
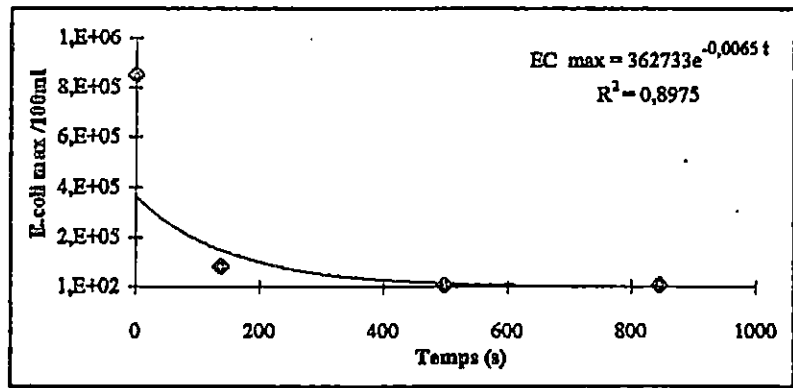


Figure 37: décroissance des valeurs moyennes et intermédiaires d' *Escherichia coli* en fonction des temps de contact; établis par dérive superficielle de flotteurs.

	E.coli min	E.coli 50	E.coli max
Z	0,0054	0,006	0,0065
T ₉₀ (s)	426	384	354

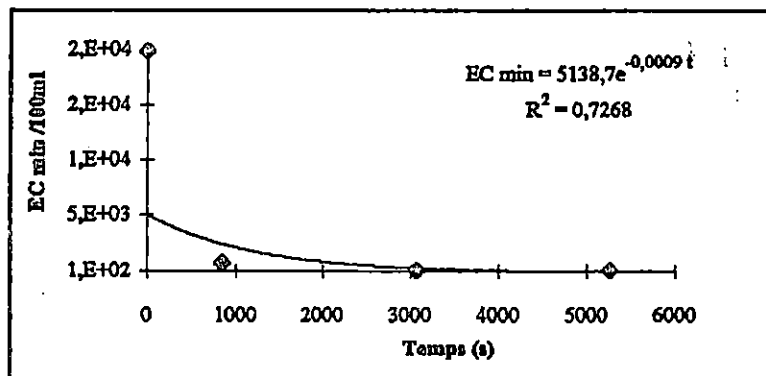
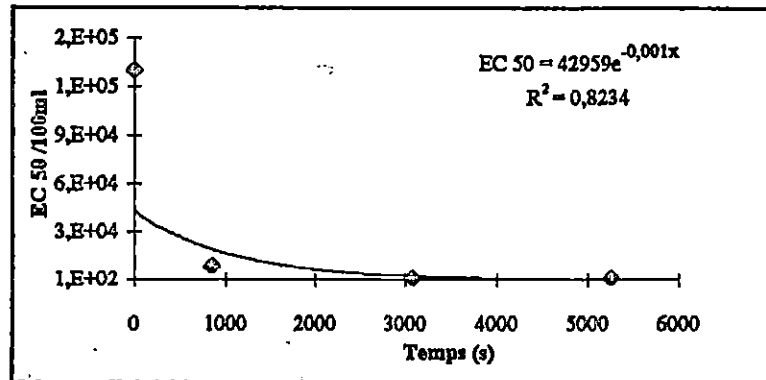
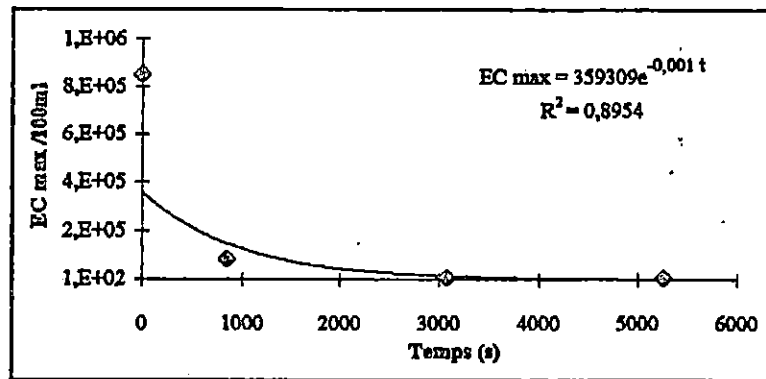


Figure 38: décroissance des valeurs moyennes et intermédiaires d' *Escherichia coli* en fonction des temps de contact, établis par marquage coloré.

	E.coli min	E.coli 50	E.coli max
Z	0,0009	0,001	0,001
T90 (s)	2556	2300	2300

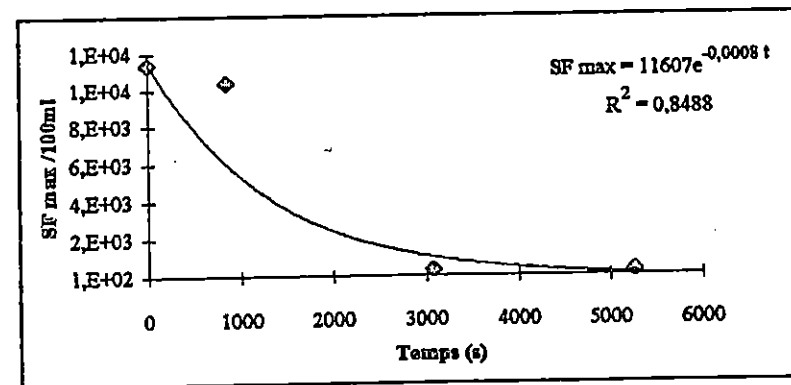
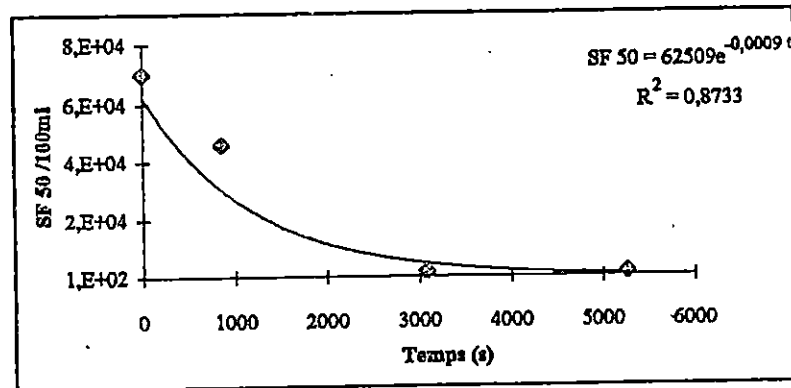
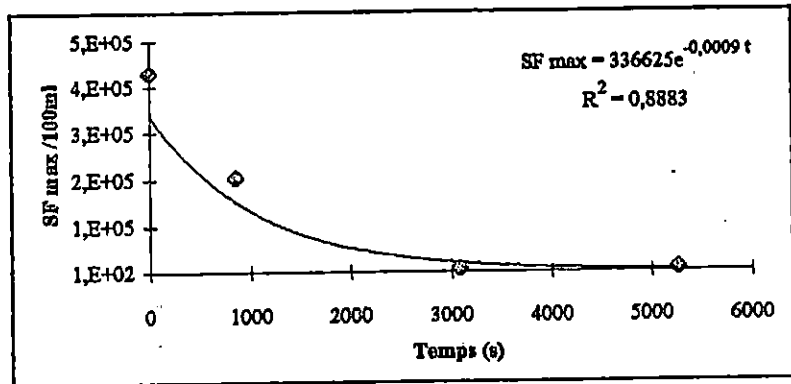


Figure 39: décroissance des valeurs moyennes et intermédiaires des S.fécaux en fonction des temps de contact, établis par marquage coloré.

	SF min	SF 50	SF max
Z	0,0008	0,0009	0,0009
T90 (s)	2875	2556	2556

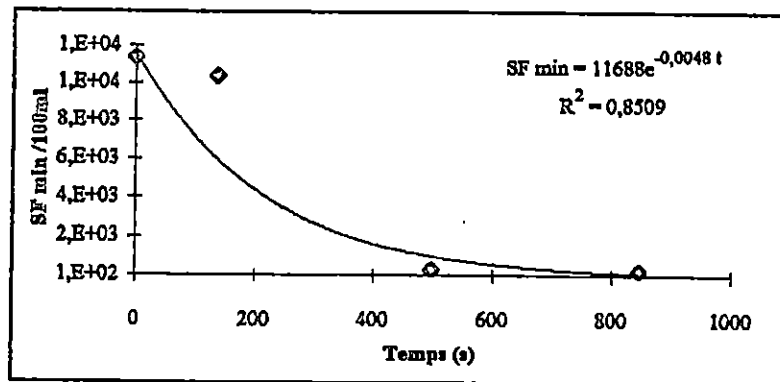
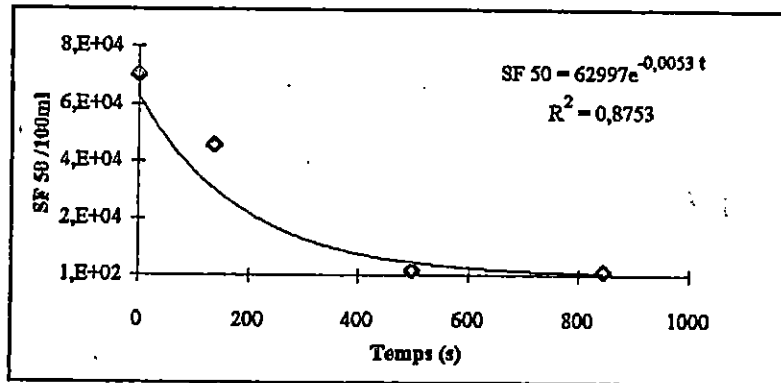
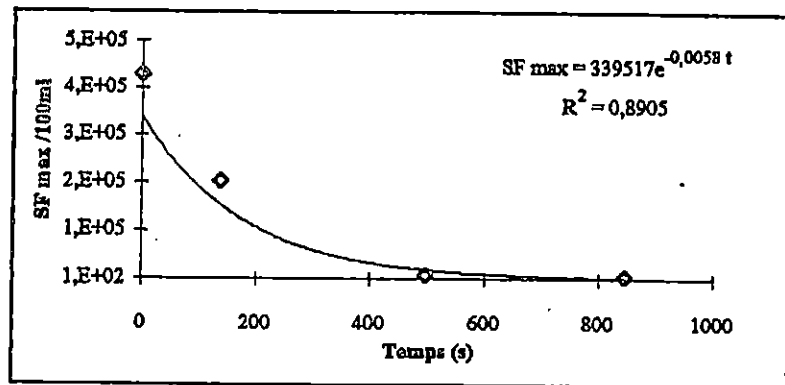


Figure 40: décroissance des valeurs moyennes et intermédiaires des S. fécaux en fonction des temps de contact établis par dérive superficielle de flotteurs.

	SF min	SF 50	SF max
Z	0,0048	0,0053	0,0058
T ₉₀ (s)	479	434	397

ANNEXE 2

PHYSICO-CHIMIE

Annexe 2.1: Données brutes de la salinité (‰).

Dates	Stations							
	1	2	3S	3F	4S	4F	5S	5F
1	24.36	32	32.34	33.11	33.67	33.44	-	-
2	19.38	33.78	34.11	35	35.33	35.33	35.33	35.33
3	17.83	33.78	34.77	35	34.44	34.88	34.66	34.77
4	-	-	-	-	-	-	-	-
5	23.03	34.66	33.78	36.55	35.88	35.77	37.76	36.44
6	23.32	36.55	37.21	38.9	38.21	38.54	38.65	38.43
7	24.14	36	37.1	38.1	38.1	38.54	38.87	35.33
8	-	-	-	-	-	-	-	-
9	19.4	27.46	30.18	31.12	31.34	31.89	31.78	32.12
10	19.6	30.01	32	32.12	32.45	32.34	32.23	32.23

Annexe 2.2: Données brutes de la température (°c).

Dates	Stations							
	1	2	3S	3F	4S	4F	5S	5F
1	37	16.3	19.5	18.9	19.5	18.8	-	-
2	29	21	19	19	18	18.5	18.2	17.5
3	34	20.5	19.05	19	19.3	18	19.5	18
4	28.8	21	20	19.5	18.5	18	18.6	17.5
5	30	25	25	23	24	23	23	21
6	34	25	19	18	18	18	18.5	18
7	34	29	26	26	27	26	26	21
8	34	26	26	26	26	25	26	23
9	34	26	25	25	25	24	24.5	22.2
10	29	22	21	20	21	20.5	21	20

Annexe 2.3: Données brutes du pH.

Dates	Stations							
	1	2	3S	3F	4S	4F	5S	5F
1	-	-	-	-	-	-	-	-
2	7	7.7	7.8	7.9	7.8	7.8	7.9	7.9
3	7.6	7.8	7.8	7.8	7.9	7.7	7.9	7.9
4	-	-	-	-	-	-	-	-
5	7.2	7.7	7.8	7.8	7.9	7.8	7.8	7.8
6	7.4	7.6	7.7	7.8	7.8	7.9	7.8	7.7
7	7.1	7.8	7.9	7.9	7.9	7.9	7.9	7.8
8	7.5	8	8.1	8.1	8.1	8.1	8.1	8.1
9	7.5	8	8	8	8.1	8	8	8.1
10	7.5	7.8	8.1	8.1	8.1	8.1	8.1	8.1

Annexe 2.4: Données brutes de la M.E.S (mg / l).

Dates	Stations				
	1	2	3	4	5
4	66.75	13.6	252.2	20	9.6
5	25.5	15	6.4	5.6	4.2
6	62	40	18.4	36.57	14.2
7	16.75	20	21.25	17.7	56
8	67	32.37	20.3	9.35	11.1
9	142.6	56	48.4	47.4	45.4
10	155.13	54.6	35.71	30.28	40.8

Annexe 2.5: Données brutes des nitrates [NO₃] (µmol / l).

Dates	Stations				
	1	2	3	4	5
1	1658.878	140.186	133.177	116.822	116.822
2	1962.616	266.025	355.769	387.82	269.871
3	2812.5	1044.832	181.61	175.53	139.057
4	3750	721.153	161.538	129.807	118.269
5	2134.615	346.153	115.384	72.115	103.846
6	1500	576.923	63.461	109.615	201.923

Annexe 2.6: Données brutes des nitrites [NO₂] (µmol / l).

Dates	Stations				
	1	2	3	4	5
1	15.02	8.667	8.134	8	6.002
2	15.644	7.468	6.335	6.002	6.335
3	16.018	12.526	8.722	6.291	5.667
4	8.667	8.001	3.883	5.003	7.201
5	10	8.201	8.201	10.66	7.868
6	10.666	12.999	6.668	6.002	8.667

ANNEXE 3

DONNEES METEOROLOGIQUES

Annexes 3.1: Résultats synoptiques de l'état de la mer, ainsi que de la provenance des courants et des vents durant la période d'échantillonnage.

Dates des prélèvements	Provenance des vents	Courants	Etat de la mer
16 juin	NO Faible	NO	Calme
30 juin	NE Modéré à fort	NE	peu agitée
7 juillet	NE Fort	E	peu agitée
17 juillet	NE Fort	E	agitée
21 juillet	NE Modéré à fort	NE	peu agitée
3 août	O Faible	O	calme
11 août	O Faible	O	calme
18 août	E Faible	E	calme
22 août	O Fort	O	agitée
8 septembre	E Faible	E	calme

Remarque :

Les courants de secteur E et N-E sont rapide 66.66 % du temps durant.
Les courants de secteur W et N-W sont lent 75 % du temps durant.

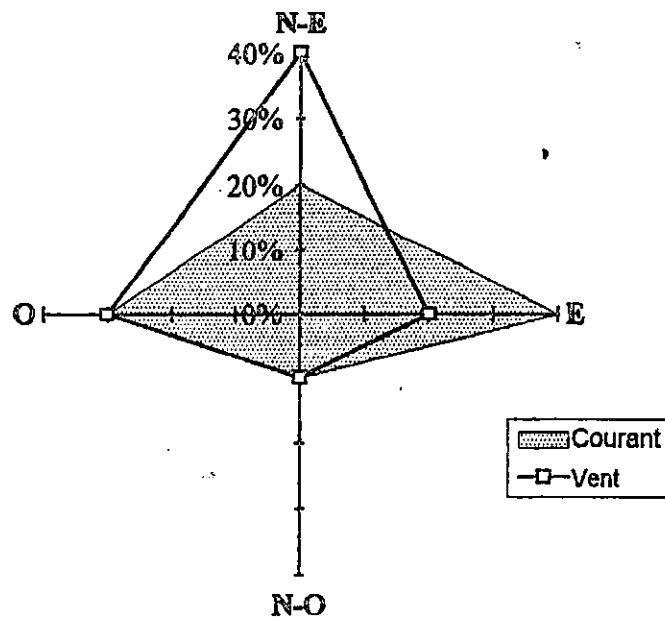


Figure : Fréquences et provenance des vents et courants observés sur site durant la période de prélèvement (Juin-sept, 1996).

Annexes 3.2 : Débit de l'émissaire et température de l'air (Juin, septembre 1996).

	Dates	Température (°C)	Débit (m ³ /h)
1	16 juin	32	0.453
2	30 juin	32	0.443
3	7 juillet	32	0.3
4	17 juillet	29	0.33
5	21 juillet	32	0.4
6	3 août	34	0.47
7	11 août	34	0.32
8	18 août	31	0.3
9	22 août	30	0.165
10	8 septembre	27	0.4