

ACADEMIE DE MONTPELLIER

UNIVERSITE DES SCIENCES ET TECHNIQUES DU LANGUEDOC

THESE

présentée à l'Université des Sciences et Techniques du Languedoc
pour obtenir le diplôme de DOCTORAT
(Spécialité : Physiologie et Biologie des Organismes et des Populations)
Sciences de l'Eau et Aménagement

**ETUDE DE L'EVOLUTION SIMULTANEE DES ABONDANCES ET DE
LA SURVIE DES SALMONELLA ET DES COLIFORMES FECAUX
DANS DIFFERENTS OUVRAGES EPURATEURS ET MILIEUX AQUATIQUES**

par

ALIBOU jamal

Soutenu le 9 juillet 1987 devant le jury composé de :

MM.	Michel	AMANIEU	Président
	Bernard	BALEUX	
	Jean	BONTOUX	
	Jean Louis	CUQ	
	Maurice	HUET	
	Gérard	LARBAIGT	

A la mémoire de mes parents

*A ma soeur SOUAD,
avec toute mon affection et ma profonde reconnaissance
pour son aide et son soutien constant*

*A mes frères et soeurs, que j'aime beaucoup et à qui
je souhaite une grande réussite*

A tous les miens

Avant-propos

A Monsieur le Professeur M.AMANIEU, Directeur du Laboratoire d'Hydrobiologie Marine et Continentale, qui me fait l'honneur de présider le jury de cette thèse,

Qu'il veuille trouver ici l'expression de ma profonde gratitude et mes remerciements les plus respectueux.

A Monsieur le Docteur B.BALEUX, mon Directeur de Recherche, qui a bien voulu me confier ce travail et qui a toujours été un maître attentif, patient et disponible, m'ayant fait bénéficier tout au long de ce travail de ces conseils bienveillants et de ses larges connaissances en Ecologie Bactérienne,

Qu'il veuille bien recevoir le témoignage de ma plus vive reconnaissance pour son aide et ses critiques constructives et mes plus vifs remerciements.

Mes remerciements vont également à Monsieur le Professeur J.BONTOUX, Directeur du Laboratoire d'Hydrologie et d'Hygiène de la Faculté de Pharmacie, qui me fait l'honneur d'être présent au jury de cette thèse,

Qu'il soit assuré de ma profonde reconnaissance.

Monsieur le professeur J.L.CUQ, du Laboratoire de Biochimie et Technologie Alimentaire, a bien voulu juger ce travail,

Qu'il me soit permis de lui adresser ma vive reconnaissance et mes remerciements respectueux

A Monsieur G.LARBAIGT, attaché de mission et de recherche auprès de l'Agence de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, pour le vif intérêt qu'il a toujours montré vis-à-vis de cette étude et dont le financement a permis sa réalisation,

Il m'est particulièrement agréable de lui exprimer ici ma plus vive reconnaissance et ma profonde sympathie.

A Monsieur M.HUET, Directeur honoraire du Laboratoire National de la Santé, qui a bien voulu siéger à ce jury,

mes remerciements les plus respectueux.

Je tiens également à exprimer mes sincères remerciements et ma grande reconnaissance à Monsieur le Docteur E.DESPAUX et à Madame M.F.LAABERKI-JEANJEAN d'avoir bien voulu me confier les relevés des Salmonelloses humaines nécessaires à la réalisation de la partie épidémiologique de cette étude.

Mes remerciements s'adressent aussi à tous les membres de l'équipe d'Ecologie Bactérienne qui ont toujours su m'assurer d'un appui scientifique et technique compétent, dans une ambiance de travail très agréable et avec une grande amitié.

Que M.TROUSSELLIER, P.GOT, N.MEZRIOUI, P.MONFORT, P.LEBARON et A.BAHLAOUI soient assurés de ma profonde sympathie et ma grande amitié.

Que tous ceux qui de près ou de loin m'ont aidé à la réalisation de ce travail trouvent ici également le témoignage de ma profonde gratitude.

INTRODUCTION ET BUTS DE L'ETUDE

La concentration humaine est de plus en plus importante dans les centres urbains. Il en résulte une augmentation des rejets et une aggravation des risques de pollution. De plus ces rejets sont souvent concentrés par les stations d'épuration puis émis en un seul point dans le milieu récepteur (mer, rivière, étang).

L'eau, élément vital qui nous est offert par la nature, n'est pas inépuisable. De plus les besoins humains en eau ne cessent d'augmenter et ce que jadis l'homme trouvait dans la nature sans avoir à le purifier, et qu'il pouvait consommer directement, devient un bien très précieux et parfois très coûteux.

le développement des activités industrielles et la diversification des usages rendent cette eau inconsommable et même nocive pour l'environnement une fois émise de son cycle d'utilisation, car elle devient alors le véhicule de nuisances diverses, notamment bactériologiques.

Non seulement se pose après le problème de la qualité des eaux tant pour les usages récréatif, agricole, conchylicole ou de consommation directe mais intervient aussi la notion de risque pour la santé humaine du fait de la présence de bactéries pathogènes dans les eaux telles les Salmonella.

La diffusion des Salmonella dans l'environnement est un fait bien connu et abondamment décrit. Par suite de la multiplicité de leurs réservoirs, plus animaux qu'humains, elles peuvent être trouvées tout au long du cycle de l'eau depuis les eaux usées jusqu'aux eaux destinées à l'alimentation humaine, les eaux souterraines, les eaux de surface et l'eau de mer (FOLIGUET & SCHWARTZBROD, 1962).

Les eaux usées urbaines, par leur composition (déchets humains et animaux, activités agro-alimentaires et industrielles, eaux de ruissellement), présentent des concentrations variables en Salmonella selon la position géographique: 2 à 41.100 ml⁻¹ selon GRABOW & NUPEN (1972) en Afrique du Sud; 670.100 ml⁻¹ en Hollande selon KAMPELMACHER & VAN NOORLE JANSEN (1976). D'une manière générale, les valeurs moyennes rencontrées sont voisines de 100 Salmonella.100 ml⁻¹ (LECLERC, 1981).

Pour faire face au problème de la pollution bactériologique, entre autres, des eaux en vue de la recherche d'une meilleure qualité des rejets vers le milieu récepteur, divers procédés d'épuration des eaux usées urbaines ont été développés.

Il existe les procédés d'épuration biologique artificiels (boues activées, lits bactériens, disques biologiques, ...) ou naturels (filtration par le sol, lagunages) et les procédés physico-chimiques d'épuration, lesquels peuvent trouver leur place soit en amont des traitements biologiques (dégrillage, dessablage, déshuilage, décantation primaire, ...) soit en aval de ceux-ci comme traitements complémentaires en vue d'un affinage, mais ils peuvent être conçus séparément.

Que ce soit l'épuration par voie biologique (GRUNNET *et al.*, 1970; KAMPELMACHER, 1970; LECLERC *et al.*, 1970 a; BAYLET, 1976; GAUTHIER & COLLET, 1980; BONDE, 1981) ou par les procédés physico-chimiques (ANDRAUD, 1969; ALEXANDRE, 1975 a, b; BEBIN, 1975; GRABOW *et al.*, 1978) on reste en deçà des rendements d'élimination des bactéries pathogènes, telles les Salmonella, en tenant compte de la notion du risque acceptable. Cependant il faut noter que les procédés d'épuration naturels tel que le lagunage (WALKER, 1977; 1980) permettent une amélioration des pourcentages d'élimination de ces micro-organismes par rapport à ceux obtenus avec les procédés biologiques "classiques" et physico-chimiques.

Comme le souligne plusieurs auteurs (BUKOVSKAYA, 1974; SAYLER, 1975-1976; RUSNAK & SAFRONOVA, 1979; ...) il faut assimiler le fait que la morbidité n'est pas toujours un facteur directement dépendant des micro-organismes indicateurs de pollution fécale. En effet la présence des témoins de contamination fécale ne reflète pas toujours la présence des Salmonella. Inversement, certains auteurs (BAYLET, 1976; SILLIKER & GABIS, 1976; SCHUBERT & SCHEIBER, 1979; WRIGHT, 1982) ont signalé la présence des Salmonella dans divers types d'eau sans qu'ils aient mis en évidence les bactéries témoins de contamination fécale.

L'objet de ce travail est de connaître (1) avec quelle fréquence les Salmonella sont présentes dans les eaux: eaux usées, eaux de surface, eaux saumâtres et marines (2) quelle en est la répartition chronologique (3) quels rapports existe-t-il entre cette répartition et les salmonelloses observées en clinique humaine (4) l'efficacité des stations d'épuration et leur influence sur l'épidémiologie des salmonelloses.

Nous développerons dans un premier temps, après une présentation des Salmonella, les différentes étapes qui nous ont permis d'élaborer une méthodologie de quantification et d'isolement des Salmonella dans différents types d'eau (eaux usées, eaux superficielles et marines), sédiments et coquillages.

Dans la deuxième partie nous présenterons la distribution des Salmonella et celle des coliformes fécaux dans les différents milieux aquatiques étudiés et leur évolution à travers les différents ouvrages épurateurs (lagunage, station biologique à boues activées et station physico-chimique).

Dans la troisième partie nous essayerons d'établir un éventuel lien entre les sérotypes de Salmonella isolés de l'environnement et ceux responsables de morbidité chez l'homme.

CHAPITRE : 1
PRESENTATION DES SALMONELLA

PRESENTATION DES SALMONELLA

I.1 Taxonomie des Salmonella

Le nom de Salmonella, pour désigner ce groupe bactérien, a été donné par LIGNIERES en 1900 en l'honneur du bactériologiste américain SALMON.

Les Salmonella sont actuellement rassemblées en un groupe taxonomique considéré comme un genre. Ce genre appartient à la famille des *ENTEROBACTERIACEAE* et a été subdivisé en quatre sous-genres sur la base des caractères métaboliques par KAUFFMANN (1960; 1963 a, b; 1964), le sous-genre III correspondant aux Arizona.

Cette classification n'était pas acceptée par tous les bactériologistes, EWING (1966) en particulier considérait que les Salmonella et les Arizona appartenaient à deux genres différents.

La nomenclature était également confuse et a été influencée au départ par l'importance en pathologie de certaines bactéries de ce groupe. Du fait que la fièvre typhoïde était une maladie fréquente chez l'homme, des noms correspondant au niveau taxonomique d'une espèce lui furent successivement attribués pour aboutir à celui de Salmonella typhi, ce qui signifie dans la nomenclature linnéenne une espèce typhi du genre Salmonella. D'autres noms de Salmonella construits sur le même principe évoquent la maladie et l'origine zoologique (S.typhimurium, S.abortus equi, etc.).

Cette nomenclature basée sur l'origine zoologique fut abandonnée quand on s'aperçut que beaucoup de Salmonella ne sont pas strictement adaptées à un hôte, mais sont ubiquistes, telles S.typhimurium et S.bovismorbificans. Actuellement on utilise une épithète spécifique qui indique l'origine géographique de la première souche isolée (S.helsinki, S.london, S.panama, ...) mais uniquement pour les sérotypes (ou sérovars) du sous-genre I. Les nouveaux sérotypes des autres sous-genres sont désignés uniquement par leur formule antigénique.

Cette nouvelle nomenclature créa une situation paradoxale dans laquelle les sérotypes du sous-genre I portaient un nom d'espèce tandis que ceux des autres sous-genres n'en avaient pas. D'autre part le nombre de bactéries portant un nom d'espèce dans le genre Salmonella était proche de 1300 ce qui était une anomalie évidente par rapport aux autres espèces du monde bactérien.

Plusieurs tentatives furent faites pour rédiure ce nombre des espèces mais elles n'avaient pas de base scientifique réelle. BORMAN *et al.* (1944) proposait la division du genre Salmonella en trois espèces: S.choleraesuis (espèce-type), S.typhosa (= S.typhi) et S.kauffmannii, cette dernière rassemblant tous les autres sérotypes connus. KAUFFMANN & EDWARDS (1952) ont émis la même proposition et ont désigné le nom de l'espèce Salmonella enterica comme espèce-type

regroupant l'ensemble des sérotypes. EWING (1966) ne reconnaît lui aussi que trois espèces: S.choleraesuis (espèce-type), S.typhi et S.enteritidis, cette dernière rassemblant tous les sérotypes autres que S.typhi et S.choleraesuis (plus de 1500 sérotypes).

Suivant cette nomenclature, actuellement utilisée aux Etats-Unis, S.typhimurium est appelée S.enteritidis sérotype typhimurium, S.paratyphi A: S.enteritidis sérotype paratyphi A. Une autre proposition (LE MINOR *et al.*, 1970) était de considérer les sous-genres de la classification de KAUFFMANN comme des espèces: S.kauffmannii correspondant au sous-genre I, S.salamae au sous-genre II, S.arizonae au sous-genre III et S.houtenae au sous-genre IV. Les sérotypes appartenant à S.kauffmannii sont désignés par le nom de l'espèce suivi du nom du sérotype (par exemple: S.kauffmannii sérotype typhi) et les sérotypes appartenant aux espèces S.salamae, S.arizonae et S.houtenae sont désignés par le nom de l'espèce suivi par la formule antigénique du sérotype.

La confusion était également augmentée par l'utilisation d'un schéma antigénique particulier aux Arizona ce qui faisait que certains facteurs antigéniques identiques étaient désignés par des symboles différents dans le schéma de KAUFFMANN-WHITE et dans celui des Arizona. ROHDE (1967) avait cependant démontré la possibilité d'intégrer ces deux schémas en un schéma unique.

Des études récentes (LE MINOR *et al.*, 1982), basées sur la taxonomie numérique et l'hybridation des ADN, montrent que les Salmonella ne constituent qu'une seule espèce comprenant six sous-espèces. Ces sous-espèces correspondent aux sous-genres I (S.choleraesuis), II (S.salamae), III monophasiques (S.arizonae), III diphasiques (S.diarizonae) et IV (S.houtenae) de KAUFFMANN et à un nouveau sous-genre le "groupe bongor" (S.bongori) (Tableau I).

Le comité international de la taxonomie des ENTEROBACTERIACEAE, prenant en compte la large utilisation du schéma de KAUFFMANN-WHITE et afin d'éviter des confusions dans la dénomination des différents sérotypes de Salmonella, a décidé de continuer de donner des noms aux nouveaux sérotypes du sous-genre I et de désigner les sérotypes des autres sous-genres par leur formule antigénique.

Tableau I : Caractéristiques métaboliques différentielles des "sous-genres" du genre *Salmonella**.
D'après LE MINOR (1984).

	"Sous-genres"				
	I	II	III	IV	V†
β-galactosidase (test ONPG)	-	- ou x	+	-	+
Production d'acide du:					
Lactose	-	-	+ ou x	-	-
Dulcitol	+	+	-	-	+
Mucate	+	+	d	-	+
Galacturonate‡	-	+	d	+	+
Utilisation du:					
Malonate	-	+	+	-	-
d -Tartrate	+	- ou x	- ou x	- ou x	-
Hydrolyse de la Gélatine	-	+	+	+	-
Croissance en présence du KCN	-	-	-	+	+
Habitat de la majorité des souches:					
Animaux à sang chaud	+	-	-	-	-
Animaux à sang froid et l'environnement	-	+	+	+	+

*Symboles: +, réaction positive pour 90% des souches ou plus en 1 à 2 jours; d, réaction positive pour 11-89% des souches en 1 à 2 jours; -, réaction positive pour 0-10% des souches en 1 à 2 jours; x, réaction positive tardive et irrégulière (3 à 7 jours). Ces réactions ont lieu à la température de 37°C.

†L. Le Minor, M. Véron and M. Popoff, 1982, *Ann. Microbiol. (Inst. Pasteur)*: 133B: 223-243.

‡Selon Le Minor *et al.* (1979). Les sérotypes monophasiques du "Sous-genre" III ne fermentent pas le galacturonate alors que les sérotypes diphasiques le fermentent.

I.2 Caractères morphologiques et biochimiques des *Salmonella*

Les *Salmonella* sont des bacilles de 0,7-1,5 x 2,0-5,0 µm, GRAM négatif, non sporulés, mobiles par ciliature péritriche à l'exception de *S.gallinarum* (ou *S.pullorum*), anaérobies facultatifs. Les colonies ont généralement un diamètre de 2 à 4 mm mais certains sérotypes peuvent donner de petites colonies de l'ordre d'un millimètre de diamètre. La plupart des *Salmonella* sont aérogènes à l'exception de *S.typhi* qui ne produit jamais de gaz et de certaines variantes anaérogènes de *S.dublin*. Ils réduisent les nitrates en nitrites, produisent du gaz à partir de la fermentation du glucose, peuvent utiliser le citrate comme seule source de carbone à l'exception *S.typhi* et *S.paratyphi A*, produisent de l'hydrogène sulfuré (sauf *S.paratyphi A* et *S.choleraesuis*), possèdent la lysine décarboxylase (sauf *S.paratyphi A*) et l'ornithine décarboxylase (sauf *S.typhi*), sont dépourvues de phenylalanine et tryptophane desaminases, de lipase, d'oxidase et d'uréase, ne fermentent pas le lactose (sauf les sérotypes appartenant à *S.arizonae*), le saccharose, la salicine, l'inositol et l'amylgdaline. L'ensemble des caractères métaboliques sont réunis dans le Tableau II.

Tableau II : Caractères métaboliques du genre *Salmonella*. D'après BRENNER (1984).

Caractères	S.I	S.II	S.III	S.IV	S.c	S.g	S.pA	S.p	S.t
Production d'indole	-	-	-	-	-	-	-	-	-
rouge de méthyle	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Voges-Proskauer	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Citrate de Simmons	+	+	+	+	[-]	-	-	-	-
Production d'H ₂ S, milieu à 3 sucres	+	+	+	+	d	+	-	+	+
Uréase, milieu Christensen	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Phénylalanine desaminase	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lysine décarboxylase	+	+	+	+	+	+	-	+	+
Arginine dihydrolase	d	+	[+]	d	d	-	[-]	d	-
Ornithine decarboxylase	+	+	+	+	+	-	+	+	-
Mobilité	+	+	+	+	+	-	+	-	+
Liquéfaction de la Gélatine à 22°C	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Croissance en présence du KCN	-	-	-	+	-	-	-	-	-
Utilisation du Malonate	-	+	+	-	-	-	-	-	-
Production d'acide, D-Glucose	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Production de gaz, D-Glucose	+	+	+	+	+	-	+	[+]	-
Lactose	-	-	d	-	-	-	-	-	-
Saccharose	-	-	-	-	-	-	-	-	-
D-Mannitol	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Dulcitol	+	+	-	-	-	+	+	-	-
Salicine	-	-	-	d	-	-	-	-	-
D-Adonitol	-	-	-	-	-	-	-	-	-
myo-Inositol	d	[-]	-	d	-	-	-	-	-
D-Sorbitol	+	+	+	+	[+]	-	+	[-]	+
L-Arabinose	+	+	+	+	-	[+]	+	+	-
Raffinose	-	-	-	-	-	-	-	-	-
L-Rhamnose	+	+	+	+	+	-	+	+	-
Maltose	+	+	+	+	+	+	+	-	+
D-Xylose	+	+	+	+	+	d	-	[+]	[+]
Trehalose	+	+	+	+	-	d	+	[+]	+
Cellobiose	-	-	-	[-]	-	-	[-]	-	-
Méthyl-D-glucoside	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hydrolyse de l'Esculine	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Melibiose	+	+	+	+	d	-	+	-	+
D-Arabitol	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mucate	+	+	d	-	-	d	-	-	-
Lipase, huile de maïs	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Desoxyribonucléase à 25°C	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NO ₃ ⁻ → NO ₂ ⁻	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Oxidase, Kovacs	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ONPG (β-galactosidase)	-	d	+	-	-	-	-	-	-
Pigment jaune	-	-	-	-	-	-	-	-	-
D-Mannose	+	+	+	+	[+]	+	+	+	+

Symboles: S.I, *Salmonella* du Sous-genre I; S.II, *Salmonella* du Sous-genre II; S.III, *Salmonella* du Sous-genre III; S.IV, *Salmonella* du Sous-genre IV; S.c, *Salmonella choleraesuis*; S.g, *Salmonella gallinarum*; S.pA, *Salmonella paratyphi A*; S.p, *Salmonella pullorum*; S.t, *Salmonella typhi*; +, 90-100% des souches présentent une réaction positive; [+], 76-89% des souches sont positives; d, 26-75% des souches sont positives; [-], 11-25% des souches sont positives; -, 0-10% des souches sont positives. Les réactions sont obtenues à 36 ± 1°C et 48^H d'incubation.

A ces propriétés biochimiques s'ajoutent des caractéristiques immunologiques liées à leur structure antigénique servant, en définitive, à leur classification en sérotypes. Le genre Salmonella comprend actuellement plus de 2000 sérotypes. Ceux-ci se différencient par leurs antigènes O (somatiques) et H (flagellaires). A souligner qu'on ne connaît qu'un seul antigène d'enveloppe, désigné Vi, n'existant que dans deux sérotypes (S.typhi et S.paratyphi C).

Certains de ces sérotypes peuvent encore être subdivisés par la lyse phagique en lysotypes. Ces derniers, étant constants pour un même type d'infection, peuvent être utilisés comme marqueurs en épidémiologie.

I.3 Habitat et rôle pathogène des Salmonella

I.3.1 Habitat

Que la population soit humaine ou animale, le réservoir de germes le plus important et le plus réel reste le sujet malade. Il intervient comme un redoutable éliminateur et disséminateur de germes par les matières fécales (ou les urines dans certains cas) ou les autres sécrétions pathologiques.

Cette intervention du malade peut s'exercer, selon la nature de l'infection, aussi bien à la période d'incubation que pendant la période d'état et souvent très longtemps après la guérison clinique bien que les antibiotiques permettent dans de nombreux cas de "stériliser" le patient et d'éviter cette dissémination après guérison clinique.

Le malade représente en général un réservoir de germes dont le pouvoir pathogène est indéniable. Tout le risque qui en découle est lié:

- aux conditions dans lesquelles les Salmonella contaminant le milieu hydrique atteindront le sujet réceptif;
- à la concentration en Salmonella;
- aux conditions de survie de ces dernières dans le milieu extérieur.

La persistance biologique de Salmonella au-delà de la fin des manifestations cliniques souligne la notion très importante de porteurs sains. Le porteur sain, quelque soit sa nature, est épidémiologiquement beaucoup plus dangereux parce qu'ignoré. Pendant les fièvres typhoïdes et paratyphoïdes l'excrétion fécale s'effectue à la fin de la première semaine et dans la suite. La concentration en Salmonella peut être supérieure à 10^{10} cellules par gramme de fécès chez les malades évidents mais les sujets asymptomatiques peuvent aussi éliminer de très fortes concentrations. Dans sept cas de paratyphoïde B, THOMSON (1954) constate une excrétion de 10^4 à 5.10^9 S.paratyphi B par gramme de selles. Les données concernant le portage sont variables et l'antibiothérapie a considérablement modifié les données antérieures. Pendant la période de convalescence moins de 10% des cas cliniques continuent à éliminer S.typhi dans les matières fécales, de 2 à 5% peuvent

devenir des porteurs chroniques et excréteurs de Salmonella après un an. Seul un très faible nombre de cas restera porteur 10, 20, 30 ans voire toute leur vie, la concentration pouvant atteindre des taux de 10^4 à 10^{11} Salmonella par gramme de selles (MERSELIS *et al.*, 1964), l'infection persistant au niveau de la vésicule biliaire.

Dans le cas de salmonelloses non typhoïdiques le sérotype en cause apparaît généralement avec la diarrhée et le portage chronique est d'environ deux mois chez 5 à 10% des convalescents et ne dépasse guère un an (moins de 1% des cas). Les porteurs sains sont en nombre variable: 1 à 5% dans certaines catégories socio-économiques et 0,2% dans d'autres.

Un certain nombre de zoonoses à Salmonella (salmonelloses animales non typhoïdiques) interviennent dans la pathologie hydrique. L'importance de cette pathologie tient à ce que ces infections sont ubiquistes. Cette ubiquité a pour support la multiplicité des réservoirs de germes animaux qu'ils soit sauvages ou domestiques:

- domestiques: volaille (poulets, dindons, canards), bovins, porcins, chiens, chats, etc.;
- sauvages: catégorie où les rongeurs forment un groupe très important (les rats et les souris au voisinage de l'homme présentent un portage de l'ordre de 10%). D'autres mammifères insectivores, carnivores et ruminants peuvent aussi constituer des hôtes non négligeables de même que des reptiles et des oiseaux.

Le passage d'une catégorie à l'autre se fait sans difficultés dès que l'écologie des réservoirs de germes et les facteurs du milieu s'y prêtent:

- l'écologie des réservoirs de germes où la dynamique des populations animales, les cycles de reproduction et les migrations sont à prendre en considération;
- les facteurs de l'environnement où l'hydrologie, le climat et le sol interviennent autant sur les réservoirs de germes que sur la conservation tellurique ou hydrique des Salmonella spontanément éliminées dans les *excreta*.

I.3.2 Rôle pathogène des Salmonella

Les sérotypes de Salmonella peuvent être strictement adaptés à un seul hôte (sérotypes auxotrophes), ubiquistes (rencontrés dans un large nombre d'espèces animales) ou de pathogénie inconnue.

Les sérotypes adaptés à l'homme (S.typhi, S.paratyphi A, S.sendai) sont souvent responsables d'infections graves avec septicémies et fièvres typhoïdes. Ils ne sont pas pathogènes pour les autres espèces animales. La transmission de la salmonellose se fait, sans hôte intermédiaire, d'homme à homme par la voie d'une contamination fécale de l'eau ou de produits alimentaires. Leur incidence est de grande importance dans les pays en voie de développement où le niveau d'hygiène est faible.

D'autres sérotypes sont adaptés à une seule espèce animale. C'est le cas de S.abortusovis

spécifique des moutons et responsable des avortements chez la brebis, S.typhisuis agent de la salmonellose des porcins et S.gallinarum (ou S.pullorum) adapté à la volaille.

Les sérotypes de Salmonella ubiquistes (S.typhimurium), de loin les plus nombreux (plus de 1300), sont fréquemment responsables d'infections alimentaires humaines et animales. La manifestation des symptômes cliniques nécessite d'après certains auteurs (D'AOUST & PIVNICK, 1976; LIPSON, 1976) l'ingestion d'un grand nombre de bactéries (10^5 à 10^8). Les salmonelloses des nouveau-nés et des enfants, plus susceptibles à l'infection que les adultes, présentent divers symptômes cliniques allant de la fièvre typhoïde grave avec septicémies à l'infection moins sévère ou asymptomatique. Dans les services de pédiatrie l'infection est généralement transmise par les mains du personnel. L'entrée d'un sérotype dans la chaîne alimentaire peut être à l'origine de son implantation dans un pays. C'est le cas de certains pays où l'apparition de S.hadar dans les élevages de volailles est due à l'importation de dindes contaminées par ce sérotype. De même, S.agona a été implanté en Europe par de la poudre de poisson importée du Chili.

I.4 Ecologie et cycles de contamination par les Salmonella

I.4.1 Ecologie des Salmonella

I.4.1.1 *Présence dans les eaux*

Réceptacles habituels des *excreta*, les eaux usées urbaines présentent une contamination permanente par les Salmonella à des concentrations variables. Ces concentrations sont difficiles à expliquer par la seule influence des malades et des porteurs sains ce qui a incité KAMPELMACHER & VAN NOORLE JANSEN (1976) à conclure à une éventuelle multiplication des Salmonella dans les eaux d'égoûts. Elles varient par ailleurs selon la saison, manifestement plus élevées en hiver qu'en été (CHERINSKII *et al.*, 1975). Si l'on dispose de peu de données sur la survie des Salmonella dans les eaux d'égoûts il convient néanmoins de souligner qu'elle est nettement supérieure à celle d'Escherichia coli (GALLAGHER & SPINO, 1968).

Il est relativement aisé d'isoler des Salmonella dans les eaux superficielles réceptacles d'eaux polluées (PARVERY *et al.*, 1972-1974; CARNEY *et al.*, 1975; CONGRETTEL *et al.*, 1975; TOUSSAINT-MARCHAL *et al.*, 1975; PATERNOTTE *et al.*, 1976; MEHRABIAN *et al.*, 1977; PLANTE *et al.*, 1978; DEZUTTER, 1979; GUIDI & BUCCI, 1979; ...) et plus encore dans les sédiments et la vase (GOYAL *et al.*, 1977; NIEWOLAK, 1980 a). Fleuves, lacs, rivières les entraînent à des points plus éloignés de leurs lieux d'émission (SPINO, 1966) et où circulent les sérotypes les plus variés: 28 pour PATERNOTTE *et al.* (1976), 25 pour GRUNNET *et al.* (1970), 16 pour MEHRABIAN *et al.* (1977) etc. KAMPELMACHER (1977) a aussi montré que le Rhin, au

niveau de la frontière Hollando-allemande, charriait d'une façon permanente de l'ordre de 2.10^9 Salmonella par seconde.

Il est peu habituel que les Salmonella soient trouvées dans les eaux souterraines hormis le cas, toujours possible, d'une contamination de surface d'un terrain fissuré. Il en est de même pour l'eau de distribution, traitée ou non, contaminée par une eau polluée (TAKACS & ANDRIK, 1972; SINEGRE *et al.*, 1975; SCHUBERT & SCHEIBER, 1979; SZOTS & EUSTAFIERICI, 1979). Les exemples classiques à ce sujet sont ceux de Riverside (Californie, U.S.A.) et de Zermatt (Suisse). A Riverside, l'eau délivrée sans traitement chloré, contaminée par S.typhimurium, fut responsable de plus de 16.000 cas de salmonellose (BORING *et al.*, 1971). A Zermatt, plus de 437 cas ont été recensés (MAC LEAN, 1966).

L'environnement marin n'est pas exempt de la présence des Salmonella dès l'instant où il est l'objet d'une contamination fécale domestique ou animale (GRUNET *et al.*, 1970; GOLBA *et al.*, 1974; VLODAVETS & KALINA, 1977). Présence d'autant plus importante qu'elle est fréquemment la source d'épidémies d'origine conchylicole (BRISOU, 1968).

I.4.1.2 Devenir des Salmonella dans les eaux

L'eau ne constitue pas un environnement très favorable aux Salmonella. Leur séjour dans l'eau n'est d'ailleurs, en général, qu'un épisode durant leur cycle épidémiologique et lorsqu'elles ont été introduites dans le milieu hydrique elles vont disparaître progressivement avec des cinétiques différentes selon les caractéristiques propres à chaque sérotype (facteurs endogènes) et les facteurs physiques, chimiques et biologiques (facteurs exogènes) auxquels elles vont être soumises. Ainsi il a été bien démontré que les facteurs exogènes suivants influenceront la survie des Salmonella dans les eaux: ensoleillement, température, prédation et antibiose, action des sels minéraux, des métaux lourds et autres substances, déficiences en nutriments, pH, teneur en oxygène, etc.

En général, les températures basses (4 à 10°C) permettent une survie plus longue des Salmonella (MITCHELL & STARZYK, 1975; AHMED, 1975; CALCOTT *et al.*, 1976; DUTKA & KWAN, 1980; GOSSELIN *et al.*, 1980; NIEWOLAK, 1980 b). Les cinétiques de létalité sont plus rapides en été qu'en hiver (POIKOLAINEN & SEPPANEN, 1971; POPOVICH & BONDARENKO, 1981) mais il est difficile de faire dans les conditions naturelles la part de l'effet de la température de l'effet du rayonnement solaire (NIEWOLAK, 1980 b).

Les Salmonella présentent une meilleure survie à des valeurs de pH proches de la neutralité (valeurs comprises entre 6 et 8). L'effet néfaste du pH est non seulement net pour de courtes périodes de séjour (moins de 30 minutes) à des valeurs extrêmes (par exemple: pH = 11,5) (KRIM, 1981) mais aussi lors de changements brusques et très brefs. Dans ces cas, même après retour à la neutralité, la bactérie sera fragilisée par ce choc (HUMPHREY *et al.*, 1981).

Il est bien admis depuis les études détaillées de HANES *et al.* (1964) que les divers sérotypes de Salmonella survivent mieux dans des conditions aérobies qu'en anaérobiose.

Le rôle des nutriments est plus complexe. Il est certain que des concentrations élevées de matières nutritives, telles celles rencontrées dans les eaux usées, peuvent prolonger la survie (WUHRMANN, 1972; WALKER *et al.*, 1977) et même permettre une croissance des Salmonella (TANNOCK & SMITH, 1971; DAUBNER *et al.*, 1981). Mais ces matières nutritives provoquent également une croissance de prédateurs bactériens (KITRELL & FURFARI, 1963) et d'algues.

Les effets de la teneur des eaux en sels minéraux et sa composition physico-chimiques sont variables et difficile à distinguer de ceux propres au pH (BAGDASARYAN *et al.*, 1980; GOSSELIN *et al.*, 1980; ANDROSOVA *et al.*, 1982).

L'effet du rayonnement solaire (essentiellement les ultra-violets B) dans les conditions naturelles est difficile à dissocier de celui de la température (NIEWOLAK, 1980 b). Cependant, il est bien admis qu'il s'agit d'un phénomène important dans l'inactivation bactérienne en eau de mer au niveau de la couche superficielle (problème de pénétrabilité). Ainsi, l'ensemble de la littérature montre qu'en zone côtière, les concentrations bactériennes dans les eaux sont minimales au maximum d'ensoleillement.

La résistance des Salmonella aux agents désinfectants, utilisés pour le traitement des eaux destinées à la consommation, a été mise en évidence par RIDGWAY & OLSON (1982). Elle participe à la sélection de souches résistantes et mieux adaptées à ce type de traitement (BELAKOVSKI, 1976; ENGELBRECHT *et al.*, 1977; SCHIEMANN *et al.*, 1978).

La prédation par les protozoaires, Bdellovibrio et bactériophages (DAVIS & GLOYNA, 1972; MITCHELL, 1972; DRAKE & TSUCHIYA, 1976; ENZINGER & COOPER, 1976) et les populations microbiennes (McCAMBRIDGE & McMEEKIN, 1981), l'antagonisme et la compétition de la flore bactérienne (JOHNSTONE & KUBINSKI, 1973; GUTHRIE *et al.*, 1976) et l'antibiose des excretions algales (AUBERT & JOIRIS, 1971; GAUTHIER, 1972; GRAF & BAIER, 1981) peuvent également augmenter la mortalité des Salmonella par des mécanismes plus au moins connus (production de substances antibactériennes, changement de pH, limitation du CO₂, ...) et participent ainsi, parmi d'autres facteurs, aux processus de l'auto-épuration du milieu naturel.

I.4.2 Cycles de contamination par les Salmonella

La circulation des Salmonella relève de multiples mécanismes soulignés par de nombreux auteurs (RENAULT *et al.*, 1972; BAUER, 1973; SIROIS, 1973; BONARD, 1974; FOX, 1974; LEE, 1974) où le réservoir animal est la source principale des larges infections humaines (FIG.1).

L'élevage: la chaîne débute à la naissance de l'animal. Celui-ci peut se contaminer par des porteurs chroniques, par voie directe d'animal à animal, ou indirecte par les poussières et la litière

(RENAULT *et al.*, 1972; SIMMONS & BYRNES, 1972; BAINS & MCKENZIE, 1974).

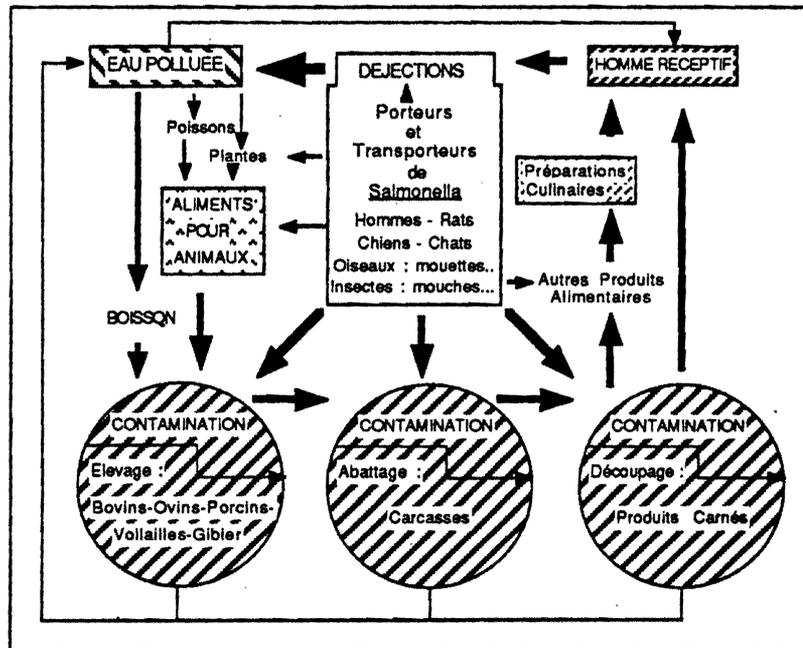


Figure 1 : Schéma épidémiologique des salmonelloses humaines d'origine carnée.

D'après BRISOU *et al.* (1975).

Chez les bovins, comme chez les moutons, le portage est non seulement intestinal (la vésicule biliaire faisant parfois office de réservoir) mais aussi pharyngé au niveau des amygdales (LAWSON *et al.*, 1974). La circulation peut être accélérée par une alimentation inadéquate qui augmente la sensibilité des jeunes, comme l'ont montré PIERSON *et al.* (1972) chez les agneaux. Les animaux le plus souvent infectés sont les porcs et les volailles (CHRISTOPHER *et al.*, 1974). L'analyse des selles et des ganglions de porcs permet de constater la présence de *Salmonella* dans 6 à 30% des prélèvements (GLEDEL & PANTALEON, 1972; PATERAKI & PAPAICONOMOU, 1972). Les nouvelles méthodes d'élevage des poulets qui consistent à concentrer des milliers d'individus augmentent les chances d'infection (OLESUIK *et al.*, 1972; BROWN *et al.*, 1973; VAN SCHOTHORST *et al.*, 1974; VAUGHN *et al.*, 1974).

Porteurs et transporteurs des *Salmonella*: les vecteurs sont nombreux (MORSE & DUNCAN, 1974) qui facilitent l'extension de la contamination d'un endroit souillé sur un objet et surtout sur une nourriture indemne. Ces agents de dissémination sont principalement les rongeurs et les insectes comme les cafards et les mouches (FOBERT, 1971; EDEL *et al.*, 1972), les parasites des céréales n'ont qu'un rôle négligeable (CRUMRINE, 1971). Le chien, souvent réservoir de virus, se comporte comme l'homme: parfois vecteur, souvent victime (CARBONNELLE *et al.*, 1970). Les disséminations régionales sont le fait de certains oiseaux sauvages comme les moineaux qui picorent

bouse de vache et crottin de cheval (LAWSON *et al.*, 1974). Les mouettes, souvent présentes sur les tas d'ordures ou à la sortie des égouts, ont été aussi incriminées (BERG & ANDERSON, 1972; WUTHE, 1972; FENNELL *et al.*, 1974; PAGON *et al.*, 1974). On les a accusées d'avoir contaminé la viande d'une baleine en provoquant ainsi une toxi-infection alimentaire dans une communauté d'Esquimaux (BENDER *et al.*, 1972).

Il semble, cependant, que les principaux responsables de la circulation des Salmonella soient l'eau d'une part et les aliments pour animaux d'autre part.

L'eau: il existe un cercle vicieux: réservoir de Salmonella-égoûts-eau-homme ou animal sain. La contamination de l'eau d'un puits par des volailles infectées est un fait classique (CARBONNELLE *et al.*, 1970); celle d'un réservoir d'eau par des mouettes est plus originale (FENNELL *et al.*, 1974). La liaison homme-animal-égoûts a été particulièrement étudiée par EDEL *et al.* (1972), ainsi que PAGON *et al.* (1974). Les rivières, réceptacles habituels des égouts, charrient des concentrations variables en Salmonella qui sont déversées dans les champs, sur les légumes ou qui sont ingérées lorsque l'eau est bue sans traitement préalable par le bétail (BICKNELL, 1972). Les poissons, vivants dans ces eaux, sont susceptibles de recéler des Salmonella pendant des temps prolongés (HEUSCHMANN-BRUNNER, 1974) et d'avoir un rôle non négligeable dans le cycle, parfois par l'intermédiaire des oiseaux ichthyophages.

Les aliments pour animaux: les aliments pour animaux constituent une autre voie de dissémination, peut être la plus importante en quantité et en qualité étant donné le grand nombre des sérotypes impliqués et les distances parcourues. La dissémination de très grande ampleur s'est déroulée en 1969-70 et concerne une farine de poisson d'origine péruvienne: contaminée par S. agona, elle a permis à ce sérotype d'accéder au rang international, atteignant les U.S.A., le Royaume Uni, la Hollande et Israël (CLARK *et al.*, 1973; GANGAROSA *et al.*, 1973). Cinq épisodes de toxi-infections alimentaires ont été rapportés à ce sérotype en 1972-73 aux U.S.A. Dans quatre de ces bouffées épidémiques, la chair de poulet était source de l'infection, la cinquième étant due à du paté de tête. Des enquêtes ont précisé, par la suite, la responsabilité de la farine de poisson péruvienne dans ces épidémies (FOX, 1974).

Les abattoirs: représentent, également, un maillon important du cycle de contamination par les Salmonella. Les effluents des abattoirs sont fortement contaminés: cette eau qui contient jusqu'à 10^4 Salmonella.ml⁻¹ sert de boisson aux animaux de certains abattoirs, comme SMITH & GRAU (1974) ont pu le constater, ce qui assure un recyclage constant des Salmonella.

Préparations culinaires: les conditions sont similaires à celles des abattoirs. Le personnel des cuisines en manipulant des produits contaminés en surface peut s'infecter. Un certain nombre de ces personnes passe de l'état de victime à celui de porteur, d'autant plus dangereux qu'il est asymptomatique, la quantité de bactéries ingérées étant souvent trop faible pour entraîner une symptomatologie clinique.

CHAPITRE : 11

**METHODOLOGIE : TECHNIQUES D'ANALYSES
BACTERIOLOGIQUES**

MATERIEL ET METHODES

II.1 Techniques d'enrichissement et/ou d'isolement

II.1.1 Salmonella

La démarche méthodologique a été de déterminer les conditions optimales (milieu d'enrichissement, température d'incubation, milieu d'isolement) de mise en évidence des Salmonella.

Pour répondre à cette demande nous avons comparé, dans le cadre du Diplôme d'Etudes Approfondies (ALIBOU, 1984), l'efficacité de deux milieux d'enrichissement: le milieu d'enrichissement au sélénite de sodium (Biomérieux) et le milieu d'enrichissement au tétrathionate de sodium (Institut Pasteur, Productions) pour le développement des Salmonella et tester l'intérêt des facteurs: température d'incubation et milieu d'isolement sur boîte de Pétri pour favoriser la sélection. Tous les essais ont été réalisés sur une culture pure (souches A.T.C.C.) de trois sérotypes différents de Salmonella: S.paratyphi B, S.enteritidis et S.typhimurium.

II.1.1.1 *Choix du milieu d'enrichissement*

Profitant des résultats obtenus par différents auteurs (LECLERC *et al.*, 1970; VAN GOETHEM *et al.*, 1972; CATTEAU *et al.*, 1976; HARVEY & PRICE, 1976; HUGUES *et al.*, 1976-1977-1978; VAN SCHOTHORST *et al.*, 1977; MARTINS, 1979; EDGAR & SOAR, 1979; MULLER, 1980; ...) la comparaison a été limitée à deux des principaux milieux d'enrichissement: le milieu au tétrathionate de sodium (I.P.P.) et le milieu au sélénite de sodium (Biomérieux). Le milieu d'enrichissement au sélénite s'est avéré plus favorable à la croissance des Salmonella que le milieu au tétrathionate de sodium.

Pour améliorer la sélectivité du milieu d'enrichissement au sélénite retenu, nous avons testé l'ajout d'un antibiotique: la NOVOBIOCINE à différentes concentrations. La novobiocine permet l'élimination totale des cocci GRAM (+) en inhibant la synthèse de la paroi bactérienne et en bloquant la transcription de l'ADN par inhibition de l'ARN polymérase. Les différents sérotypes de Salmonella sont pour la plupart résistants à la novobiocine (JEFFRIES, 1959; HARGROVE *et al.*, 1971; BOOTHROYD & BAIRD-PARKER, 1973; HOBEN *et al.*, 1973; HUGUES *et al.*, 1977; RESTAINO *et al.*, 1977; MOATS, 1978; ALCAIDE *et al.*, 1982-1984; MORINIGO *et al.*, 1986).

La concentration en novobiocine de 45 mg.l^{-1} de milieu d'enrichissement (7,5 ml d'une solution de novobiocine à 0,6%) a été retenue car son emploi est favorable, à la fois, à l'isolement d'un grand nombre de Salmonella et à l'inhibition d'une proportion importante de la flore secondaire.

II.1.1.2 Choix de la température d'incubation

Deux températures d'incubation du milieu d'enrichissement ont été comparées: 37°C et 43°C . Ces températures sont les plus utilisées, dans la littérature, pour l'incubation des milieux d'enrichissement sélectifs (LECLERC *et al.*, 1970; CATTEAU *et al.*, 1976; HUGUES *et al.*, 1976-1977; ALCAIDE *et al.*, 1982; VASSILIADIS, 1983).

La température d'incubation de 37°C est quantitativement la plus favorable au développement des Salmonella celle de 43°C bloque en partie leur développement. Ces résultats rejoignent ceux de GREENFIELD & BIGLAND (1970) et EDGAR & SOAR (1979).

La température de 43°C a été cependant retenue comme température d'incubation du milieu d'enrichissement sélectionné précédemment (milieu sélénite additionné de la novobiocine) car, même si elle bloque en partie le développement de certains sérotypes de Salmonella (GREENFIELD & BIGLAND, 1970), elle permet d'éliminer un grand nombre de bactéries compétitives (HARVEY & THOMASON, 1953; London Metropolitan Water Board, 1958; DIXON, 1961; GEORGALA & BOOTHROYD, 1964; LECLERC *et al.*, 1970; CHERRY *et al.*, 1972; HOBEN *et al.*, 1973; NARDI & TANZI, 1977; VAN SCHOTHORST *et al.*, 1977, MORINIGO *et al.*, 1986). Les conditions les plus favorables à l'isolement des Salmonella n'étant pas les mêmes pour tous les sérotypes (CATTEAU *et al.*, 1976), cette inhibition du développement de certains sérotypes est négligeable devant l'élimination importante des bactéries compétitives.

Pour renforcer l'action inhibitrice du milieu d'enrichissement au sélénite additionné de la novobiocine et incubé à 43°C , précédemment décrit, sur la croissance des colonies interférentes et essentiellement le genre Proteus, nous avons ajouté un tensio-actif anionique (Pril), composé d'un mélange de sulfates d'alkyle primaires, de sulfonates d'alkylbenzène et d'électrolytes, à la concentration de $0,2 \text{ g.l}^{-1}$ de milieu d'enrichissement (ROGOL *et al.*, 1979). Nous l'avons testé à deux pH différents: pH: 7, car le milieu au sélénite additionné de la novobiocine et du pril a un pH final égal à 7 et pH: 5, pour le comparer au milieu d'enrichissement Rappaport-Vassiliadis (VASSILIADIS, 1983).

Le milieu d'enrichissement au sélénite additionné de la novobiocine (45 mg.l^{-1}) et du pril ($0,2 \text{ g.l}^{-1}$) à pH: 7 a été retenu. Ce même milieu utilisé à pH: 5 inhibe partiellement le développement des sérotypes de Salmonella testés.

Pour mettre en évidence l'efficacité du milieu retenu sur la flore secondaire, onze souches bactériennes différentes ont été testées: un microcoque, un coccus GRAM (+), une bactérie de

l'environnement (Bacillus subtilis), et des entérobactéries (Escherichia coli, Citrobacter, Providencia stuartii, Yersinia enterocolitica, Klebsiella pneumoniae, Enterobacter cloacae, Salmonella arizonae, Proteus morganii).

Le développement de la majorité des onze souches bactériennes testées est fortement inhibé après incubation à 43°C pendant 24 heures en milieu d'enrichissement au sélénite additionné de la novobiocine et du pril.

II.1.1.3 *Choix du milieu d'isolement*

Le choix du milieu d'isolement sur boîte de Pétri a été basé à la fois sur sa composition en produits inhibiteurs de la flore secondaire et son aptitude à permettre une culture optimale des Salmonella. Le milieu d'isolement Salmonella-Shigella (Biomérieux) répond parfaitement à ces conditions et permet en plus une orientation diagnostique fondée sur l'aspect des différentes colonies bactériennes.

La lecture des boîtes de Pétri peut être effectuée après 24 heures d'incubation à 37°C mais les colonies étant encore de petite taille une durée d'incubation de 48 heures est nécessaire pour une bonne différenciation de Salmonella des autres bactéries poussant après enrichissement en milieu de culture spécifique au sélénite additionné de la novobiocine et du pril à 43°C (Pseudomonas aeruginosa, Klebsiella pneumoniae, Providencia stuartii, Citrobacter freundii et très rarement Proteus mirabilis).

II.1.1.4 *Techniques de quantification*

L'évaluation quantitative des Salmonella est faite par la méthode du nombre le plus probable (en abréviation : N.P.P.). C'est une méthode de dénombrement indirect par calcul statistique après répartition de l'inoculum dans un milieu de culture liquide.

A. Principe du nombre le plus probable (N.P.P.)

Son principe consiste à ensemercer un certain nombre de tubes répartis en séries, les tubes de chaque série recevant le même volume d'inoculum. Les rapports de volumes d'une série à l'autre sont généralement de 10. Les diverses séries comportent ou ne comportent pas le même nombre de tubes.

Après ensemençement et incubation, certains tubes font apparaître la modification caractéristique recherchée (culture dans le tube) résultant éventuellement de la présence de la bactérie ou du groupe de bactéries à déceler. Ces tubes sont qualifiés de "positifs". Si la modification est strictement spécifique de cette bactérie ou de ce groupe de bactéries, le résultat du dénombrement peut être donné

directement: Des tables statistiques (de MAN, 1975) permettent, en fonction du nombre de tubes "positifs" dans chaque série, d'indiquer la valeur statistiquement la plus probable et ses limites de confiance à 95 et 99%.

Si la modification peut provenir de la présence d'autres bactéries que celles recherchées, il convient, sur le contenu de chaque tube "positif", de procéder à un ou plusieurs examens complémentaires pour confirmer ou non la présence jusqu'alors présomptive des bactéries recherchées. Et c'est du nombre de ces tubes confirmés "positifs", dans chaque séries, dont il est tenu compte pour exprimer le résultat.

B. Système d'ensemencement

Trois tubes sont ensemencés avec chacun 25 ml d'eau à analyser, trois autres avec chacun 2,5 ml et trois autres avec 0,25 ml (soit 2,5 ml d'eau diluée au 1/10) . L'utilisation de ce système d'ensemencement dans le seul cadre des quantités d'ensemencement indiquées ne permet pas le dénombrement des bactéries dans les eaux faiblement ou fortement polluées. Mais le système demeure valable si on diminue d'une (ou n ...) puissance de 10 la quantité inoculée dans chaque série. Le résultat donné par les tables statistiques est également augmenté d'une (ou n ...) puissance de 10. De même, la sensibilité de la méthode peut être accrue pour les valeurs d'abondance les plus basses en augmentant d'une ou plusieurs puissances de 10 la quantité d'eau ensemencée dans chaque série et en diminuant de même la valeur du résultat.

Ainsi les résultats sont:

- divisés par 100, si l'ensemencement est fait avec 2500 (x3), 250 (x3) et 25 (x3) ml;
- divisés par 10, si l'ensemencement est fait avec 250 (x3), 25 (x3) et 2,5 (x3) ml;
- multipliés par 10, si l'ensemencement est fait avec 2,5 (x3), 0,25 (x3) et 0,025 (x3) ml; etc.

C. Lecture des résultats

Dans le cas d'analyse d'eau de qualité bactériologique inconnue le nombre de séries peut être augmenté. Quel que soit ce nombre, la règle générale à observer pour qu'une lecture soit correcte est la suivante: La lecture se fait sur trois séries successives d'ensemencement. La série de base retenue est, parmi les séries où les trois tubes sont positifs, celle correspondant à la plus petite quantité d'ensemencement; les deux autres sont les deux séries voisines dont tous les tubes ne sont pas positifs.

Dans l'exemple suivant:

- Première série (ensemencement 25 ml).....+; +; +;
- Deuxième série (ensemencement 2,5 ml).....+; +; +;
- Troisième série (ensemencement 0,25 ml).....+; +; -;
- Quatrième série (ensemencement 0,025 ml)..... +; -; -;
- Cinquième série (ensemencement 0,0025 ml).... -; -; -;

Les deuxième, troisième et quatrième séries sont retenues pour la lecture, et le résultat donné par la table statistique est 150 bactéries dans 25 ml, soit 6 bactéries / ml; mais ce nombre peut varier entre 1,2 et 17,6 pour un intervalle de confiance de 95% (il peut être, dans 5% des cas, en deçà ou au-delà).

D. Cas d'une eau faiblement à moyennement polluée

Très souvent les Salmonella sont à de faibles concentrations dans les eaux. Leur dénombrement nécessite alors l'analyse de grands volumes d'eau. Il n'a pas été possible d'utiliser la méthode du N.P.P. dont la réalisation même limitée à trois tubes est impossible pour des volumes d'eau importants.

Cependant l'ensemencement de volumes d'échantillons décroissants avec une progression géométrique de 10 a permis d'estimer des valeurs théoriques minimales et maximales des abondances. Il ne s'agit pas dans ce cas de limites inférieures ou supérieures d'une abondance moyenne calculées statistiquement.

Par exemple, si trois tubes de milieu d'enrichissement liquide sont ensemencés avec des volumes d'échantillons de respectivement 1000, 100 et 10 ml filtrés et si, seul, le premier tube présente un trouble, caractérisé par la suite comme dû au développement de Salmonella, l'abondance minimale théorique de cette bactérie est d'une unité puisque 100 ml du même échantillon n'en contiennent aucune et *a fortiori* 10 ml.

Pour les mêmes raisons l'abondance maximale théorique ne peut excéder 9 Salmonella dans 1000 ml. La concentration théorique est donc, dans ce cas, comprise entre 1 et 9 Salmonella .l⁻¹.

E. Calcul de la densité moyenne

Il se peut que, pour estimer la concentration bactérienne moyenne, l'on dispose de plusieurs N.P.P. individuels. La meilleure estimation consiste, alors, à former le "nombre caractéristique somme", en additionnant les nombres de tubes positifs des séries homologues et ensuite à calculer l'indice N.P.P. correspondant au nouveau nombre caractéristique ainsi obtenu (PROST, H., 1982).

Dans l'exemple suivant:

N.C.	N.P.P.
3/3 ; 2/3 ; 0/3	9 (3-39 à 95%)
3/3 ; 1/3 ; 0/3	4 (2-21 à 95%)
3/3 ; 0/3 ; 0/3	2,3 (0,7-12,9 à 95%)

Le "nombre caractéristique somme" est: 9/9; 3/9; 0/9; ce qui donne pour l'indice N.P.P. la valeur $x = 2,5$ (1,3-5,4 à 95%).

II.1.1.5 Schéma du protocole expérimental général pour la quantification et l'isolement des Salmonella

Les différentes étapes sont les suivantes:

1. Homogénéisation vigoureuse de l'eau à analyser.
2. Enrichissement en milieu de culture spécifique au sélénite additionné de 45 mg.l⁻¹ de novobiocine et de 0,2 g.l⁻¹ de pril selon la méthode du N.P.P. après filtration de l'échantillon[†] et mise en culture de ou des membranes filtrantes correspondantes. Incubation à 43°C pendant 24 heures.
3. Dilution et ensemencement des tubes d'enrichissement positifs sur gélose Salmonella-Shigella. Incubation à 37°C pendant 48 heures.
4. Identification enzymatique par galerie API Z des colonies présomptives de Salmonella développées sur gélose S.S.: lactose (-) et H₂S (+). Incubation à 37°C pendant 2 heures.
5. Identification sérologique des souches API Z (+): Salmonella fortement présomptives, selon le schéma de Kauffmann-White.

[†]Le volume de l'échantillon (0,1 ml à 10 litres) est pré-filtré sur membrane Whatman (1,7 µm) puis filtré sur membrane Millipores (0,45 µm) suivant la charge particulaire de l'échantillon. Si le nombre de filtres utilisé par échantillon est élevé, le volume du milieu d'enrichissement sera de 200 ml. Dans les autres cas le volume du milieu d'enrichissement sera soit de 10 ml soit de 50 ml.

II.1.2 Coliformes fécaux

Les coliformes fécaux (C.F.) sont dénombrés sur milieu sélectif gélosé lactosé au T.T.C et tergitol (Institut Pasteur, Productions) en boîte de Pétri, soit après étalement d'une partie de l'échantillon et/ou de ses dilutions, soit après filtration de l'échantillon et mise en culture de la membrane filtrante.

La température d'incubation est de 44,5°C. Sur ce milieu, Escherichia coli représente entre 80 et 90% de la population des coliformes fécaux dénombrée.

Les unités formant colonies (U.F.C.), des coliformes fécaux, dénombrées sont exprimées pour un volume de l'échantillon de 100 ml. La valeur donnée des C.F. correspond à la moyenne calculée sur quatre valeurs (2 prélèvements/station et 2 mesures/prélèvement) au niveau du lagunage de Mèze et de l'étang de Thau, à la moyenne calculée sur six valeurs (3 prélèvements/station et 2 mesures/prélèvement) au niveau de la Céreirède, à la moyenne calculée sur huit valeurs (4 prélèvements/station et 2 mesures/prélèvement) au niveau du Lez et à la moyenne calculée sur 10 valeurs (5 prélèvements/station et 2 mesures/prélèvement) au niveau de la station d'épuration de Sainte Marguerite.

CHAPITRE : III

**ECOLOGIE DES COLIFORMES FECALUX ET
DES SALMONELLA DANS DIFFERENTS
MILIEUX AQUATIQUES ET OUVRAGES
EPURATEURS**

ÉCOLOGIE DES COLIFORMES FÉCAUX ET DES SALMONELLA DANS DIFFÉRENTS MILIEUX AQUATIQUES ET OUVRAGES ÉPURATEURS

III.1 LE LAGUNAGE

III.1.1 Introduction

L'épuration des effluents domestiques et industriels pose des problèmes de deux ordres, l'un écologique (qualité physico-chimique et biologique des eaux épurées afin d'éviter la pollution du milieu récepteur) et l'autre économique (coût de l'installation et de l'exploitation). En effet, plus l'épuration est poussée plus elle coûte cher; donc il faut chercher des procédés d'épuration qui offrent un moyen terme entre ces deux tendances.

L'épuration des eaux usées par lagunage est considérée comme une technique simple mais capable de résultats satisfaisants aussi bien sur le plan physico-chimique que biologique. Ce procédé d'épuration biologique extensif utilise l'action des divers facteurs environnementaux qui interviennent dans les processus d'autoépuration des milieux naturels. Dans cet écosystème réduit et spécialisé se produisent simultanément la transformation des charges polluantes (matières organiques et minérales) par voie essentiellement aérobie et la stabilisation des boues produites ce qui confère à ce système son caractère tolérant vis-à-vis des fluctuations saisonnières des charges polluantes.

Ce procédé a été utilisé, il y a plusieurs siècles, par les romains pour le stockage des eaux usées puis en Asie et en Allemagne pour l'élevage du poisson. Les premières applications pratiques de l'épuration par l'action oxydante naturelle des micro-organismes ont eu lieu au Texas (Etats-Unis) en 1901. Mais c'est à partir de 1920 que des applications pratiques, sous des climats très diversifiés, aussi bien au Etats-Unis qu'au Canada, en Australie et en Suède ont eu lieu. En France, ce procédé a été utilisé pour la première fois, comme traitement unique, au Grau-du-Roi en 1965.

L'efficacité d'un tel procédé vis-à-vis de la pollution bactériologique apportée par les eaux usées a été longtemps évaluée par les bactéries témoins de contamination fécale et parfois par certaines bactéries pathogènes (*Pseudomonas aeruginosa*). Les évolutions des abondances des Salmonella dans un tel système, utilisé en traitement unique, demeurent cependant rares.

Dans ce paragraphe, nous essayerons de comparer les évolutions des abondances des Salmonella, à celles des coliformes fécaux afin d'apprécier d'une part l'efficacité épuratoire de ce procédé vis-à-vis de ces deux groupes bactériens et d'autre part la représentativité des coliformes fécaux en tant qu'indicateurs de la présence et de l'éventuelle réduction de ces bactéries pathogènes.

III.1.2 Présentation du lagunage de Mèze

Le centre de traitement par lagunage des eaux usées de la commune de Mèze dont les trois bassins s'étendent sur huit hectares (premier bassin: 4 hectares, deuxième et troisième bassin: 2 hectares chacun) est implanté en bordure de l'étang de Thau (Fig.2).

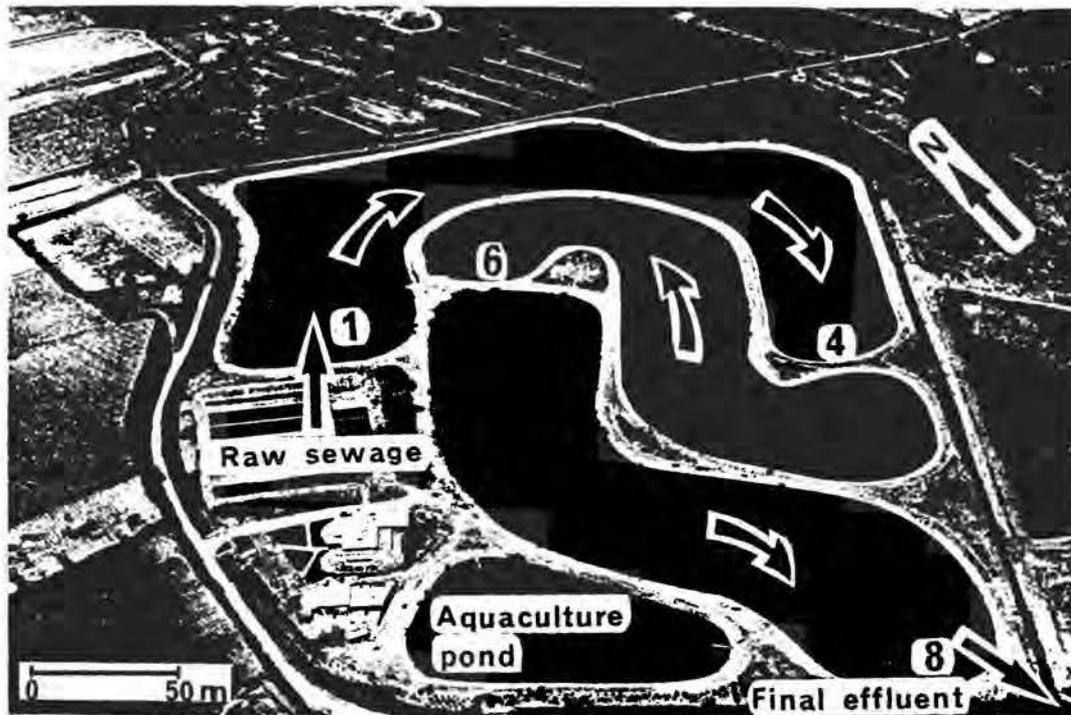


Figure 2 : Lagunage de Mèze et localisation des stations de prélèvements dans les différents bassins.

Ce lagunage reçoit les eaux usées brutes de la commune de Mèze qui comprend 7.000 habitants en hiver et 20.000 en été. Les débits d'entrée sont compris entre $1.200 \text{ m}^3 \cdot \text{j}^{-1}$ en hiver et $2.000 \text{ m}^3 \cdot \text{j}^{-1}$ en été. La charge polluante journalière entrante est d'environ $350 \text{ Kg.DBO}_5^{-1}$ en hiver et d'à peu près le double en été ($700 \text{ Kg.DBO}_5^{-1}$). La profondeur moyenne est de 1,40 m à 1,10 m du premier au troisième bassin. Le temps de séjour est d'environ 56 jours en période hivernale et de 28 jours en saison estivale.

Le rejet des eaux épurées des bassins de stabilisation du lagunage de Mèze se déverse au niveau de la frange nord du bassin de Thau zone proche des lieux d'exploitations conchylicoles.

Les données bactériologiques (germes totaux, coliformes totaux, coliformes fécaux, streptocoques fécaux) de mai 1980 à août 1982 montrent, compte tenu de la morphologie du lagunage

et des résultats des analyses en composantes principales, qu'il existe une entité bassin plus homogène qu'une entité station. Il est donc possible pour réduire l'effort d'échantillonnage spatial, tout en ne perdant qu'un minimum d'information sur le gradient de pollution-dépollution, de ne retenir qu'une station d'étude par bassin étudié (BALEUX *et al.*, 1984).

La position de ces stations, si en plus une station d'étude à l'entrée du lagunage (témoin de la qualité bactériologique des eaux usées) est maintenue, pourrait se situer à la sortie de chacun des bassins, à la fois pour des raisons pratiques (facilité d'accès, localisation précise) et plus conceptuelles (prélèvement sur une zone d'eau renouvelée et plus homogène dont les caractéristiques biotiques et abiotiques sont la résultante des phénomènes ayant existé dans le bassin; à la fois sortie d'un bassin et entrée du suivant; possibilité de mesurer un rendement épurateur par bassin; etc.).

Ainsi le protocole d'échantillonnage observé a consisté à prélever, à 30 cm environ sous la surface du plan d'eau, deux flacons de 500 ml, au niveau de quatre stations (Fig.2):

- en tête du premier bassin (L1), station témoin de la qualité bactériologique des eaux usées;
- au passage entre le premier bassin et le deuxième bassin (L4);
- au passage entre le deuxième bassin et le troisième bassin (L6);
- à la sortie du troisième bassin (eaux épurées) (L8);

avec une périodicité de 28 jours environ. Les prélèvements sont réalisés simultanément entre 9h et 10h et analysés dans les trois heures qui suivent (conservation à +4°C). Chaque prélèvement par station a fait l'objet d'un dénombrement simultané des abondances des *Salmonella*, par la méthode du N.P.P., et des coliformes fécaux.

III.1.3 Résultats et discussion

III.1.3.1 Evolutions spatio-temporelles des abondances des coliformes fécaux

Les abondances des coliformes fécaux, au niveau du premier bassin (L1 et L4), présentent peu de fluctuations dans le temps (Fig.3 et 4 et Tableaux III et IV, p.148). L'abondance moyenne à l'entrée du premier bassin (L1) est de 6,4 log₁₀ et de 6,1 log₁₀ à sa sortie au niveau du passage entre le premier et le deuxième bassin (L4).

A la sortie du deuxième bassin (L6), il paraît exister une évolution cyclique des abondances des coliformes fécaux (Fig.5 et Tableau V, p.149) avec un maximum d'abondance en début automne-fin hiver (septembre 1985 à mars 1986) et un minimum d'abondance au début du printemps-fin été (avril 1985 à août 1985).

A la sortie du troisième bassin (L8) cette évolution cyclique des abondances des coliformes fécaux devient très nette (Fig.6 et Tableau VI, p.149) et a été confirmée par les résultats du groupement chronologique (TROUSSELLIER, 1987).

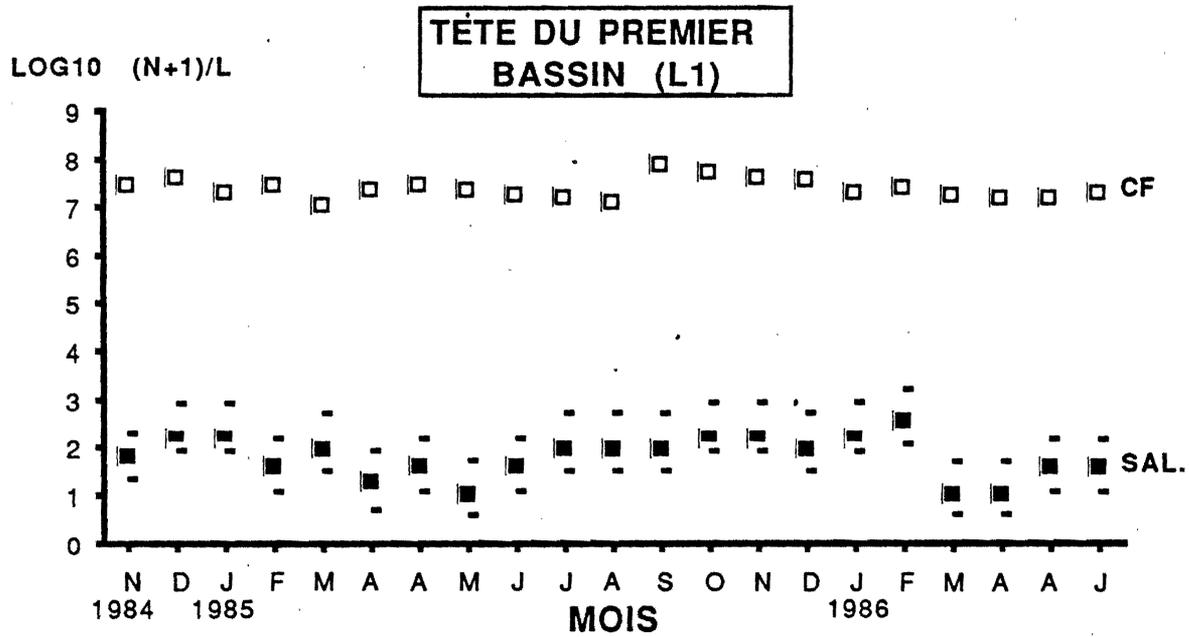


Figure 3 : Evolutions spatio-temporelles des abondances des coliformes fécaux (CF) et Salmonella (SAL.) dans les eaux à l'entrée du premier bassin du lagunage de Mèze.

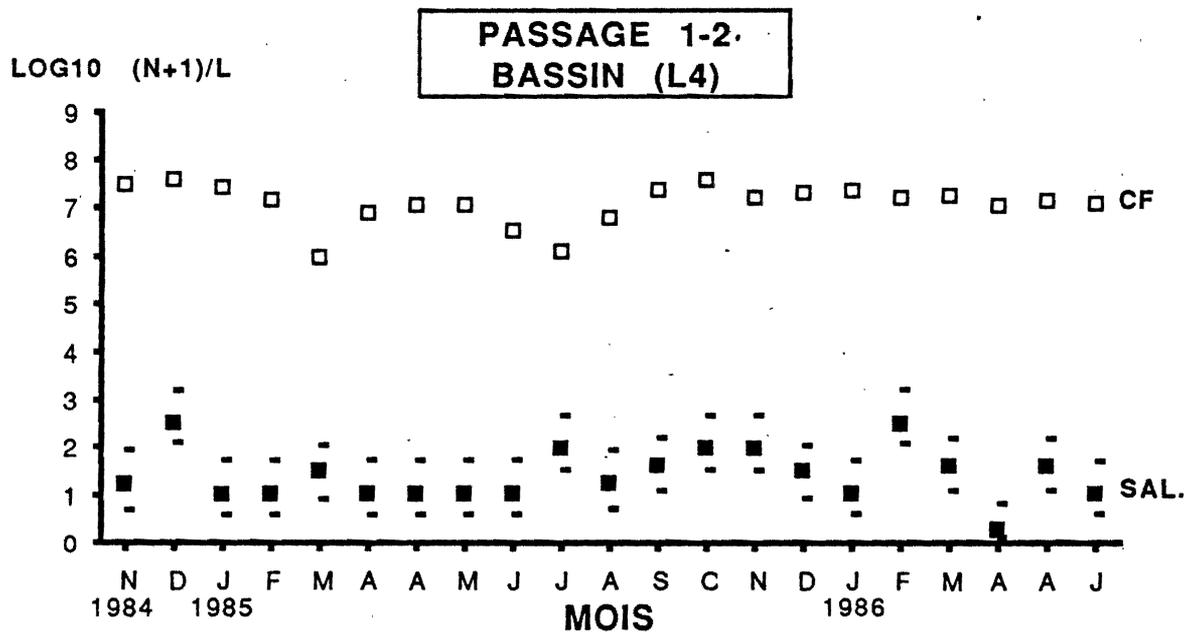


Figure 4 : Evolutions spatio-temporelles des abondances des coliformes fécaux (CF) et Salmonella (SAL.) dans les eaux à la sortie du premier bassin du lagunage de Mèze.

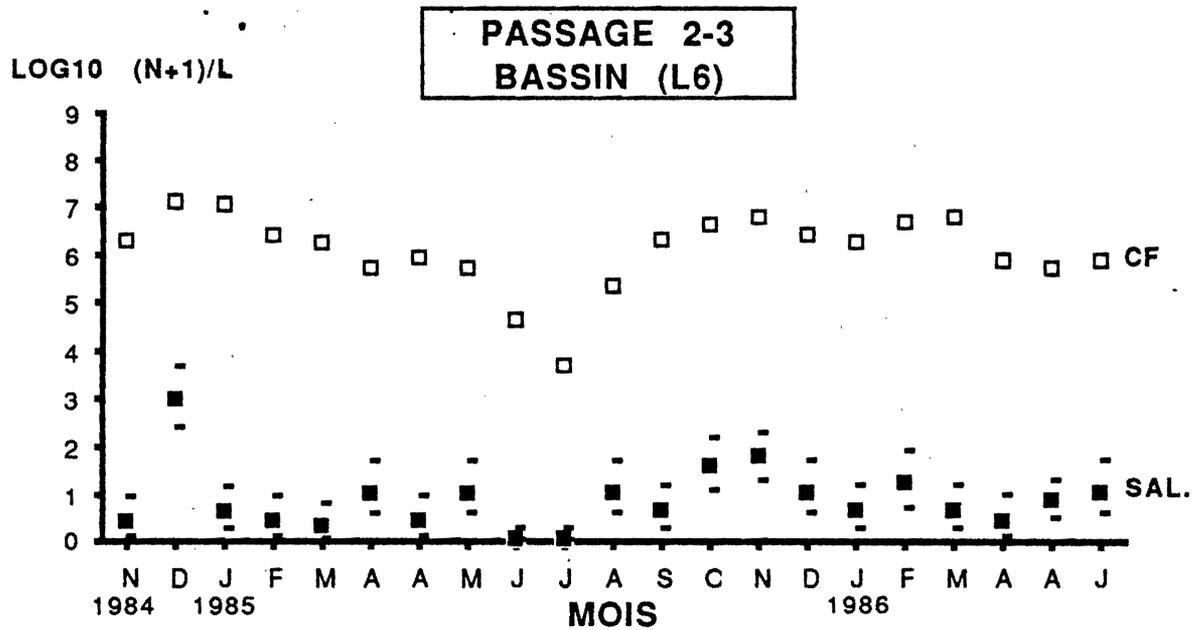


Figure 5 : Evolutions spatio-temporelles des abondances des coliformes fécaux (CF) et Salmonella (SAL.) dans les eaux à la sortie du deuxième bassin du lagunage de Mèze.

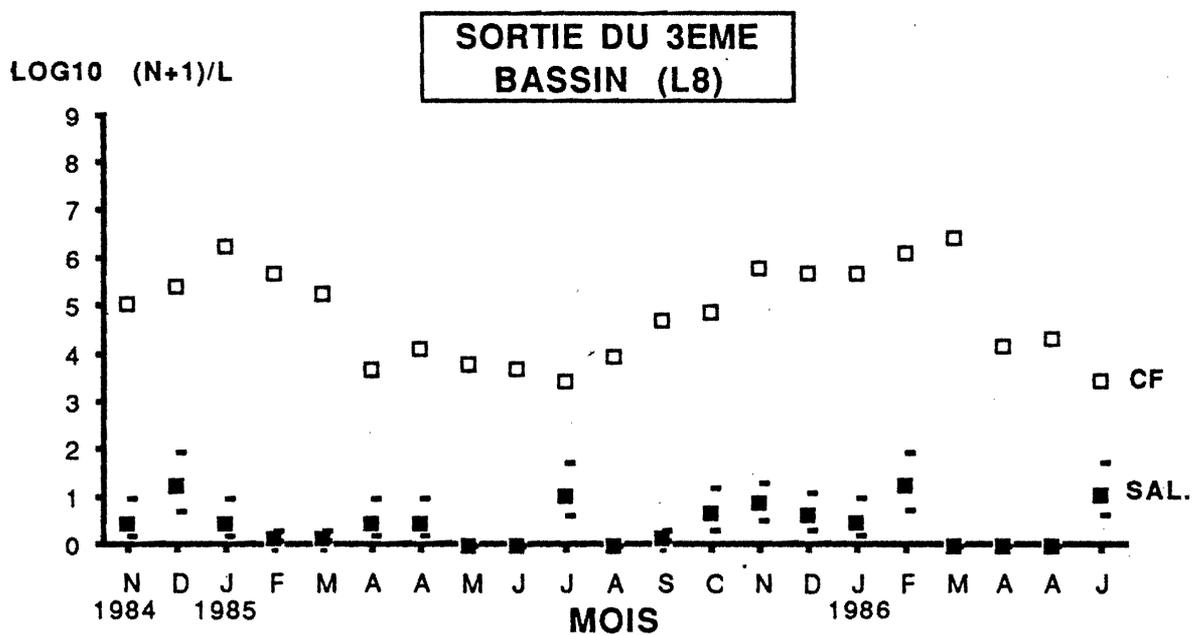


Figure 6 : Evolutions spatio-temporelles des abondances des coliformes fécaux (CF) et Salmonella (SAL.) dans les eaux à la sortie du troisième bassin du lagunage de Mèze.

Les abondances les plus faibles sont enregistrées aux mois de juillet 1985 et juin 1986 (2,41 \log_{10}) et les plus fortes aux mois de janvier, février et mars 1985-1986 (5,42 \log_{10} au mois de mars).

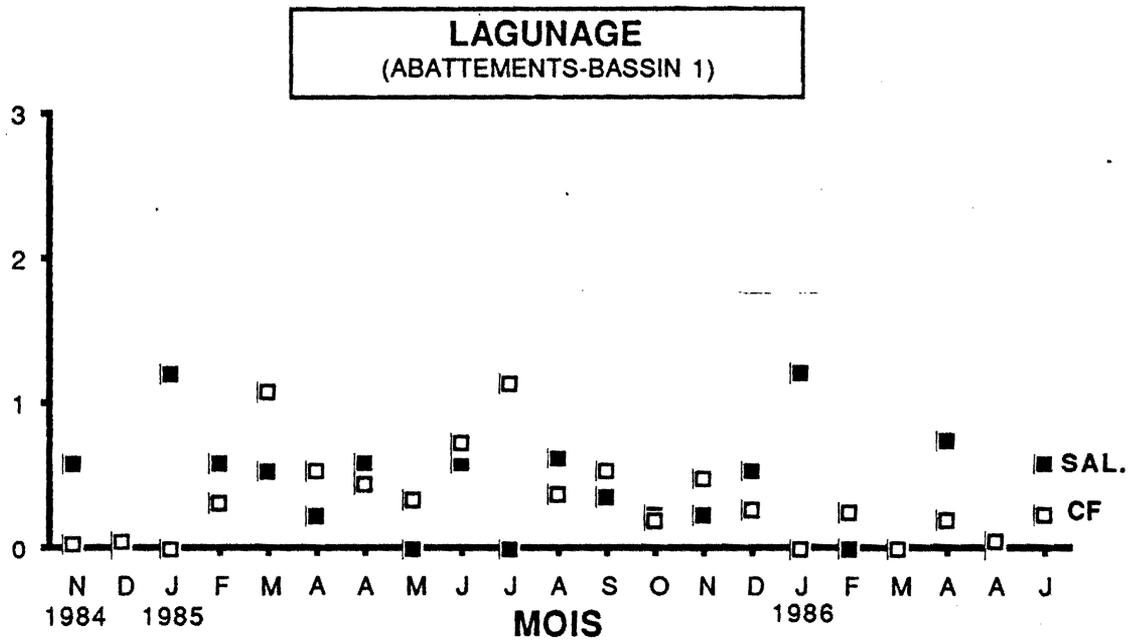


Figure 7

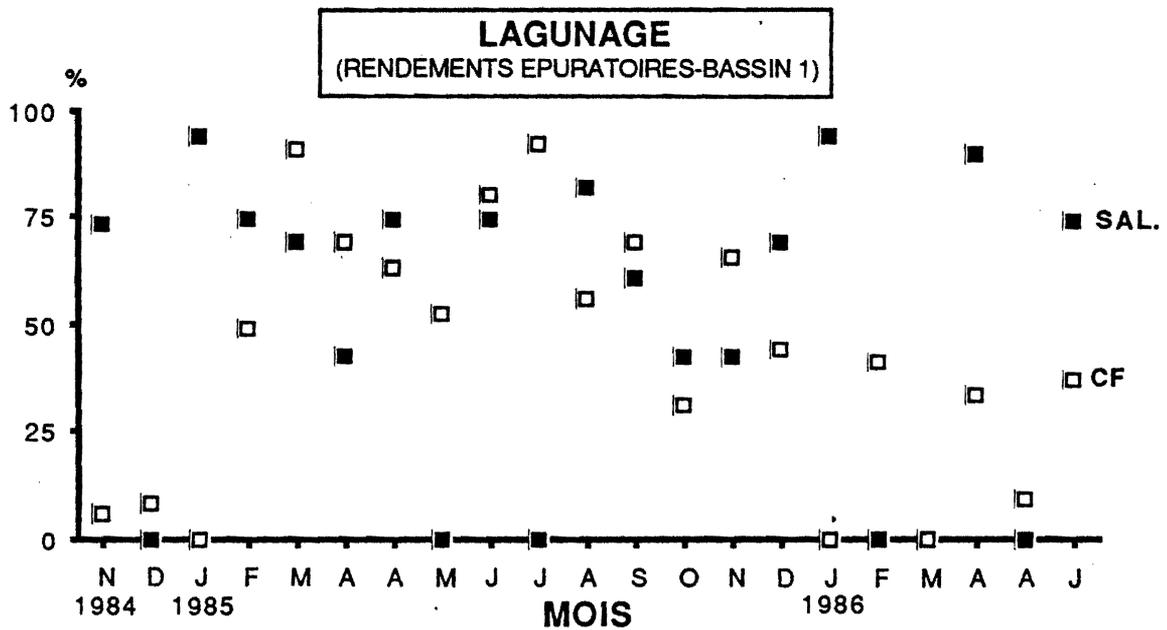


Figure 8

Abattements des abondances des coliformes fécaux et des *Salmonella* et rendements épuratoires obtenus au niveau du premier bassin du lagunage de Mèze.

Les rendements épuratoires calculés pour chaque bassin et les abattements des abondances des coliformes fécaux correspondants (Tableau VII, p.150) montrent que le premier bassin n'a que peu d'effet sur la disparition de ces bactéries et ce quel que soit la saison (Fig.7 et 8).

Par contre, les bassins deux et trois contribuent plus efficacement à leur abattement (Fig.9 à 12).

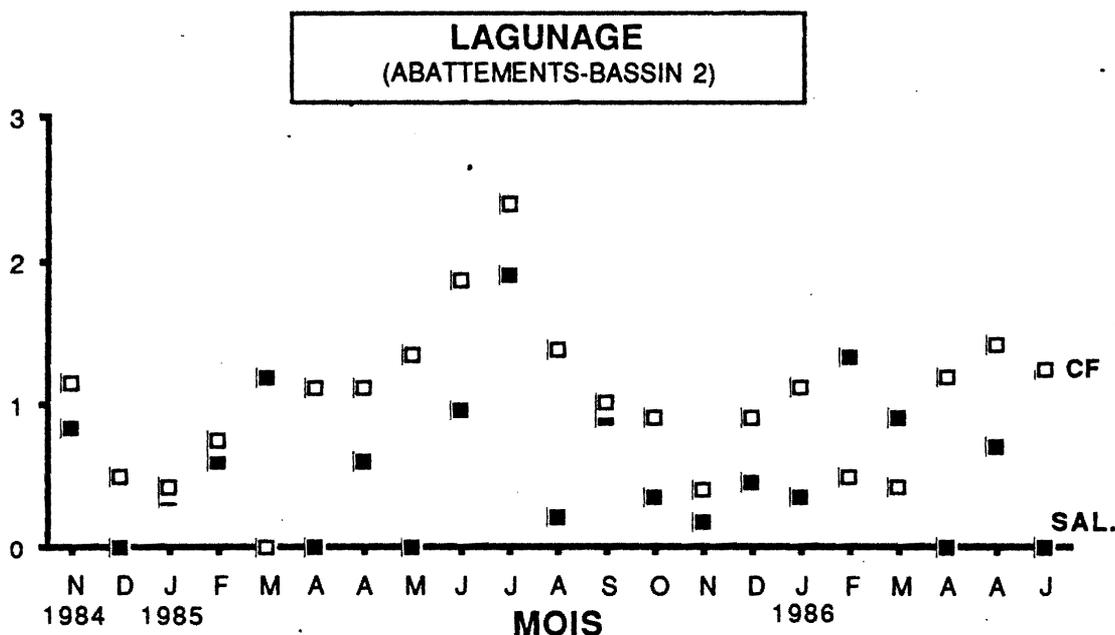


Figure 9

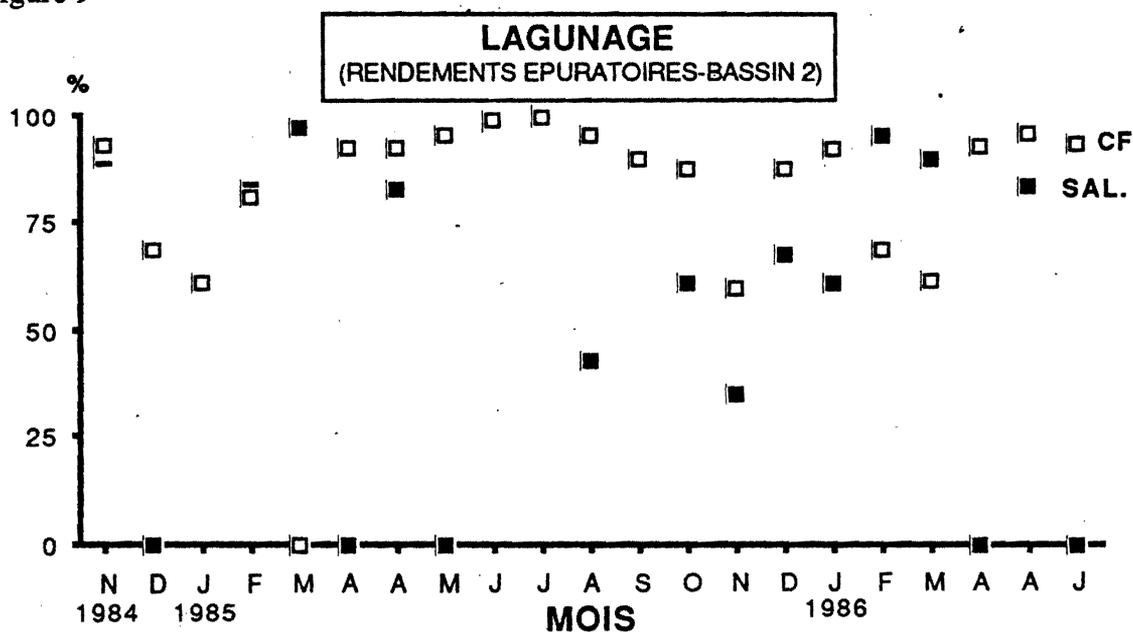


Figure 10

Abattements des abondances des coliformes fécaux et des Salmonella et rendements épuratoires obtenus au niveau du deuxième bassin du lagunage de Mèze.

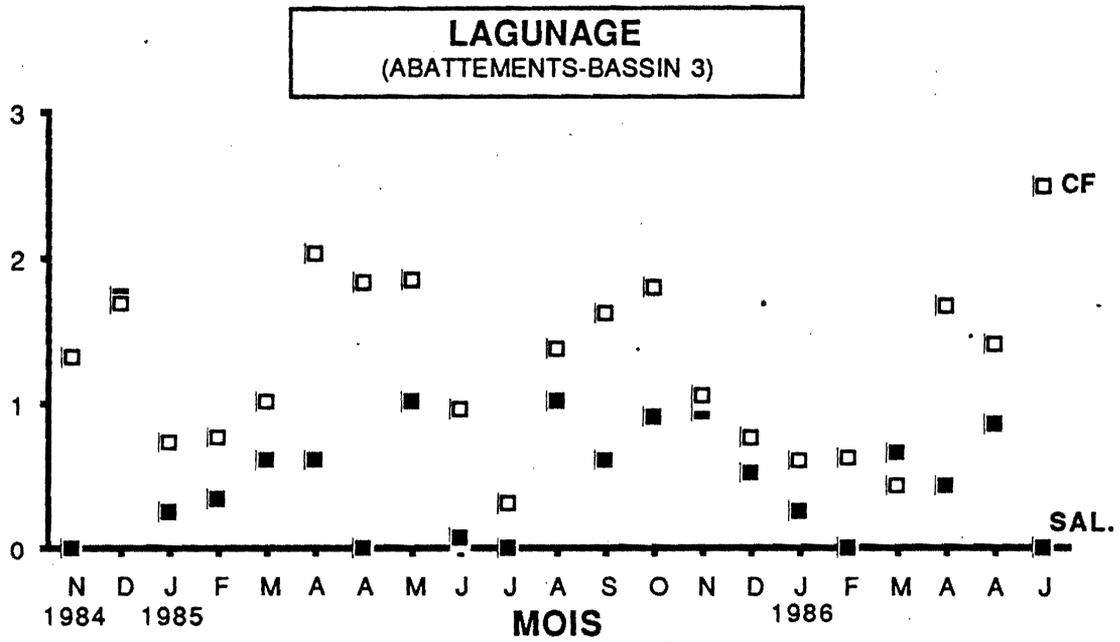


Figure 11

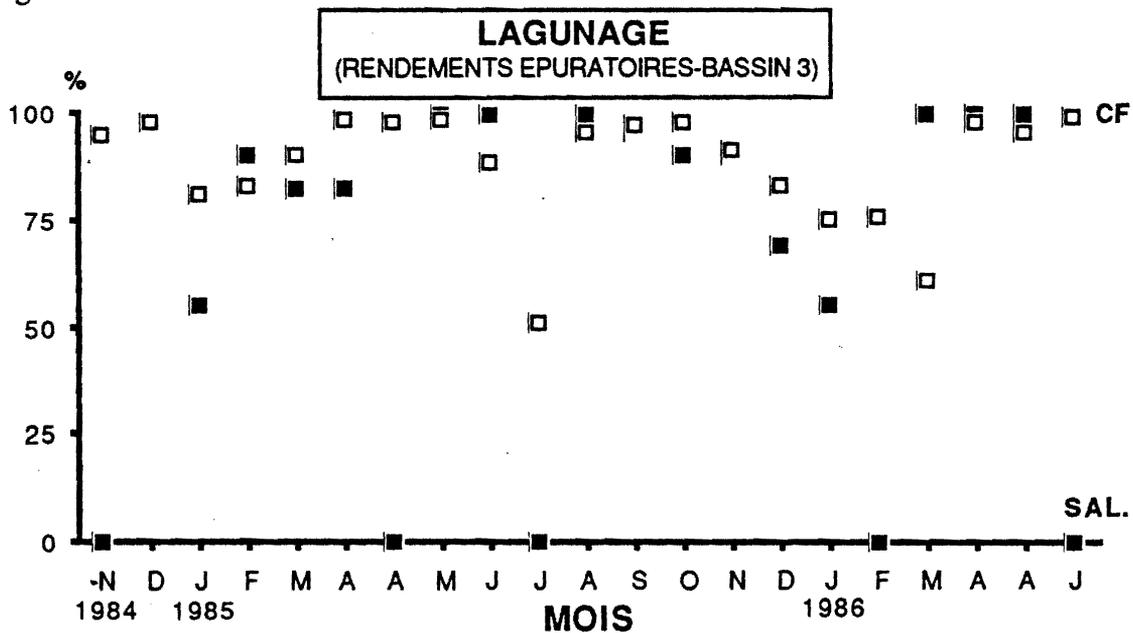


Figure 12

Abatements des abondances des coliformes fécaux et des *Salmonella* et rendements épuratoires obtenus au niveau du troisième bassin du lagunage de Mèze.

Ces résultats confirment ceux rapportés par BALEUX & TROUSSELLIER (1983) sur les mêmes bassins du lagunage et les mêmes stations de prélèvements quatre années auparavant (1980-1982).

Le temps de séjour entre l'entrée et la sortie des eaux du lagunage est variable et compris entre 28 jours environ en saison estivale et 56 jours en période hivernale. Afin d'apprécier l'efficacité de ce

procédé sur l'épuration bactérienne des abattements théoriques des abondances des coliformes fécaux et des Salmonella sont calculés sur 28 et 56 jours (Tableau VIII, p.151).

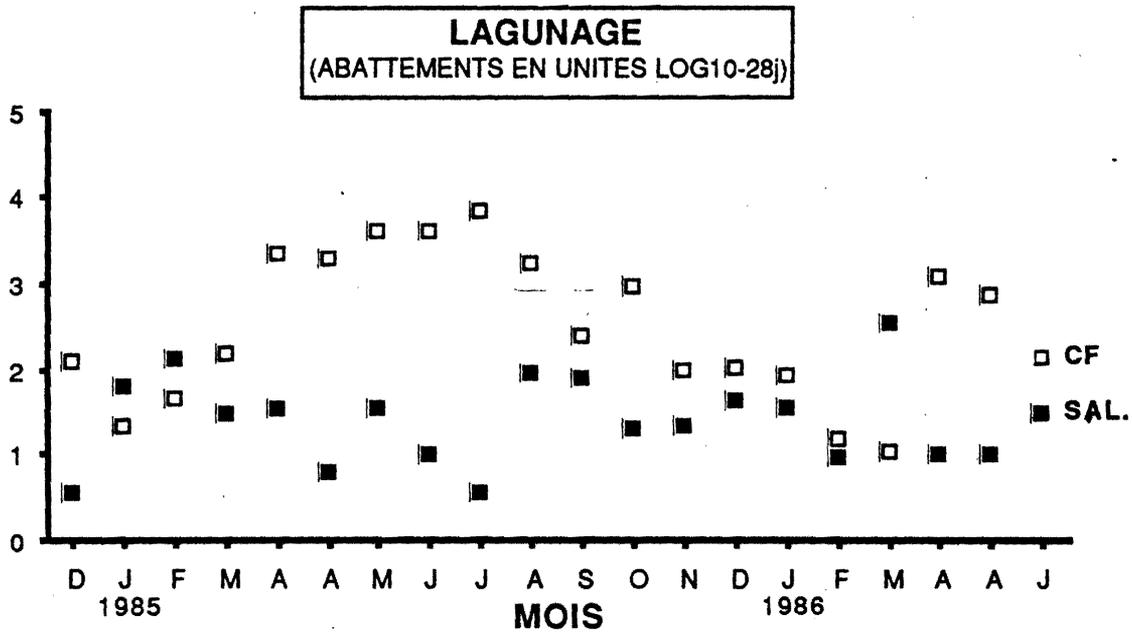


Figure 13 : Abatements théoriques des abondances des coliformes fécaux (CF) et des Salmonella (SAL.) calculés pour un temps de séjour minimal de 28 jours dans le lagunage de Mèze.

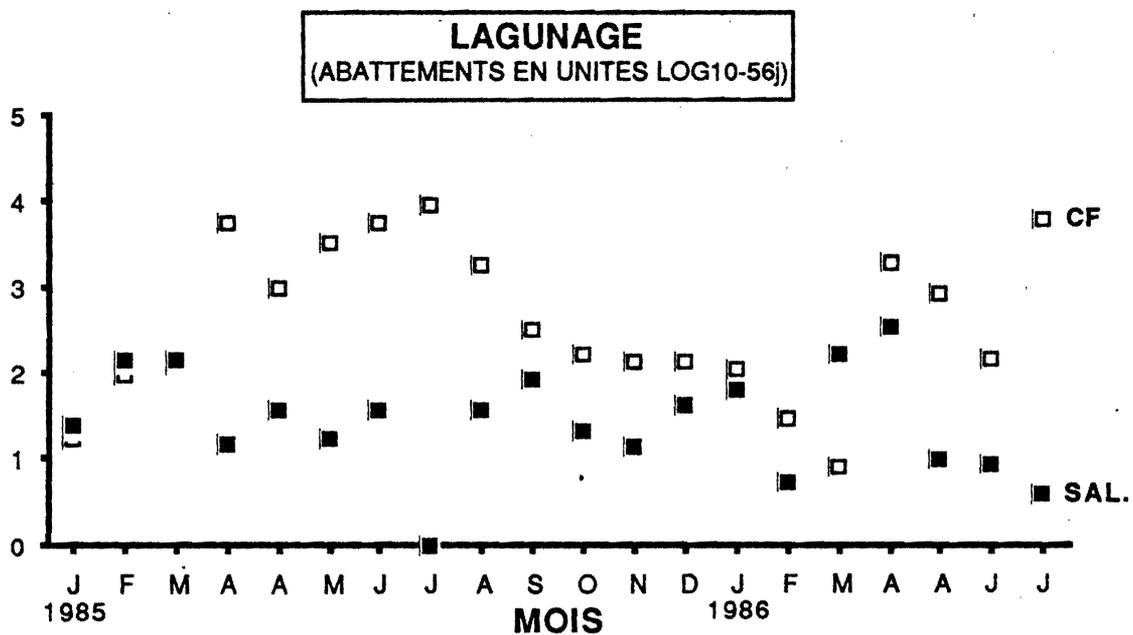


Figure 14 : Abatements théoriques des abondances des coliformes fécaux (CF) et des Salmonella (SAL.) calculés pour un temps de séjour maximal de 56 jours dans le lagunage de Mèze.

C'est au printemps et en été que les abattements théoriques des abondances des coliformes fécaux, calculés sur 28 et 56 jours entre les eaux de l'entrée et celles de la sortie, sont les plus importants (Fig.12 et 13). Le plus fort abattement est obtenu au mois de juillet (3,86 $Ulog_{10}$) et le plus faible au mois de mars (0,90 $Ulog_{10}$).

En effet, parmi huit variables présumées avoir un effet direct sur les concentrations en coliformes fécaux au niveau du lagunage de Mèze (demande biochimique en oxygène: DBO_5 ; énergie radiante transmise; température; concentration des rotifères; pourcentage de saturation en oxygène; concentration en chlorophylle a et énergie solaire incidente) TROUSSELLIER (1987) a montré que seules l'énergie radiante transmise et la biomasse phytoplanctonique (chlorophylle a) ont une influence directe significative quelle que soit la station (L4, L6 ou L8). L'importance de l'effet de ces deux facteurs, rythmés par les saisons, sur la disparition des coliformes fécaux est donc optimale en été et minimale en hiver.

Le rôle du rayonnement solaire dans l'autoépuration naturelle des eaux a été largement évoqué par plusieurs auteurs (MARA *et al.*, 1979; GRIGSBY & CALKINS, 1980; FUJIOKA & NARIKAWA, 1982). CALKINS *et al.* (1976) ont montré que la mortalité des coliformes fécaux dans un lagunage utilisé comme traitement tertiaire pour l'épuration des eaux usées était essentiellement due à l'effet bactéricide et/ou bactériostatique du rayonnement solaire. L'action bactéricide du rayonnement solaire a été attribuée par MOELLER & CALKINS (1980) aux radiations ultra-violettes B.

Les propriétés antibactériennes des sécrétions algales, dans les eaux d'un lagunage, sur la mortalité des coliformes fécaux et certaines bactéries pathogènes ont été étudiées par GRAF & BAIER (1981). Leur effet bactéricide est maximal au début de la phase de croissance et durant les périodes d'ensoleillement maximal.

En terme de performances épuratrices (Fig.15 et 16 et Tableau VIII, p.151), le plus fort pouvoir épurateur est obtenu à la période printanière et estivale (juillet: 99,99%) et le plus faible à la période automnale et hivernale (mars: 87,23%). Ce meilleur fonctionnement du lagunage en période estivale a été déjà signalé dans des pays à climat chaud et à forte intensité d'ensoleillement (PARHAD, 1976; JOHNSON *et al.*, 1979; SLANETZ *et al.*, 1981).

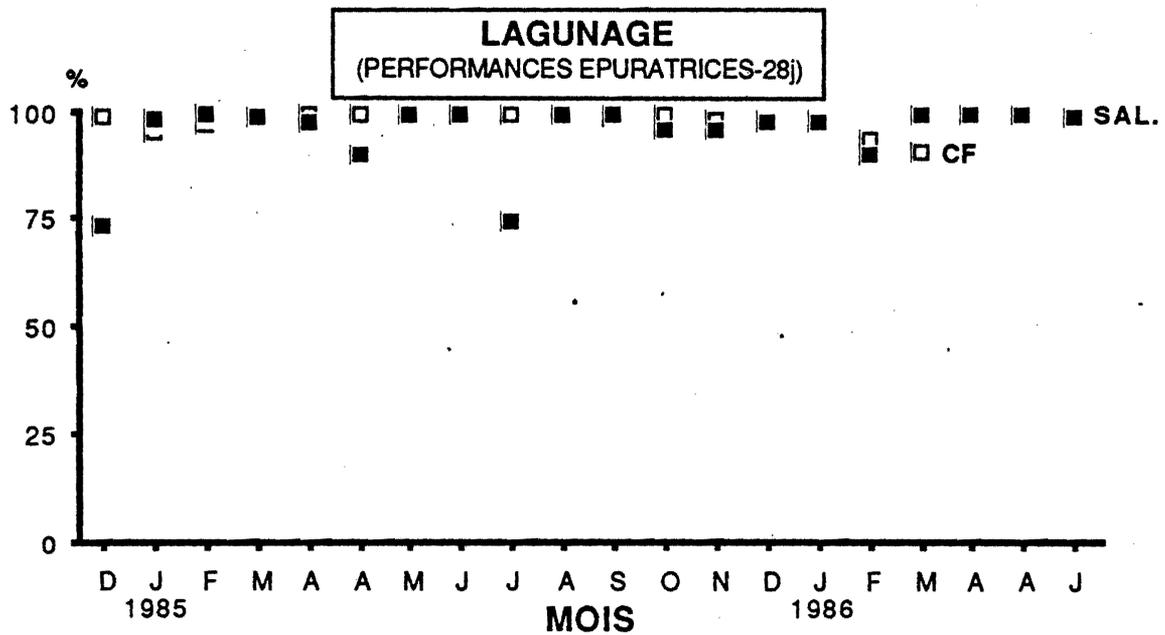


Figure 15

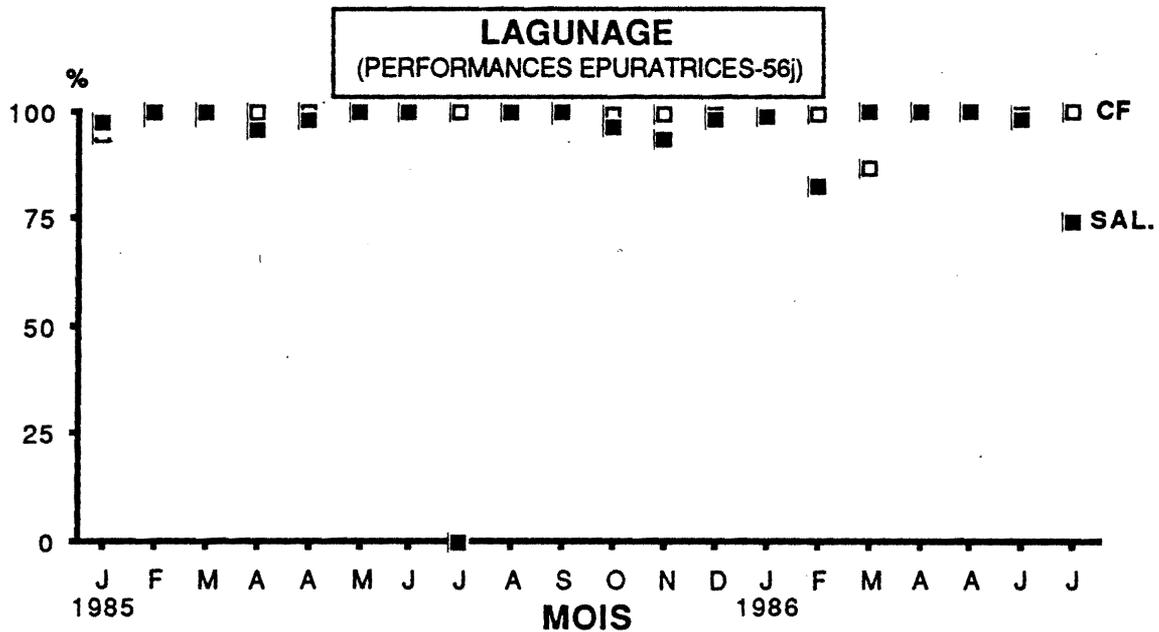


Figure 16

Pourcentages d'épuration obtenus pour les coliformes fécaux (CF) et Salmonella (SAL.) suivant la période et en fonction du temps de séjour (28 jours: temps de séjour minimal; 56 jours: temps de séjour maximal) entre les eaux de l'entrée et celles de la sortie du lagunage de Mèze.

III.1.3.2 Evolutions spatio-temporelles des abondances des Salmonella

Au niveau du premier bassin (L1 et L4) (Fig.3 et 4) les abondances de Salmonella ne présentent pas des fluctuations significatives dans le temps (les intervalles de confiance à 95% des valeurs N.P.P. se recoupent). Les valeurs d'abondance se situent entre 0,97 et 2,56 \log_{10} (Tableaux IX et X, p.152).

A la sortie du deuxième bassin (L6) les abondances de Salmonella fluctuent d'une manière plus importante (Fig.5) mais cette fluctuation ne paraît pas rythmée par les saisons. Les valeurs d'abondance extrêmes sont 0,06 et 2,96 \log_{10} (Tableau XI, p.153).

A la sortie du troisième bassin (L8) on observe toujours des fluctuations d'abondance de Salmonella (Fig.6 et Tableau XII, p.153). En général, les valeurs maximales d'abondance se situent en automne-début hiver et les valeurs minimales au printemps et en été à l'exception du mois de juillet 1985 et juin 1986.

Les vitesses de disparition des Salmonella à travers les trois bassins du lagunage sont variables d'un bassin à l'autre et d'une période à l'autre. Toutefois, il faut noter que le niveau d'abattement des Salmonella dans le premier bassin aura un effet sur l'abattement dans le deuxième bassin qui conditionnera à son tour l'abattement dans le troisième bassin. En effet, les rendements épuratoires calculés pour chaque bassin et les abattements des abondances des Salmonella correspondants (Tableau XIII) montrent que chaque bassin contribue à la qualité finale de l'effluent de sortie en terme de Salmonella (Fig.7 à 12).

Les abattements théoriques des abondances de Salmonella calculés sur 28 jours et 56 jours, sont compris entre 0,56 et 2,56 unités logarithmiques (Tableau VIII, p.151 et FIG.13 et 14). Les meilleurs abattements sont obtenus à la fin de l'hiver et au début du printemps aux mois de février 1985, mars 1985 et avril 1986 (2,146; 2,146 et 2,56 $U\log_{10}$) et les plus faibles aux mois de décembre 1984, juillet 1985 et juin 1986 (0,56 $U\log_{10}$) (Fig.13).

En terme d'efficacité épuratrice (taux de disparition relatif à la concentration de départ) on obtient, en général, un bon rendement (100% en mai, juin et août 1985 et mars et avril 1986) mais il peut être variable (par exemple: 73,33% en décembre 1984, 98,25% en décembre 1985) (Tableau VIII, p.151 et Fig.15 et 16).

L'efficacité d'épuration à travers les trois bassins du lagunage est en général meilleure vis-à-vis des coliformes fécaux que vis-à-vis des Salmonella. Cette observation rejoint celle rapportée dans les travaux de COETZEE & FOURIE (1964) et WALKER *et al.* (1977). Cette différence de survie pourrait correspondre aux différences de résistance de ces deux groupes bactériens. En effet, OGER *et al.* (1976) ont montré que la survie des Salmonella est de loin la plus élevée.

Contrairement au coliformes fécaux, l'absence d'une évolution rythmée par les saisons des abondances des Salmonella au niveau du lagunage suggère que les facteurs de contrôle de leur

abondance ne sont pas principalement d'ordre climatique mais plutôt liés à la qualité de l'effluent (concentration en matières organiques, action des sels minéraux et métaux lourds, antagonismes bactériens et la prédation). En effet, les Salmonella ont été isolées à la sortie du troisième bassin (L8) au mois de juillet 1985 et juin 1986 à un taux élevé ($9,2 \text{ S.l}^{-1}$) alors que les conditions climatiques et environnementales d'un bon fonctionnement sont pourtant réunies. Par ailleurs, le lagunage a présenté une efficacité épuratoire de 100% aussi bien en hiver (mars 1986), au printemps (mai 1985 et avril 1986) qu'en été (juin et août 1985).

WALKER *et al.* (1977) ont montré que dans un bassin expérimental la survie des Salmonella était essentiellement sous la dépendance de la charge organique et de la charge microbienne. La charge organique favoriserait la survie bactérienne alors que la charge microbienne lorsqu'elle correspond à une flore indigène contribue activement à leur élimination.

Les pourcentages d'épuration obtenus, aussi bien pour les coliformes fécaux (meilleure épuration des eaux usées en période estivale où le temps de séjour est minimal) que pour les Salmonella (efficacité maximale indépendamment de la saison), montrent que le temps de séjour des eaux usées dans le lagunage a peu d'effet, par rapport aux autres facteurs biotiques et abiotiques présents dans ces eaux, sur la survie de ces deux groupes bactériens. Ce fait a été signalé par plusieurs auteurs (JOSHI *et al.*, 1973; PARHAD & RAO, 1976; YANEZ, 1980; TROUSSELLIER, 1987).

III.1.3.3 Relations entre les abondances des Salmonella et celles des coliformes fécaux

Les techniques de quantification ou même d'isolement des Salmonella dans les eaux moyennement ou fortement polluées sont particulièrement "lourdes" et nécessitent des laboratoires de haute technicité et très spécialisés. Dans ce cas, le dénombrement d'une bactérie ou d'un groupe de bactéries de mise en oeuvre facile, comme celui des coliformes fécaux, dans un échantillon prend toute sa signification s'il prédit le niveau de contamination en Salmonella de ce même échantillon.

La recherche de corrélation entre les évolutions d'abondance des coliformes fécaux et des Salmonella (coefficient de corrélation de SPEARMAN: Rho) s'est avérée négative. Afin de rechercher si les valeurs des abondances des coliformes fécaux peuvent avoir un sens "prédictif" sur les abondances simultanées de Salmonella il a été créé des classes d'abondance pour les Salmonella de la manière suivante: classe 0: absence; classe 1: 0,1 à 9 Salmonella.l⁻¹; classe 2: 9,1 à 36 S.l⁻¹; classe 3: 37 à 920 S.l⁻¹.

A partir de toutes les données recueillies au niveau des quatre stations du lagunage et pendant les vingt deux périodes échantillonnées il apparaît qu'une relation existe entre les évolutions des abondances des coliformes fécaux et celles des Salmonella (Fig.17).

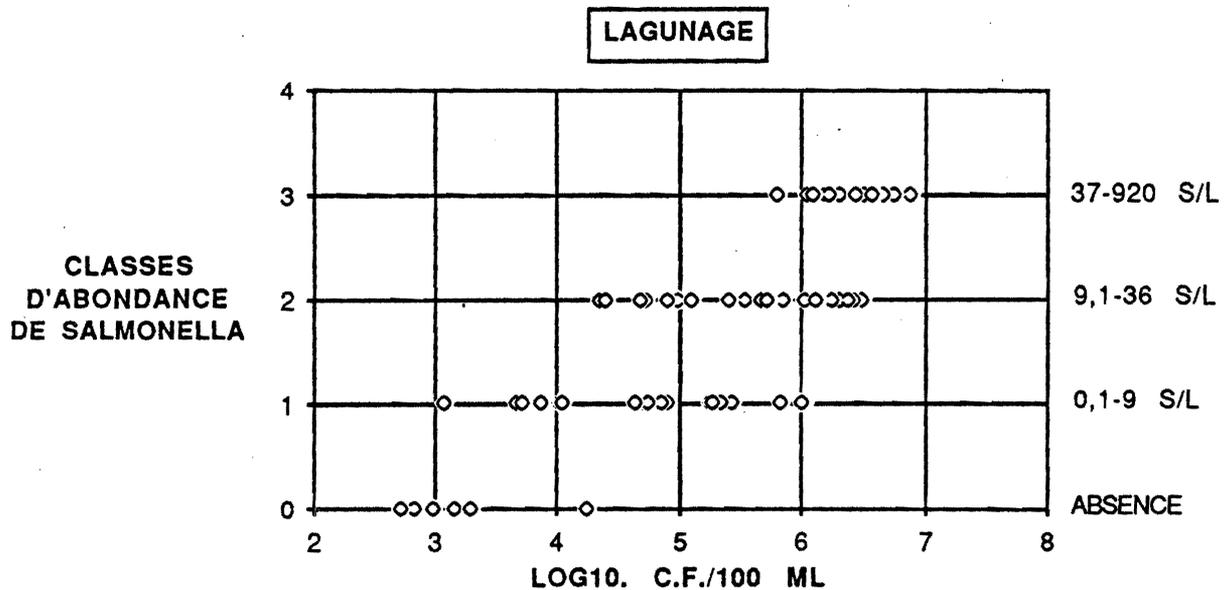


Figure 17 : Relations entre les abondances des coliformes fécaux et celles des Salmonella mesurées aux différentes stations implantées dans les bassins du lagunage de Mèze.

Ainsi dans 100% des échantillons contenant moins de 10^3 C.F.100 ml⁻¹ il y a une absence de Salmonella. Pour 90% des échantillons contenant entre 10^3 et 10^6 C.F.100 ml⁻¹ il y a :

- entre 0,1 et 9 Salmonella.l⁻¹ pour 55% de ces échantillons.
- entre 9,1 et 36 S.l⁻¹ pour 32,5% de ces échantillons.
- entre 37 et 920 S.l⁻¹ pour les 2,5% qui restent.

Pour 100% des échantillons contenant plus de 10^6 C.F.100 ml⁻¹ il y a :

- entre 9,1 et 36 Salmonella.l⁻¹ pour 54% de ces échantillons.
- entre 37 et 920 S.l⁻¹ pour les 46% qui restent.

III.1.3.4 Etude sérologique des Salmonella

Lors de ce suivi sur vingt deux périodes (novembre 1984 à juin 1986) 30 sérotypes différents ont été isolés (Tableaux XIV, p.154 à 156). Le sérotype le plus abondamment rencontré est S.paratyphi B (912/2066 soit 44,1%) suivi de S.braenderup (223/2066 soit 10,8%), S.newport (127/2066 soit 6,1%) et S.typhimurium (117/2066 soit 5,7%).

La dominance de S.paratyphi B vient du fait que ce sérotype est largement présent dans tous les prélèvements et à presque toutes les périodes échantillonnées (Fig.18, p.118). S.braenderup, par contre, a été isolé massivement qu'aux mois de décembre 1984 et janvier 1985 et ce d'une manière équitable à toutes les stations de prélèvements (Fig.19 b et c, p.119-120).

Puisque ce sérotype transite, sans modification apparente de sa fréquence d'isolement, à travers

les trois bassins du lagunage, une étude de son profil biochimique et de sa résistance aux antibiotiques permettrait de savoir si ce sérotype présente une résistance "particulière" ou bien dans la négative s'il est alors le témoin d'un mauvais fonctionnement temporaire du lagunage.

Il pourrait en être de même pour S. goldcoast (101/2066 soit 4,9%) isolé exclusivement aux mois de mars 1985 et avril 1985 (Fig.19 e et f, p.121); pour S. anatum en février 1986 (Fig.19 q, p.127), S. bovismorbificans en janvier 1986 (Fig.19 p, p.126), S. ibadan-S. mississippi en avril 1986 (Fig.19 s et t, p.128) et S. hadar (43/1489 soit 2,9%) isolé aux mois d'octobre et novembre 1985 (Fig.19 m et n, p.125).

Sur chaque échantillon nous avons calculé la diversité de Shannon et la régularité définies par:

$$H = - \sum_{i=1}^n p_i \log_2 p_i ; \text{ avec } p_i = n_i / N \text{ et } R = H / H_{\max} \text{ avec } H_{\max} = \log_2 N$$

expression où N est l'abondance totale et p_i l'abondance du sérotype de rang i (LEGENDRE & LEGENDRE, 1984).

L'analyse des indices de structure (indice de diversité de Shannon: H et indice de régularité: R) montre que la diversité (H) et la régularité (R) des sérotypes au niveau de l'entrée du premier bassin sont élevées à la période estivo-automnale (4 à 8 sérotypes) à l'exception du mois de juillet 1985 (Fig.20 et Tableaux XV et XVI, p.157).

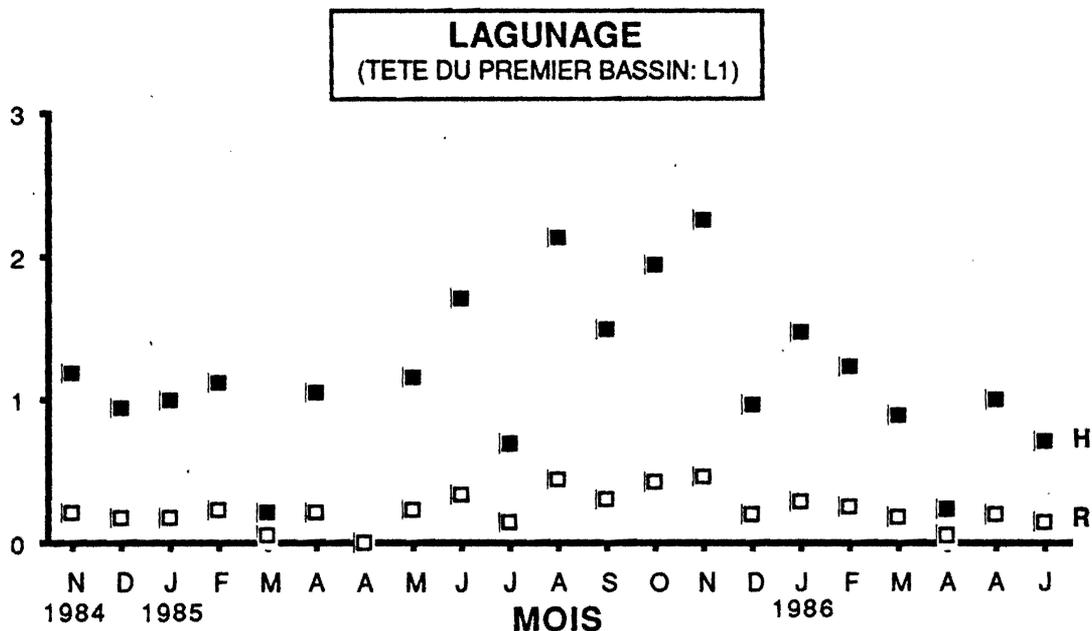


Figure 20 : Evolutions spatio-temporelles des indices de structure (diversité de Shannon: H et régularité: R) à l'entrée du premier bassin du lagunage de Mèze.

Cette élévation de la diversité peut être expliquée par l'augmentation et la diversification de la population de la commune de Mèze en été par suite de l'arrivée des estivants.

Ainsi sont apparus, dans les eaux de l'entrée du lagunage, les sérotypes: S.minneapolis, S.eastbourne, S.bovismorbificans et S.weltevreden, sérotypes jamais isolés auparavant (Fig.19 i, p.123).

Cette augmentation estivo-automnale des indices de structure est conservée à la sortie des bassins un et deux mais elle est de faible amplitude (Fig.21 et 22).

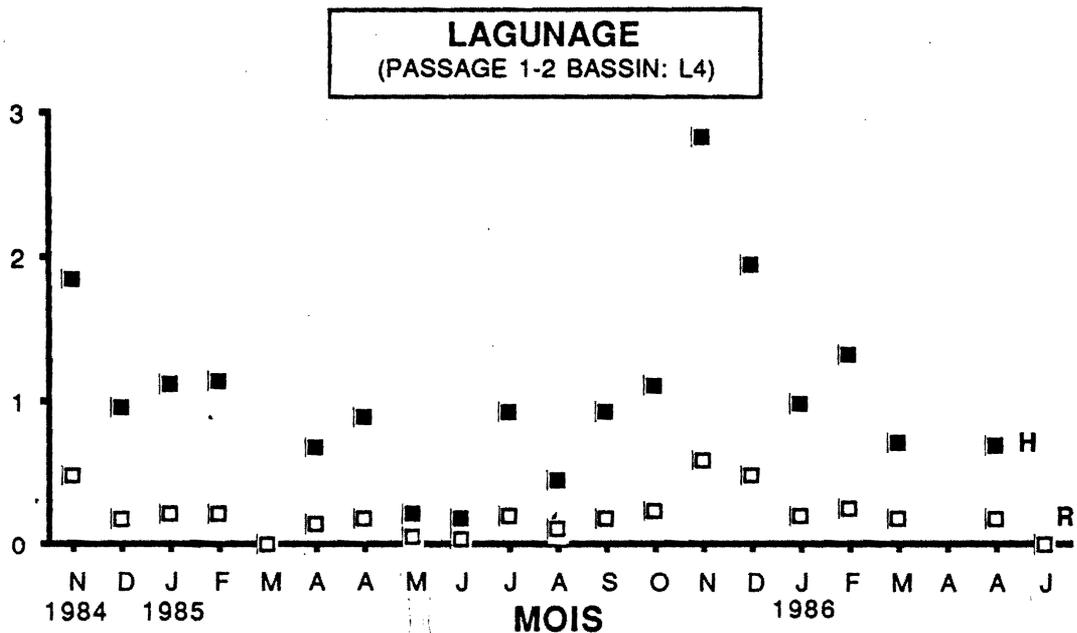


Figure 21 : Evolutions spatio-temporelles des indices de structure (diversité de Shannon: H et régularité: R) à l'entrée du premier bassin du lagunage de Mèze.

Au niveau de la sortie du troisième bassin (Fig.23), la diversité des sérotypes diminue de manière importante par rapport à l'entrée du premier bassin (1 à 4 sérotypes différents). Cette diminution de la diversité des sérotypes, entre les eaux de l'entrée et celles de sortie du lagunage, est certainement due à la sensibilité variable des différents sérotypes de Salmonella aux effets des facteurs biotiques et abiotiques présents dans les eaux des trois bassins de stabilisation du lagunage. Seuls les sérotypes "résistants" formeraient alors la population de Salmonella en sortie du lagunage (14 sérotypes sur 30 au total).

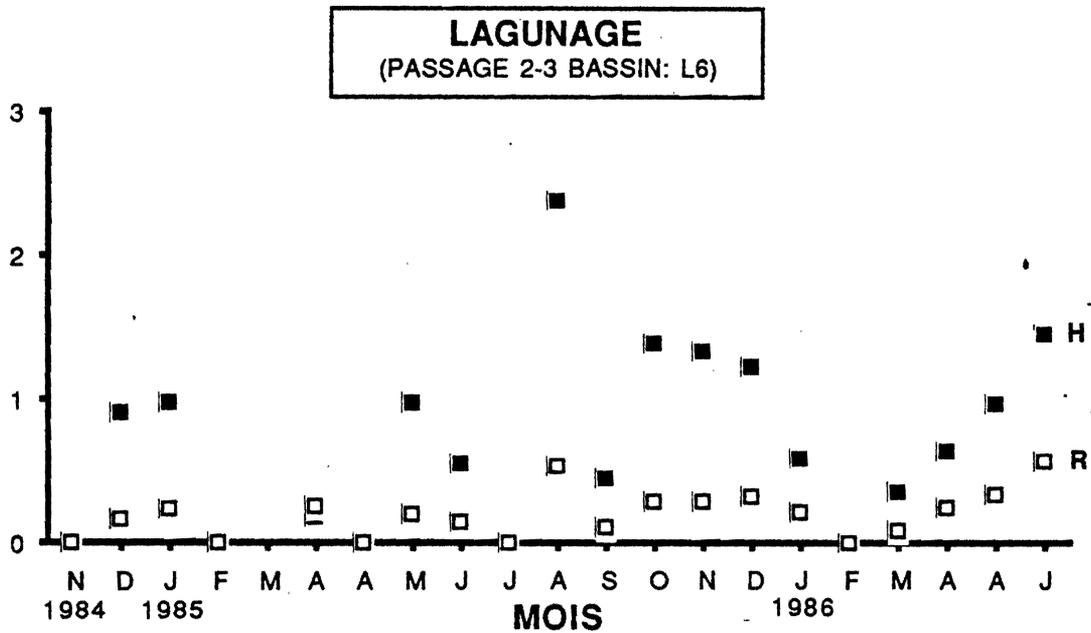


Figure 22 : Evolutions spatio-temporelles des indices de structure (diversité de Shannon: H et régularité: R) à la sortie du deuxième bassin du lagunage de Mèze.

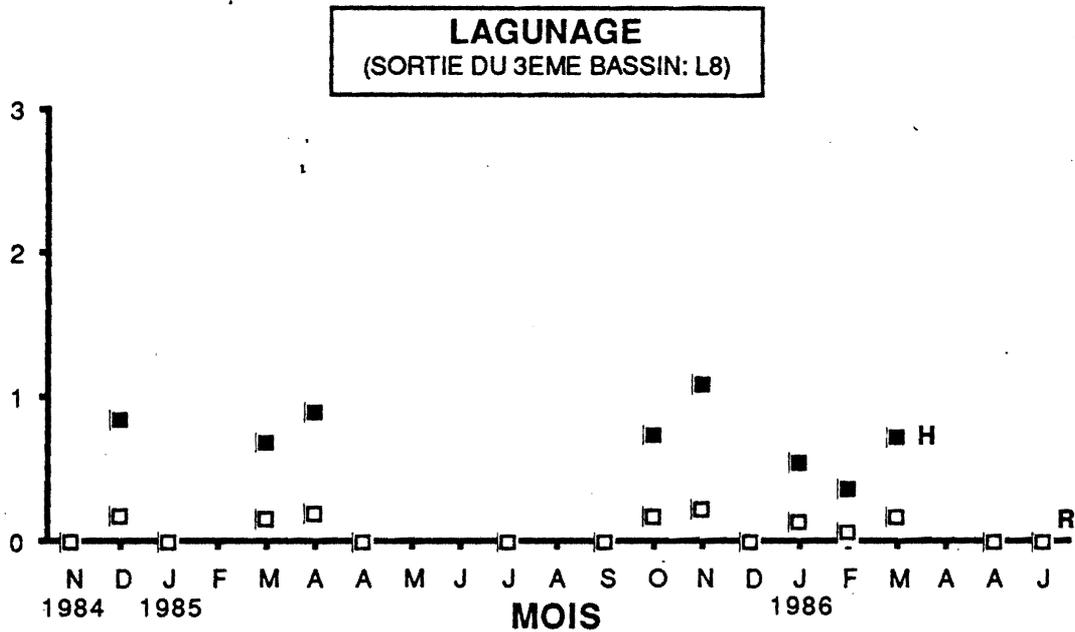


Figure 23 : Evolutions spatio-temporelles des indices de structure (diversité de Shannon: H et régularité: R) à la sortie du troisième bassin du lagunage de Mèze.

Il faut noter d'autre part que S.hadar, qui n'a été isolé qu'en octobre et novembre 1985, est un sérotype apparu en France en 1975 d'abord, dans les élevages de dindes, ensuite chez l'homme. Il a atteint son maximum en 1979 et depuis sa fréquence a considérablement baissé. S.goldcoast,

sérotype essentiellement humain, fut isolé pour la première fois en 1953 au Ghana et est apparu en France en 1977. Sa fréquence d'isolement chez l'homme est en augmentation. S.anatum est un sérotype à fortes fluctuations isolé avec une grande amplitude en France en 1969-71 et 1978-81 (LE MINOR *et al.*, 1985).

Si certains sérotypes, comme S.paratyphi B, sont souvent présents dans les eaux à l'entrée du lagunage et se maintiennent à un taux élevé, d'autres subissent des fluctuations qui méritent d'être remarquées. Certains sérotypes relativement peu fréquents présentent un pic important pendant une période limitée puis ne sont plus isolés par la suite. C'est le cas de S.goldcoast, S.hadar, S.anatum, S.bovismorbificans, S.saintpaul et S.ibadan-S.mississippi. Alors que d'autres sérotypes présentent des fluctuations répétées de grande amplitude (S.braenderup, S.newport, S.typhimurium et S.agona-S.derby).

Vingt trois sérotypes parmi les trentes, isolés lors de cette étude, figurent dans la liste dressée par LE MINOR *et al.* (1985) des sérotypes les plus fréquemment isolés chez l'homme, chez les animaux, dans les eaux et produits divers en France continentale au cours des quatre années 1980-1983.

Le sérotype S.typhimurium a été très faiblement représenté dans cette étude (5,7%) alors qu'il est connu pour être un des sérotypes les plus fréquemment en cause dans les affections humaines (Fig.18, 24, 25 et 26, p.118, 129 à 130). Il semble que ce sérotype, très épidémiogène, n'entraîne chez l'homme qu'un portage bref dans la majorité des cas. Il n'en est pas de même chez l'animal qui, réservoir naturel, contamine largement les effluents ruraux (LECLERC *et al.* 1970 b).

La répartition de ces sérotypes par groupes antigéniques (selon l'antigène somatique: O) montre une nette dominance du groupe B (1149/2066 soit 55,6%) suivi des groupes C (725/2066 soit 35,1%), E (148/2066 soit 7,2%), G (42/2066 soit 2%) et D (2/2066 soit 0,1%) (Fig.27 à 30, p.131-132 et Tableau XVII, p.158). Ces cinq groupes antigéniques représentent les groupes les plus fréquemment isolés en France continentale chez l'homme, chez les animaux, dans les eaux et produits divers (LE MINOR *et al.*, 1985).

La dominance du groupe B et sa présence à un taux très élevé à toutes les périodes échantillonnées est essentiellement due au grand nombre de S.paratyphi B isolées.

A l'opposé, les groupes D et G, peu fréquents, n'ont été isolés qu'une seule fois lors de cette étude. Le premier, au mois de juin, consécutif à l'augmentation de la diversité des sérotypes à la période estivale (Fig.31 i, p.137) et le second au mois d'avril suite à l'isolement de S.ibadan-S.mississippi (Fig.31 s et t, p.142).

Il apparaît clairement que 90,7% des souches de Salmonella isolées appartiennent aux deux groupes antigéniques B et C.

Les évolutions spatio-temporelles de la fréquence relative (en %) de ces différents groupes (Fig.31 a à u, p.133 à 143) montrent que seuls les groupes B et C sont fréquemment isolés dans les eaux à la sortie du troisième bassin du lagunage avec une légère prépondérance du groupe C (12 fois contre 9).

Le groupe E a été isolé que deux fois dans les eaux à la sortie du troisième bassin contre huit à l'entrée alors que le groupe D n'a jamais été isolé à la sortie du lagunage.

La répartition de l'ensemble des souches isolées par sous-espèces (selon LE MINOR *et al.*, 1983; les hybridations ADN-ADN ont démontré que les anciens sous-genres de KAUFFMANN correspondaient en fait à des sous-espèces) montre que les sérotypes de la sous-espèce I représentent 99,95% du total. En effet, durant toute la période échantillonnée une seule souche appartenant au sérotype S.II caledon (sous-espèce II) a été isolée (Tableau XIV, p.154 à 156). Ces résultats confirment ceux rapportés par LE MINOR *et al.* (1985).

III.1.3.5 Etude de l'antibiorésistance

Les résultats de l'étude sérologique nous ont incité à entreprendre des essais sur la résistance aux antibiotiques des sérotypes dominants aussi bien dans les eaux à l'entrée du lagunage que celles à sa sortie. En effet, le fait que certains sérotypes arrivent à traverser les trois bassins du lagunage sans modification apparente dans leur fréquence d'isolement aux différentes stations et la diminution de la diversité des sérotypes entre les eaux de l'entrée et celles de la sortie nous amène à se poser des questions sur le rôle éventuel que peut jouer un tel ouvrage épurateur dans la sélection de souches "résistantes" rejetées par la suite dans le milieu récepteur.

Pour réaliser cette étude, nous avons pris trente souches à l'entrée composées des six sérotypes (5 souches par sérotype) les plus fréquents (S.anatum, S.braenderup, S.hadar, S.newport, S.paratyphi B et S.typhimurium) réparties sur toute la durée de l'étude et leur équivalent à la sortie en tenant compte du temps de séjour (28 jours en été et 56 jours en hiver).

La détermination de la sensibilité des Salmonella aux antibiotiques a été réalisée par une microméthode standardisée en milieu semi-solide (galerie ATB). Les galeries ATB sont constituées par 16 groupes de deux cupules. Le premier groupe ne contient pas d'antibiotique et sert de témoin positif. Les quatorze groupes suivants contiennent chacun un antibiotique à deux concentrations différentes (c et C). Le dernier groupe, sans principe actif, laisse la possibilité d'utilisation, en cas de besoin, d'un antibiotique complémentaire au choix. La bactérie à tester est mise en suspension dans un milieu de culture et inoculée dans la galerie. Après 18 à 24 heures d'incubation, la détection d'une croissance est faite visuellement. Le résultat obtenu classe la souche en sensible, intermédiaire ou résistante. Les quatorze antibiotiques testés sont: l'ampicilline (c = 4 mg.l⁻¹ et C = 16 mg.l⁻¹), l'association amoxicilline-acide clavulanique (4-16), la mezlocilline (8-32), la cefalexine (8-32), la cefotaxime (4-32), la cefoperazone (4-32), la tobramycine (4-8), l'amikacine (8-16), la gentamicine (4-8), la netilmicine (4-8), la doxycycline (4-8), l'acide nalidixique (8-16), la pefloxacin (1-4) et l'association triméthoprime-sulfaméthoxazole (= cotrimoxazole; 2 et 8 mg.l⁻¹). Puisque l'isolement des Salmonella est fait après enrichissement dans un milieu sélectif, une seule souche par sérotype et par tube positif a été prélevée et sa résistance aux antibiotiques testée.

Sur les trente souches testées à l'entrée une seule présente une résistance intermédiaire à un seul

antibiotique (cefalexine). Les autres sont toutes sensibles au quatorze antibiotiques testés. A la sortie, toutes les souches sont sensibles aux quatorze antibiotiques (Fig.32).

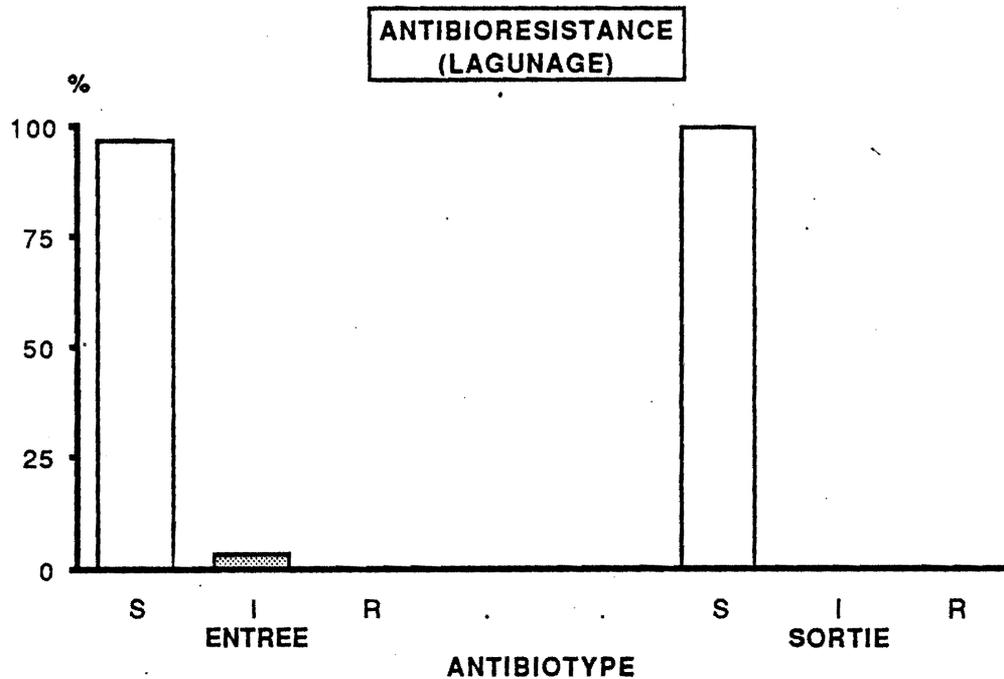


Figure 32 : Evolution du profil de résistance aux antibiotiques des sérotypes dominants de Salmonella à l'entrée et à la sortie du lagunage de Mèze. (S): sensible, (I): intermédiaire, (R): résistante

Ces résultats montrent qu'au niveau du lagunage il n'y a aucune acquisition de facteurs résistance aux antibiotiques des Salmonella ni une sélection de souches résistantes. Le fait que certains sérotypes traversent les trois bassins du lagunage sans que leur fréquence d'isolement soit modifiée est certainement dû à un mauvais fonctionnement temporaire de ce procédé du fait de l'absence des facteurs biotiques et abiotiques qui influent sur la survie des Salmonella.

III.1.4 Conclusion

Lors de cette étude, sur l'efficacité épuratoire d'un procédé de traitement des eaux usées urbaines par lagunage, vis-à-vis de la pollution bactériologique, évaluée par les bactéries témoins de contamination fécale (coliformes fécaux) et pathogènes (Salmonella), nous avons mis en évidence une évolution cyclique saisonnière des abondances des coliformes fécaux dans les eaux de sortie du troisième bassin qui se traduit par des minima d'abondance en été et des maxima d'abondance en hiver. Cette évolution, déterminée essentiellement par les effets directs du rayonnement solaire et la

biomasse phytoplanctonique (chlorophylle a) aboutit à une rythmicité saisonnière du rendement épuratoire de cet ouvrage qui présente une efficacité maximale vis-à-vis des coliformes fécaux à la période estivale et moins bonne à la période hivernale. Ce meilleur fonctionnement du lagunage en été a été déjà signalé par certains auteurs (PARHAD, 1976; JOHNSON *et al.*, 1979; SLANETZ *et al.*, 1981) dans des pays à climat chaud et à forte intensité d'ensoleillement.

A l'opposé des coliformes fécaux, les évolutions des abondances des Salmonella dans l'effluent de sortie du lagunage ne suivent pas un rythme saisonnier. Il semble que les facteurs de contrôle de leur abondance ne sont pas principalement liés à la climatologie mais plutôt à la qualité de l'effluent (concentration en matières organiques, action des sels minéraux et métaux lourds, antagonismes bactériens et la prédation). En effet, les salmonella ont été isolées à la sortie du troisième bassin (L8) au mois de juillet 1985 et juin 1986 et le lagunage a présenté une efficacité épuratoire de 100% aussi bien en hiver, au printemps qu'en été. Les influences de la charge organique et de la charge microbienne sur la survie des Salmonella, dans un bassin de lagunage expérimental, ont été démontrées par WALKER *et al.* (1977). La charge organique favoriserait leur survie alors que la charge microbienne lorsqu'elle correspond à une flore indigène contribue activement à leur élimination.

L'efficacité d'épuration à travers les trois bassins du lagunage est en général meilleure vis-à-vis des coliformes fécaux que vis-à-vis des salmonella. Cette différence de survie a été rapportée dans les travaux de COETZEE & FOURIE (1964) et WALKER *et al.* (1977) et pourrait correspondre aux différences de résistance de ces deux groupes bactériens aux effets des facteurs environnementaux présents dans les eaux de ces trois bassins.

Les pourcentages d'épuration obtenus, aussi bien pour les coliformes fécaux (meilleure épuration des eaux usées en période estivale où le temps de séjour est minimal) que pour les Salmonella (efficacité maximale indépendamment de la saison), montrent la faible contribution du temps de séjour, par rapport aux facteurs environnementaux, sur l'élimination de ces deux groupes bactériens. Ce fait a été signalé par plusieurs auteurs (JOSHI *et al.*, 1973; PARHAD & RAO, 1976; YANEZ, 1980; TROUSSELLIER, 1987).

La recherche de corrélation calculée statistiquement (coefficient de corrélation de SPEARMAN: Rho) entre les évolutions d'abondance des coliformes fécaux et des Salmonella, dans les eaux du lagunage aux différentes stations, s'est avérée négative. Bien que des corrélations calculées statistiquement n'existent pas, il a été recherché, tout de même, si les valeurs des abondances des coliformes fécaux peuvent avoir un sens "prédictif" sur les abondances simultanées des Salmonella. Pour mettre en évidence cette "relation prédictive" il a été créé des classes d'abondance pour les Salmonella. Ainsi à partir des données recueillies sur l'ensemble des prélèvements aux quatre stations implantées dans les trois bassins du lagunage une relation paraît exister entre les abondances de ces deux groupes bactériens. Pour une concentration en coliformes fécaux inférieure à 10^3 cellules.100

ml⁻¹ aucune Salmonella n'a été mise en évidence. Alors que pour des concentrations supérieures à 10⁶ C.F.100 ml⁻¹ les Salmonella sont toujours présentes à un niveau d'abondance compris entre 9,1 et 920 S.l⁻¹.

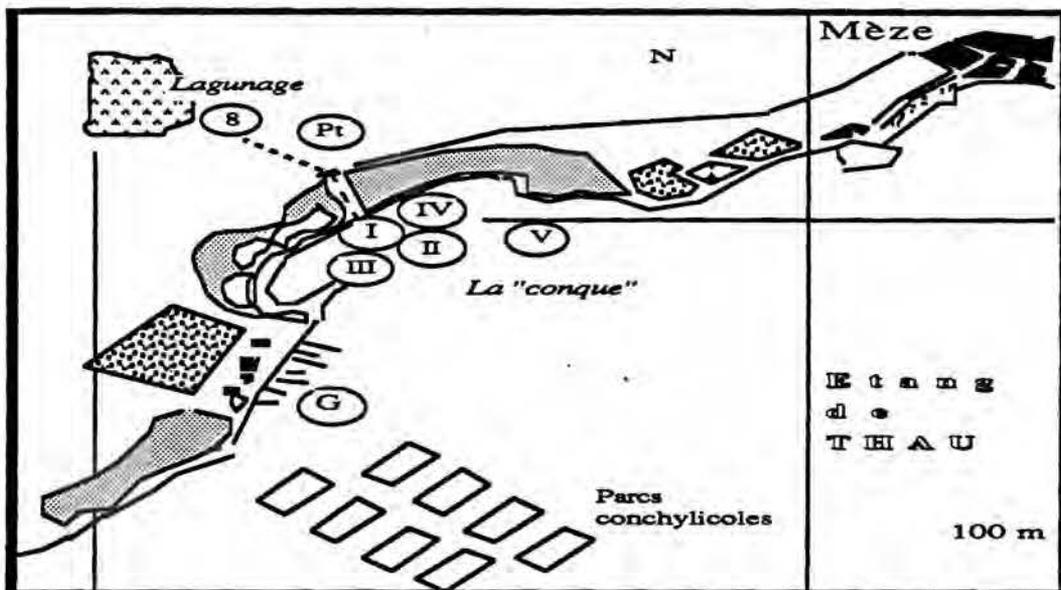
L'étude sérologique des Salmonella isolées (2066 au total) aux différentes stations du lagunage montre une nette dominance du sérotype S.paratyphi B, du groupe antigénique B et de la sous-espèce I. La diversité optimale des sérotypes, au niveau de l'entrée du premier bassin, a été obtenue à la période estivo-automnale. Cette augmentation de la diversité peut être expliquée par l'accroissement de la population de la commune de Mèze en été consécutif à l'arrivée des estivants. Cette augmentation estivo-automnale de la diversité est conservée à la sortie des bassins un et deux, mais de faible amplitude, alors qu'elle diminue de manière importante dans les eaux au niveau de la sortie du troisième bassin. Cette diminution est certainement due à la sensibilité variable des différents sérotypes de Salmonella aux effets des facteurs biotiques et abiotiques présents dans les eaux des trois bassins de stabilisation du lagunage. Seuls les sérotypes "résistants" formerait alors la population de Salmonella en sortie du lagunage (14 sérotypes sur 30 au total).

L'étude de la résistance aux antibiotiques, des sérotypes dominants aussi bien dans les eaux de l'entrée du lagunage que celles à sa sortie, montre qu'il n'y a aucune acquisition de résistance aux antibiotiques des Salmonella et qu'apparemment le lagunage ne procède pas à une sélection de souches résistantes.

III.2 Impact sanitaire de l'effluent épuré sur le milieu récepteur: Etang de Thau

III.2.1 Introduction

Les eaux usées épurées issues du troisième bassin du lagunage de Mèze sont acheminées, par un petit chenal de formation naturelle de 360 mètres environ, de un à deux mètres de large et de 0,5 mètre de profondeur en moyenne, à une crique de la frange nord du bassin de Thau dénommée "conque".



Positionnement des stations échantillonnées au niveau de la zone de rejet des eaux épurées du lagunage dans l'étang de Thau.

Sa superficie est d'environ 120 hectares et la profondeur d'eau y est d'autant plus variables que l'on est proche de la côte. A l'exutoire du chenal, station intermédiaire entre le point de sortie des eaux usées épurées du troisième bassin du lagunage et le point de rejet dans l'étang, au niveau de la station I, les hauteurs d'eau minimum et maximum enregistrées sur deux ans de mesure sont respectivement de 0,01 mètre et 0,30 mètre. A l'ouverture de la crique sur le grand étang les hauteurs d'eau sont comprises entre 0,7 et 1,2 mètre. Quatre stations (I, III, IV et V) situées dans la zone d'influence du rejet des eaux épurées du lagunage et une en dehors (G), constituant la station témoin, ont fait l'objet d'un suivi de 23 périodes d'environ 28 jours d'octobre 1984 à juin 1986.

III.2.2 Résultats et discussion

III.2.2.1 Evolutions spatio-temporelles des abondances des coliformes fécaux

Les évolutions des abondances des coliformes fécaux dans les eaux, au niveau des Stations L9 (Pont) et I (Fig.34 et 35 et Tableaux XIX et XX, p.159-160) présentent les mêmes évolutions cycliques saisonnières que celles observées dans les eaux à la sortie du troisième bassin du lagunage qui se traduisent par des abondances maximales des coliformes fécaux à la saison hivernale et minimales à la saison estivale (Fig.33 et Tableau XVIII, p.159).

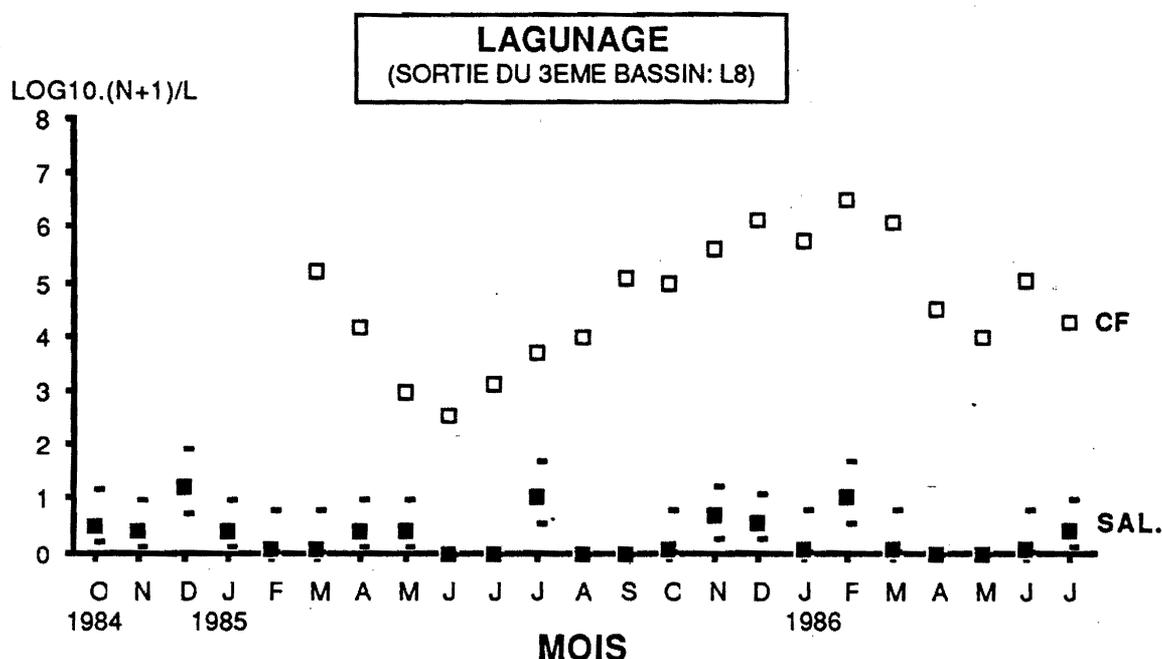


Figure 33 : Evolutions spatio-temporelles des abondances des coliformes fécaux et Salmonella dans les eaux à la sortie du troisième bassin du lagunage de Mèze.

L'aspect cyclique des évolutions des abondances des coliformes fécaux se retrouve au niveau des stations III, IV et V mais de plus faible ampleur du fait de la dilution des eaux du rejet par les eaux de l'étang (Fig.36 à 38 et Tableaux XXI à XXIII, p.160-161).

Au niveau de la station G (station témoin, en dehors de la zone d'influence du rejet) l'allure très éparpillée de l'évolution des abondances des coliformes fécaux et leur faible concentration, par rapport à la station V située face au rejet, indique une contamination d'ordre accidentelle de cette station plutôt qu'un apport polluant permanent (Fig.39 et Tableau XXIV, p.162).

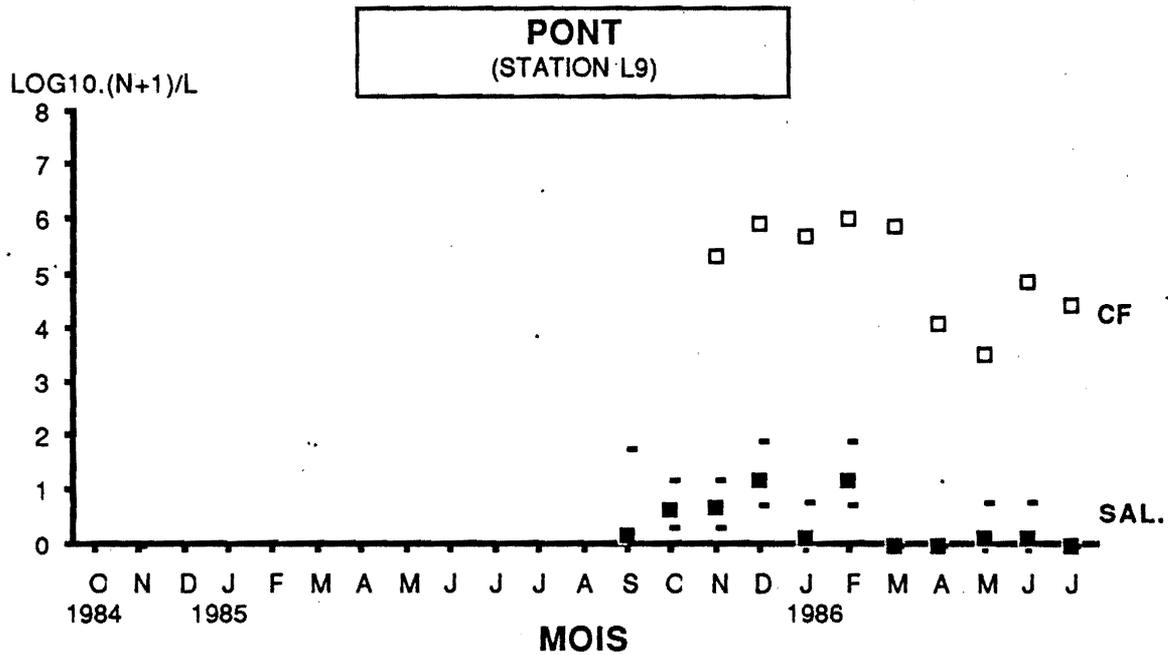


Figure 34 : Evolutions spatio-temporelles des abondances des coliformes fécaux et Salmonella dans les eaux du chenal, station intermédiaire entre la station L8 et station I.

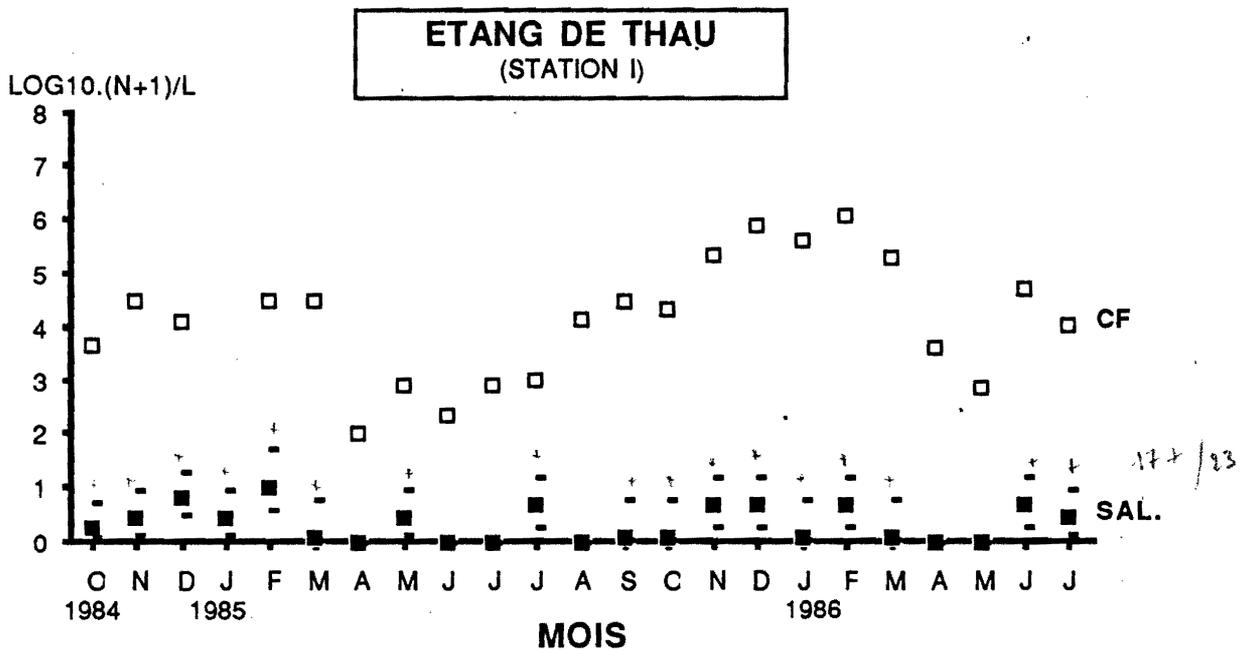


Figure 35 : Evolutions spatio-temporelles des abondances des coliformes fécaux et Salmonella dans les eaux de l'étang de Thau au point de rejet des eaux usées épurées du lagunage de Mèze.

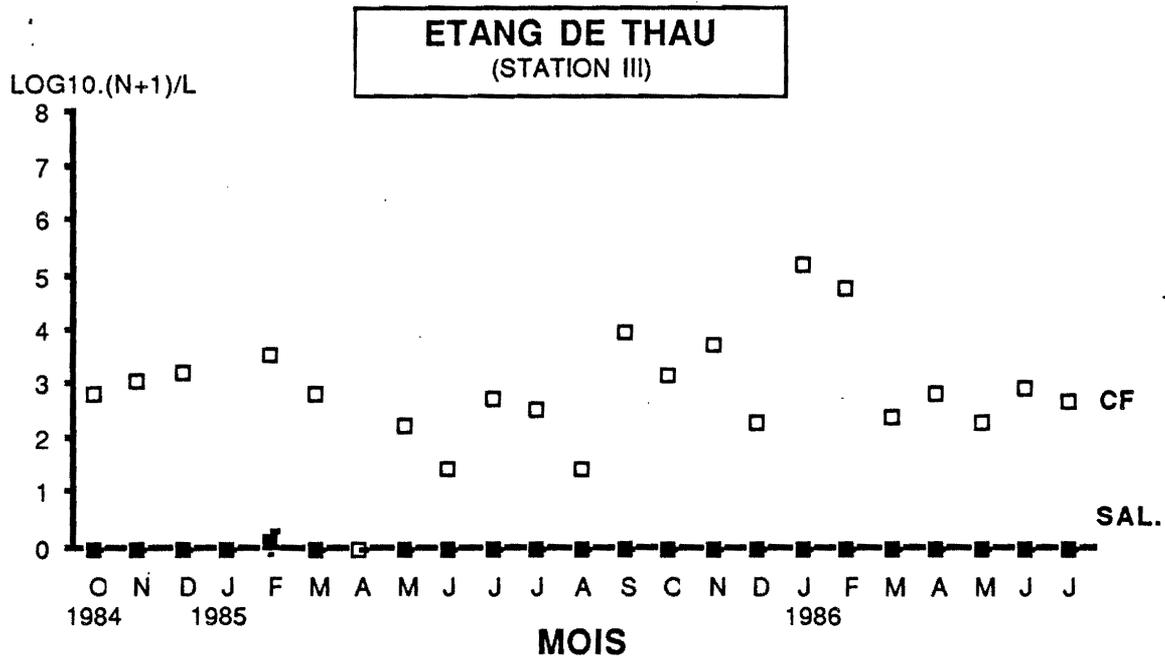


Figure 36 : Evolutions spatio-temporelles des abondances des coliformes fécaux et Salmonella dans les eaux de l'étang au niveau de la station III.

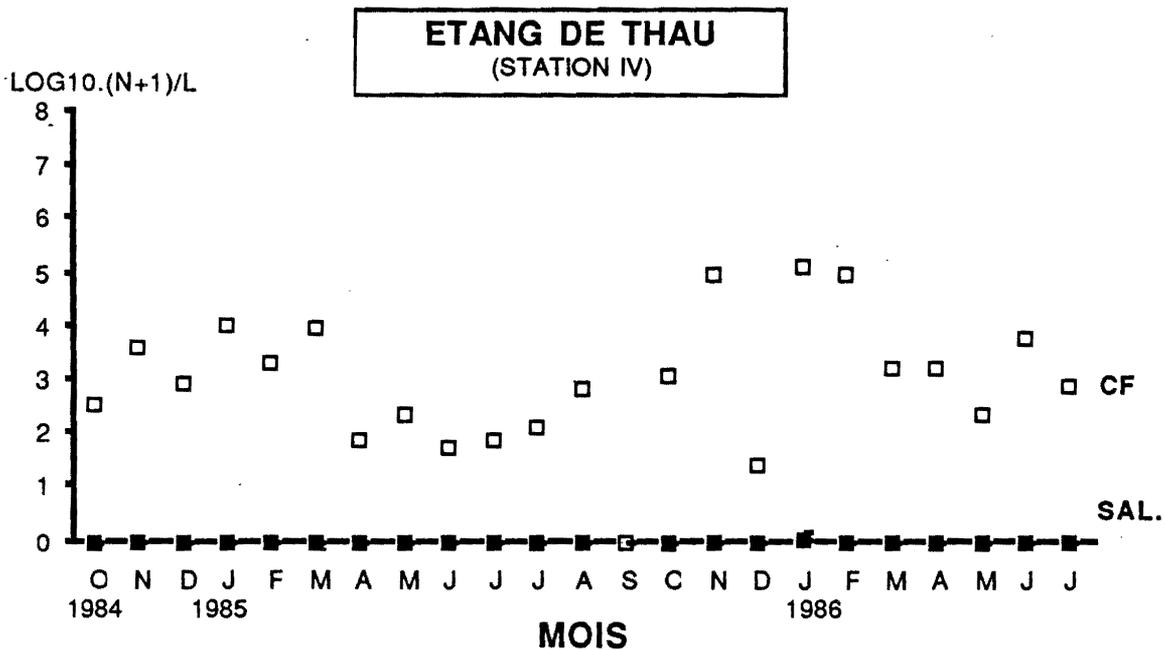


Figure 37 : Evolutions spatio-temporelles des abondances des coliformes fécaux et Salmonella dans les eaux de l'étang de Thau au niveau de la station IV.

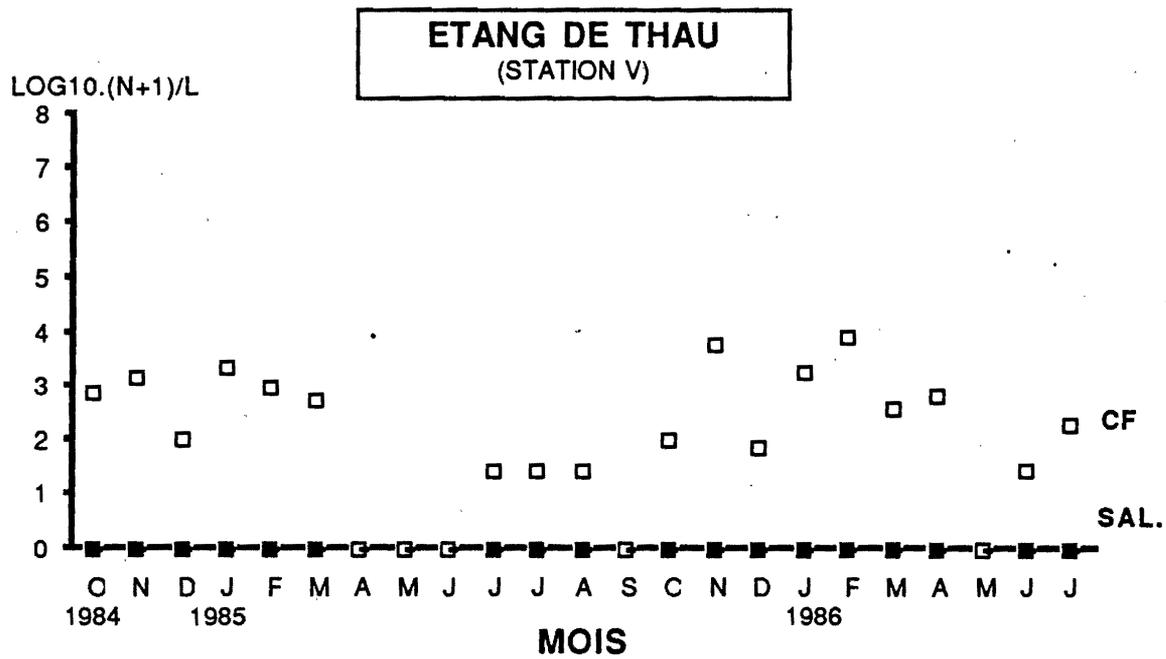


Figure 38 : Evolutions spatio-temporelles des abondances des coliformes fécaux et Salmonella dans les eaux de l'étang de Thau au niveau de la station V.

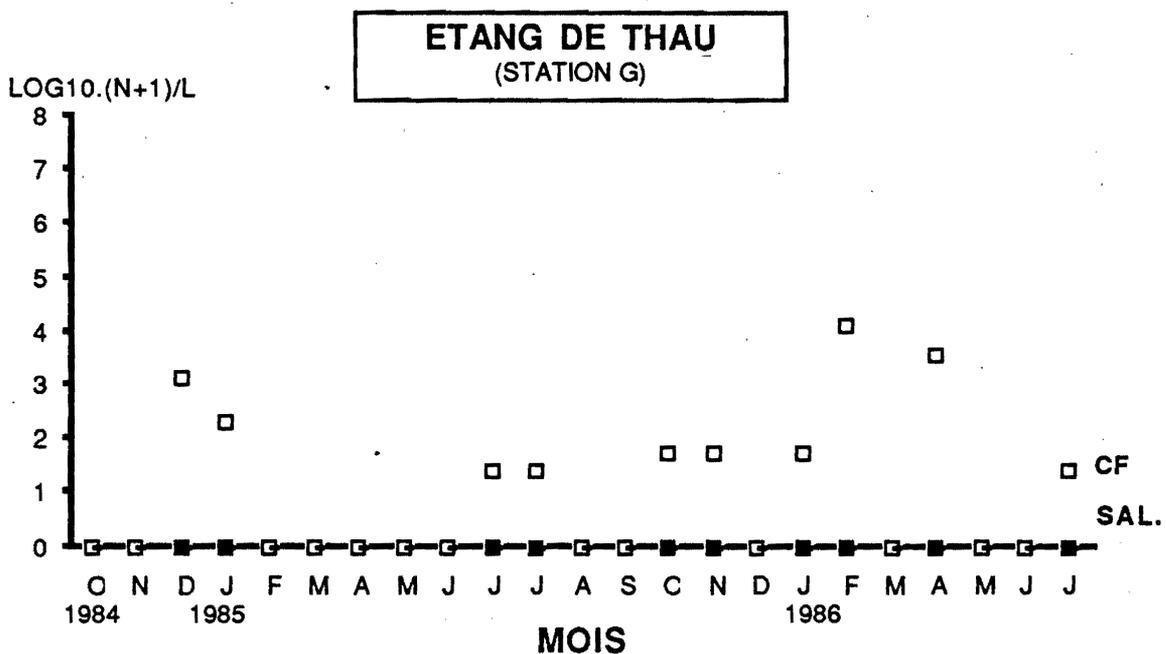


Figure 39 : Evolutions spatio-temporelles des abondances des coliformes fécaux et Salmonella dans les eaux de l'étang de Thau au niveau de la station G.

Le maintien d'une allure cyclique des abondances des coliformes fécaux au niveau des stations I, III, IV et V, soumises à l'influence du rejet des eaux épurées du lagunage, identique à celle dans les eaux à la sortie du troisième bassin, alors que des changements physico-chimiques et biologiques (augmentation considérable de la salinité, diminution de la concentration de la matière organique du fait de la dilution, etc.) ont eu lieu, nous amène à penser que les facteurs qui la régissent sont soit, les mêmes et seuls facteurs qui opèrent dans les eaux de sortie du troisième bassin ou que ces facteurs supplémentaires agissent en phase avec ceux présents dans les eaux du troisième bassin et leurs effets, dans ce cas, s'additionnent.

III.2.2.2 *Evolutions spatio-temporelles des abondances des Salmonella*

Comme pour les coliformes fécaux, les évolutions spatio-temporelles des Salmonella dans les eaux au niveau des stations L9 et I conservent la même allure que celle dans les eaux à la sortie du troisième bassin (Fig.34 et 35 et Tableaux XXV et XXVII, p.163-164).

Au niveau des eaux des stations III et IV, à l'exception des mois de février 1985 (station III) et janvier 1986 (station IV), les Salmonella n'ont jamais été isolées même dans un échantillon d'eau de 5 litres (Fig.36 et 37 et Tableau XXVIII, p.164).

Au niveau des stations V et G, les Salmonella n'ont jamais été isolées, même dans un échantillon d'eau de 10 litres (Fig.38 et 39 et Tableau XXIX, p.165).

Comme pour les coliformes fécaux, au niveau des eaux de la station I, il semble que les effets des changements physico-chimiques et biologiques consécutifs au mélange des eaux épurées de la sortie du lagunage avec celles de l'étang sur les évolutions spatio-temporelles des Salmonella sont soit négligeables devant ceux qui les régissent dans les eaux à la sortie du troisième bassin ou, au contraire, sont en phase et leurs effets s'ajoutent.

Les phénomènes de la dilution des eaux épurées par les eaux de l'étang sont parmi les facteurs qui influent sur les évolutions temporelles des Salmonella dans les eaux des stations III et IV et à plus forte mesure à la station V. En effet, compte tenu de la faible concentration en Salmonella des eaux rejetées dans les eaux de l'étang, qui n'excède jamais plus de 16 Salmonella.l⁻¹, la présence de cette bactérie pathogène dans les eaux de ces stations est tributaire des conditions climatiques exceptionnelles (vents très forts soufflant dans leur direction, modification du sens de la courantologie par un développement important d'ulves, etc.) qui entraînent un faible brassage des eaux.

L'absence des Salmonella dans les eaux de la station (G), située en dehors de la zone d'influence du rejet, confirme son rôle de station témoin.

III.2.2.3 Relations entre les abondances des Salmonella et celle des coliformes fécaux

Comme les concentrations maximales des Salmonella dans les différentes stations implantées dans la crique n'ont jamais excédé plus de 9,2 cellules.l⁻¹ nous n'avons pas gardé les mêmes classes d'abondance que celles établies lors de l'étude au niveau des eaux des différentes stations du lagunage. Les nouvelles classes d'abondance sont définies de la manière suivante: classe 0: absence; classe 1: 0,1 à 3 Salmonella.l⁻¹ et classe 2: 3,1 à 9,2 S.l⁻¹.

Dans 93,8% des échantillons d'eau de l'étang contenant une concentration en coliformes fécaux inférieure ou égale à 10³ cellules.100 ml⁻¹ aucune Salmonella n'a été mise en évidence. Parmi les 6,2% qui restent, 4,6% contiennent entre 0,1 et 3 Salmonella.l⁻¹ et seulement 1,6% contiennent une concentration comprise entre 3,1 et 9,2 S.l⁻¹ (Fig.40).

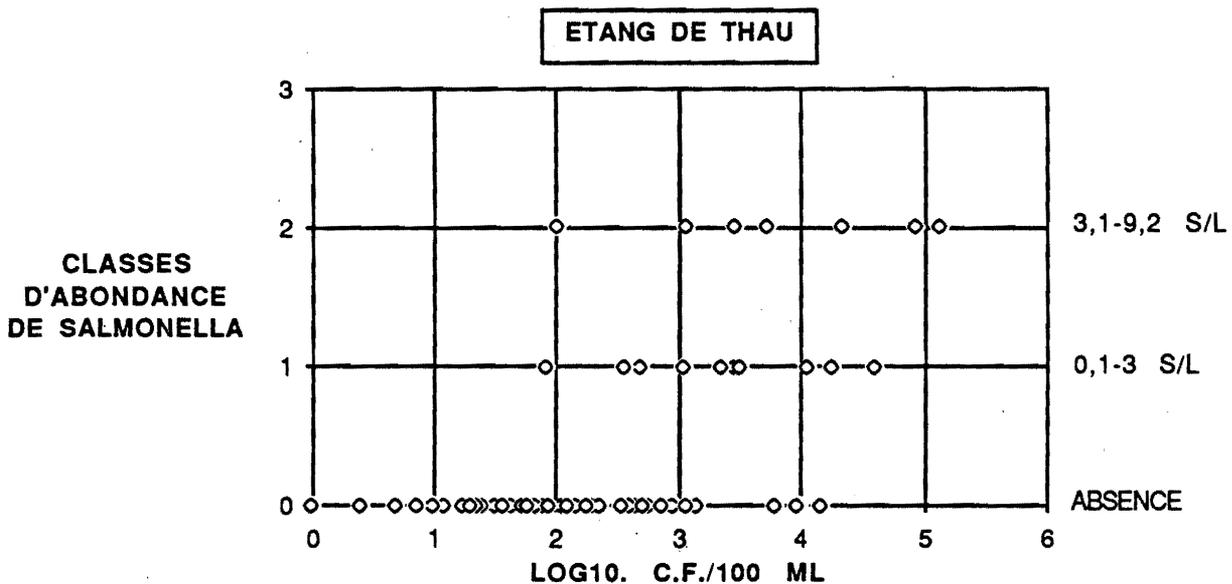


Figure 40 : Relations entre les abondances des coliformes fécaux et celles des Salmonella mesurées dans les eaux de l'étang de Thau aux différentes stations.

Pour une concentration des eaux en coliformes fécaux comprise entre 10³ et 10⁵ cellules.100 ml⁻¹, 72,2% renferment des Salmonella. 44,4% de ces échantillons contiennent entre 0,1 et 3 Salmonella.l⁻¹ et 27,8% entre 3,1 et 9,2 S.l⁻¹. Seuls 27,8% des échantillons ne renferment aucune Salmonella.

Pour des valeurs d'abondance en coliformes fécaux des eaux de l'étang excédant 10⁵ cellules.100 ml⁻¹ la présence des Salmonella est systématique. Leur concentration est alors maximale et comprise

entre 3,1 et 9,2 S.l⁻¹.

III.2.2.4 Etude sérologique des *Salmonella*

Lors de l'étude de l'impact de la pollution bactériologique, en terme des *Salmonella*, des eaux usées épurées rejetées par le lagunage de Mèze sur l'étang de Thau nous avons isolé 621 *Salmonella* réparties en 22 sérotypes (Tableau XXX, p.166). Les sérotypes les plus fréquents sont *S.paratyphi B* (148/621 soit 23,8%), *S.braenderup* (109/621 soit 17,5%), *S.typhimurium* (86/621 soit 13,8%), *S.bovismorbificans* (63/621 soit 10,1%) et *S.newport* (54/621 soit 8,7%).

Nous retrouvons la même dominance en sérotypes et la même distribution temporelle dans les eaux du chenal (station L9) et de l'étang (Fig.41 à 44, p.144-145) que celles observées lors de l'étude dans les eaux du lagunage.

La diversité et la régularité des sérotypes sont maximales en automne (Fig.45 et 46 et Tableau XXXI, p.167).

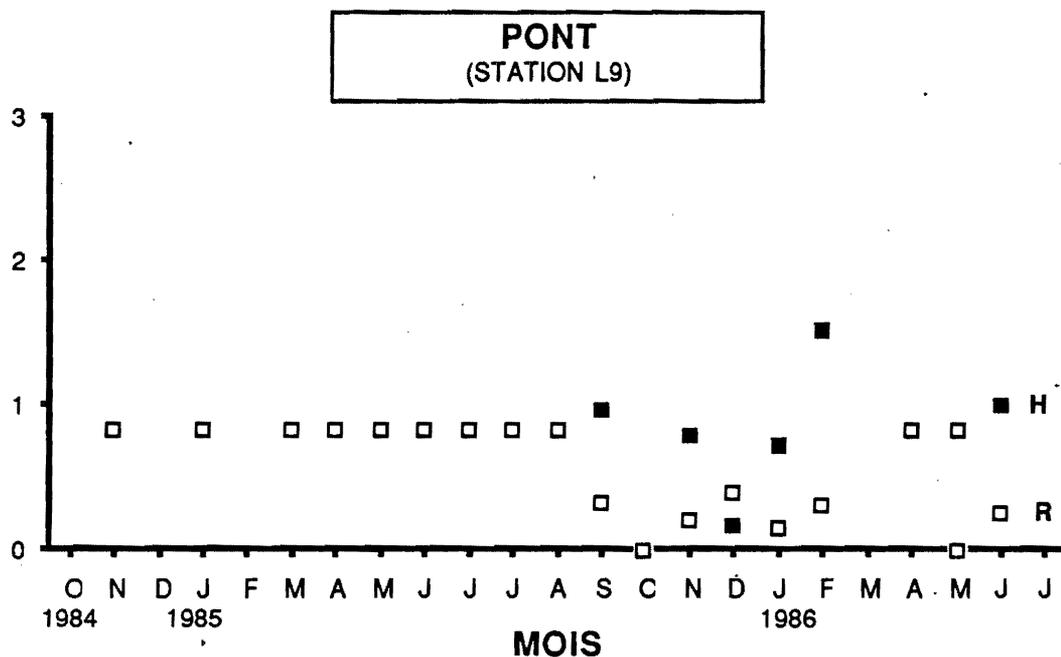


Figure 45 : Evolutions spatio-temporelles des indices de structure (diversité de Shannon: H et régularité: R) au nivea du chenal (L9).

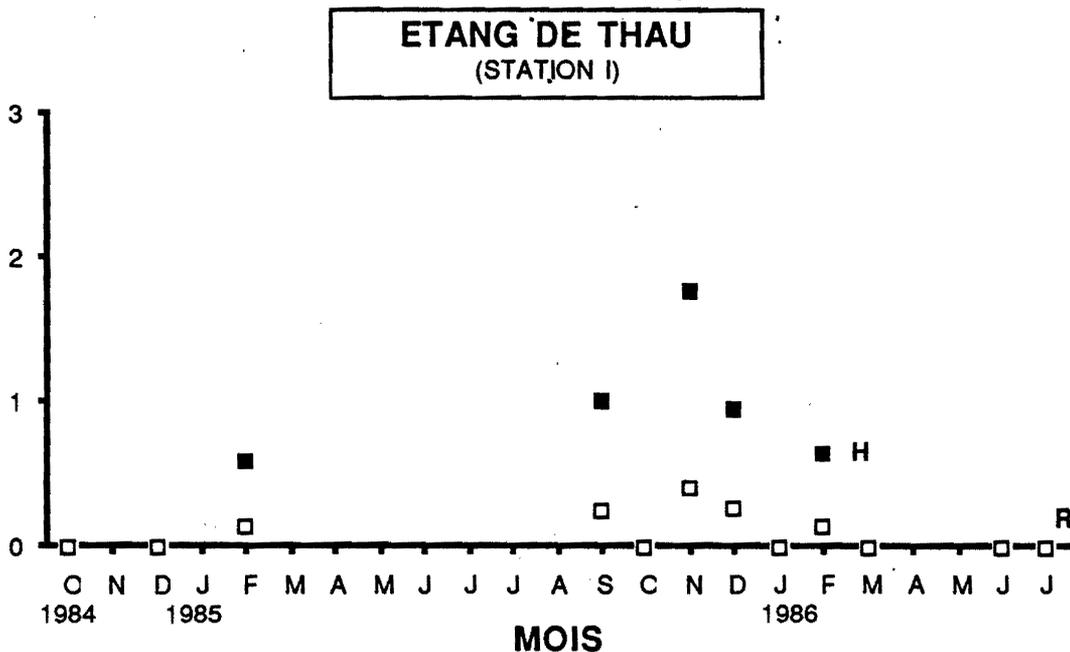


Figure 46 : Evolutions spatio-temporelles des indices de structure (diversité de Shannon: H et régularité: R) dans les eaux de l'étang de Thau au niveau de la station I.

La répartition du nombre total de souches isolées par groupes antigéniques (selon leur antigène somatique O) montre une légère dominance du groupe B (289/621 soit 46,5%) par rapport au groupe C (269/621 soit 43,3%) et aux autres groupes D (36/621 soit 5,8%) et E (27/621 soit 4,3%) et l'absence du groupe G (Fig.47 à 50, p.146-147 et Tableaux XXXII, p.168). Par ailleurs, il faut noter que les groupes B et C, comme au niveau des eaux du lagunage, représentent à eux seuls 89,7% des souches totales isolées. L'ensemble des sérotypes (22 au total) isolés appartiennent à la sous-espèce I.

III.2.2.5 Etude de l'antibiorésistance des *Salmonella*

La résistance aux antibiotiques des sérotypes rencontrés dans les eaux de l'étang lors de cette étude a été entreprise afin de déterminer si les changements dans la composition des eaux, consécutifs aux mélanges des eaux usées épurées de la sortie du troisième bassin du lagunage avec celles de l'étang, entraînaient une sélection de souches résistantes aux antibiotiques.

Le protocole expérimental suivi est identique à celui pratiqué lors de l'étude sur le lagunage. Quatre stations, où des *Salmonella* ont été isolées, ont fait l'objet de cette étude: la station L9 (chenal ou pont), station intermédiaire entre le point de sortie des eaux usées épurées du troisième bassin du lagunage et le point de rejet dans l'étang (station I), la station I et les stations III et IV.

Au niveau de la station L9, trente deux souches représentant les treize sérotypes isolés au cours de

cette étude et à cette station ont été prélevées en respectant leur ordre de fréquence spatio-temporelle. L'analyse de leur profil de sensibilité aux antibiotiques montre une nette dominance des souches sensibles au quatorze antibiotiques testés (27/32 soit 84,4%). Seules 9,4% (3/32) des souches testées présentent une résistance intermédiaire à un seul antibiotique (doxycycline ou tobramycine) et 6,2% (2/32) une résistance à un seul antibiotique (doxycycline ou tobramycine) (Fig.51).

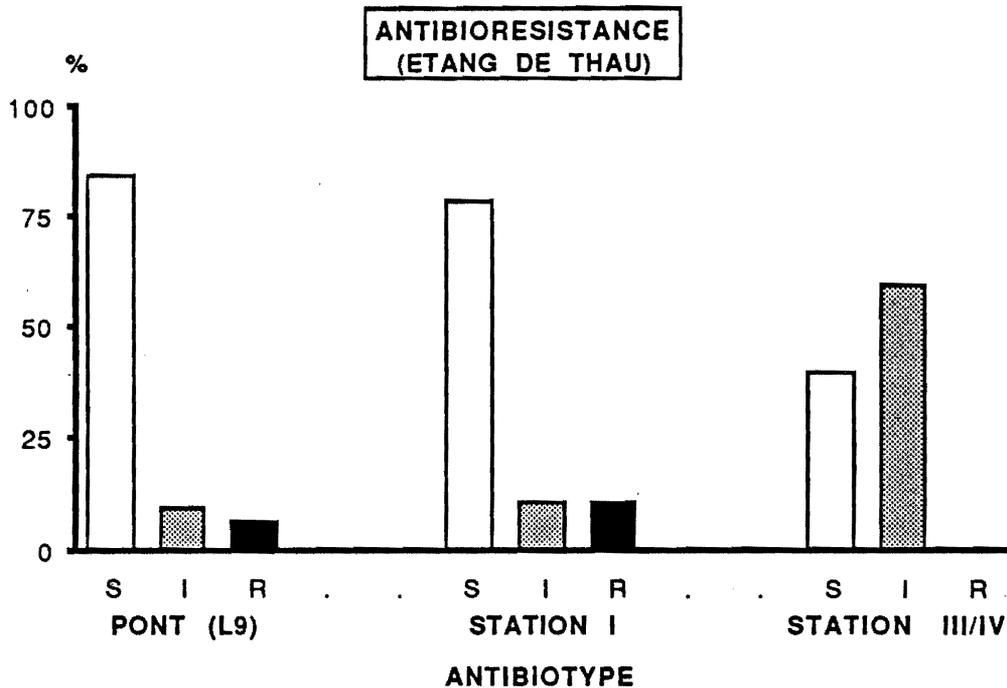


Figure 51 : Evolutions du profil de résistance aux antibiotiques des sérotypes dominants de Salmonella dans les eaux du chenal et de l'étang de Thau. (S): sensible, (I): intermédiaire, (R): résistante

A la station I, vingt huit souches composées des treize sérotypes isolés à cette station, ont été prélevées proportionnellement à leur fréquence d'apparition. Les résultats obtenus sont, à peu près, identiques à ceux observés à la station L9 avec une dominance très nette des souches sensibles à tous les antibiotiques testés (22/28 soit 78,6%). Sur les six souches restantes: trois présentent une résistance intermédiaire à un (tobramycine) ou deux antibiotiques (tobramycine et amikacine) et les trois autres une résistance à un (tobramycine), deux (tobramycine et amikacine) ou trois antibiotiques (ampicilline, cefalexine et acide clavulanique) (Fig.51).

Au niveau des stations III et IV, comme les Salmonella n'ont été isolées qu'à deux périodes, seules cinq souches ont été testées vis-à-vis de leur résistance aux quatorze antibiotiques. Trois ont présenté une résistance intermédiaire à un seul antibiotique (tobramycine) et les deux autres une

sensibilité à tous les antibiotiques (Fig.51).

L'étude de la résistance aux antibiotiques des Salmonella rejetées dans les eaux de l'étang de Thau montre que, comme pour le lagunage, la majorité des souches sont sensibles à tous les antibiotiques testés.

III.2.2.6 *Approche expérimentale en enceintes à perméabilité sélective du comportement d'Escherichia coli et de Salmonella typhimurium dans une eau saumâtre*

A. Introduction

Pour des raisons liées, à la représentativité de l'échantillonnage des populations bactériennes étudiées dans un milieu aquatique constitué par des mélanges d'eaux de nature différente (taux de dilution, problèmes hydrauliques, conditions climatiques, etc.), à l'impossibilité de suivre leurs évolutions dans une même masse d'eau au cours du temps ou dans l'espace (temps de contact réel avec l'eau de l'étang) et afin de connaître le devenir de ces bactéries entériques (Escherichia coli et Salmonella) déversées par le lagunage dans un étang saumâtre et l'impact sanitaire réel d'un tel rejet des expériences en enceintes à perméabilité sélective (pour limiter les effets de confinement) ont été entreprises.

Comme le devenir de la pollution fécale et les risques sanitaires réels ou potentiels qui y sont associés sont généralement appréciés par la seule recherche des témoins de contamination fécale (coliformes fécaux) dont Escherichia coli est l'espèce dominante il a été comparé sa survie à celle de Salmonella typhimurium (sérotipe souvent à l'origine d'intoxications alimentaires diverses) face à un gradient de pressions environnementales (stress salin seul ou combiné à d'autres facteurs biotiques et abiotiques).

B. Description des enceintes de diffusion à membranes filtrantes

La conception et la réalisation des enceintes et du dispositif expérimental reviennent à TROUSSELLIER. Tous les détails se trouvent exposés dans sa thèse de doctorat d'état (1987).

Les enceintes sont des parallélépipèdes (310 x 215 x 110 mm) réalisés en plexiglas de 5 mm d'épaisseur sur les côtés desquels sont collés des portes-filtres en P.V.C. de 25 mm de diamètre (20 au total).

L'étanchéité est testée sous pression en remplissant les enceintes et éventuellement achevée à l'aide de joints silicone. La stérilisation des enceintes est obtenue par une première immersion de trois heures dans un bain stérilisant (eau de javel diluée au 1/10^o), suivi, après rinçage, d'une vaporisation

d'acide peracétique maintenu en contact pendant trois heures, enfin, après rinçage jusqu'à l'élimination de peroxydes, d'une stérilisation par action de rayonnements ultraviolets pendant douze heures.

Les filtres (Millipores 0,22 μm) sont placés stérilement sur les portes-filtres. Le choix de la porosité repose sur le fait qu'après expérimentation ces membranes filtrantes assurent un pouvoir de rétention des bactéries plus important que celles ayant une porosité de 0,45 μm . Elles ont été préférées à leur équivalent Nucléopore car, à porosité égale, elles présentent *a priori* une surface d'échange supérieure. Si les membranes de porosité 0,22 μm , ne permettent pas, de par leur porosité, un échange optimum des éléments dissous de part et d'autre de l'enceinte, elles autorisent cependant (1) un équilibre de la concentration en sels minéraux dissous, (2) un passage des nutriments organiques, de façon à peu près comparable, à celui que fournirait des membranes de 0,45 μm . Le volume relativement important des enceintes (6 litres) et la faible distance séparant les filtres de deux faces opposées doivent également contribuer à limiter les effets du confinement.

C. Description du dispositif expérimental (Fig.52)

Pour réaliser cette étude, quatre enceintes ont été utilisées de la manière suivante: la première (enceinte I), destinée à servir de témoin, est remplie stérilement par six litres d'eau de sortie du troisième bassin du lagunage de la commune de Mèze (effluent) qui se déverse dans l'étang de Thau. Elle est immergée dans un bac contenant la même eau (100 litres), aérée et agitée en permanence par bullage d'air comprimé. Les trois autres enceintes sont immergées dans un bac d'eau saumâtre de l'étang de Thau (1000 litres), également aérée et agitée par bullage. Une de ces enceintes est remplie d'eau de sortie des bassins de stabilisation (enceinte II). Une autre est remplie d'un mélange d'eau saumâtre (9/10^{ème}) et d'eau de l'effluent (1/10^{ème}) (enceinte III). La dernière est remplie d'un mélange d'eau saumâtre stérilisée par filtration sur 0,22 μm et d'eau de l'effluent dans les mêmes proportions que celles de l'enceinte III (enceinte IV).

Les enceintes reçoivent ensuite, simultanément, un même inoculum d'Escherichia coli entéropathogène (Réf. O126: B16) et de Salmonella typhimurium (souche isolée des eaux de l'étang à la station I). L'ajout des ces deux bactéries est entrepris d'une part, pour compenser leur faible abondance à la période estivale dans les eaux de sortie du troisième bassin du lagunage et d'autre part pour des raisons pratiques liées à la méthode d'isolement et de quantification des Salmonella qui nécessite un enrichissement de grands volumes (lorsqu'elles sont présentes à de faibles concentrations, ce qui est souvent le cas) et donc mal adaptée à ce type d'études (la contenance maximale des enceintes est de six litres).

Ce schéma expérimental a été reconduit, au laboratoire, à différentes saisons (E_1 = juillet 1985, E_2 = octobre 1985, E_3 = février 1986 et E_4 = juillet 1986) en conservant les mêmes conditions

environnementales que celles des eaux *in situ* sans le rayonnement solaire.

Une enceinte de petit volume (deux litres) équipée des mêmes filtres Millipore de $0,22 \mu\text{m}$ de porosité a également été utilisée au cours des expériences E_2 , E_3 et E_4 pour évaluer l'effet du zooplancton sur les évolutions des abondances des bactéries étudiées. Cette enceinte (enceinte I') est remplie d'eau de la station 8 (L8) filtrée au préalable sur une membrane de porosité $5 \mu\text{m}$ (porosité déterminée après examen microscopique de la taille minimale des protozoaires présents dans ces eaux qui n'était jamais inférieure à $5 \mu\text{m}$) afin d'éliminer les prédateurs et immergée dans le bac d'eau de la station 8 qui reçoit l'enceinte I.

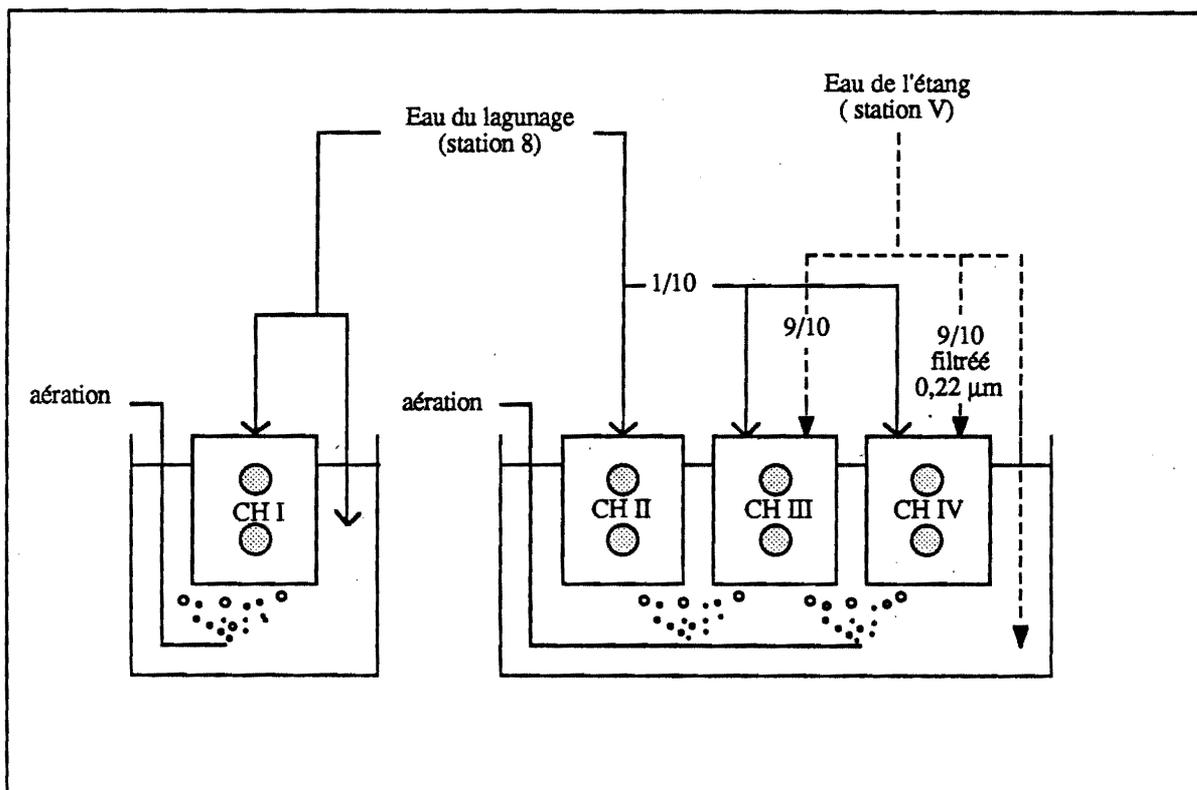


Figure 52 : Schéma du dispositif expérimental

Les eaux utilisées (eau de l'étang et effluent) sont prélevées deux heures avant le début de l'expérimentation en laboratoire et la température de ces eaux est maintenue voisine de celle des eaux *in situ* (juillet 1985: $22 < T^{\circ}\text{C} < 23$; octobre 1985: $18 < T^{\circ}\text{C} < 19$; février 1986: $8 < T^{\circ}\text{C} < 11$ et juillet 1986: $23 < T^{\circ}\text{C} < 26$).

D. Résultats et discussion

- Evolutions temporelles des abondances d'Escherichia coli et de Salmonella typhimurium dans les enceintes I et I'.

A toutes les expériences, les abondances des populations d'Escherichia coli rajoutées décroissent, au cours du temps, dans les eaux de la station L8 (Fig.53 et Tableaux XXXIII, p.169).

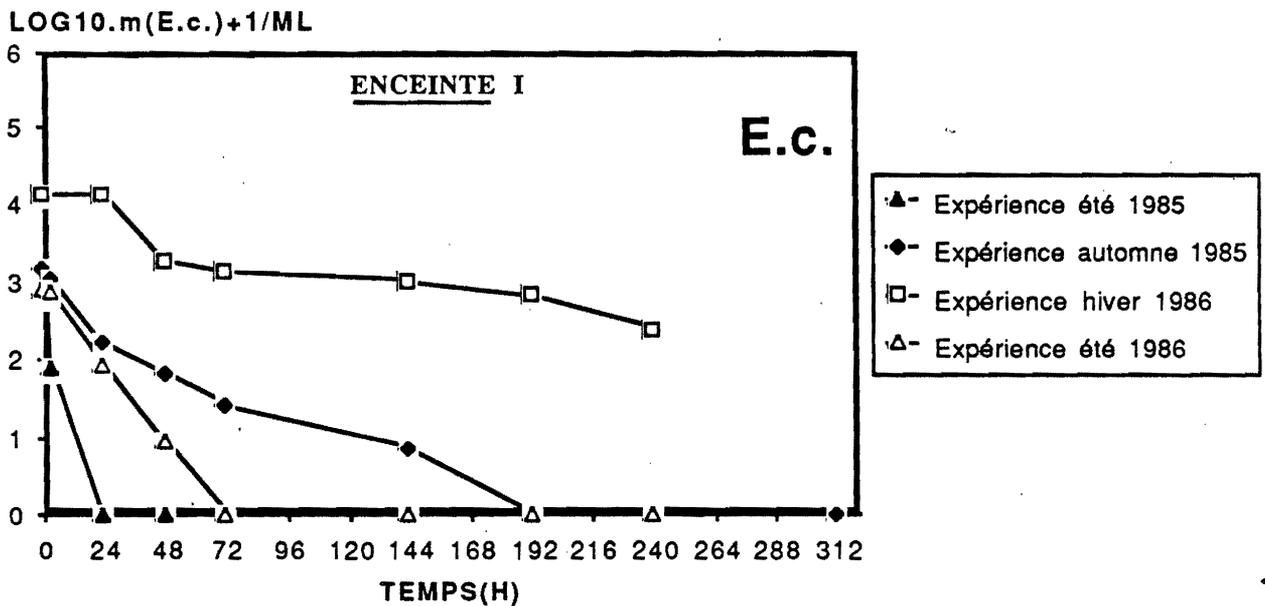


Figure 53 : Evolutions temporelles des abondances d'Escherichia coli (E.c.) dans l'enceinte témoin (enceinte I).

Cette chute progressive est plus marquée dans les expériences réalisées en été (E_1 et E_4) que celles à l'automne (E_2) et en hiver (E_3).

En effet, elles disparaissent rapidement au bout de 24 et 72 heures de temps de contact aux essais E_1 et E_4 , moins vite à l'essai E_2 (au bout de 8 jours) pour se maintenir au bout de 10 jours dans l'expérience E_3 à une concentration assez importante (2,39 unités \log_{10}).

Ces résultats confirment les évolutions temporelles des abondances des coliformes fécaux (dont Escherichia coli est l'espèce dominante) obtenus au niveau de la station L8 où les minima d'abondance sont observés en été et les maxima en hiver et des valeurs intermédiaires en automne et au printemps.

L'effet de la prédation par les protozoaires présents dans ces eaux sur les abondances d'Escherichia coli (Fig.54 et Tableaux XXXIV, p.170) est très net aux expériences E_2 et E_4 . A

l'exception de l'essai E3, l'évolution des abondances d'Escherichia coli est modifiée et sa survie est nettement prolongée après suppression des prédateurs.

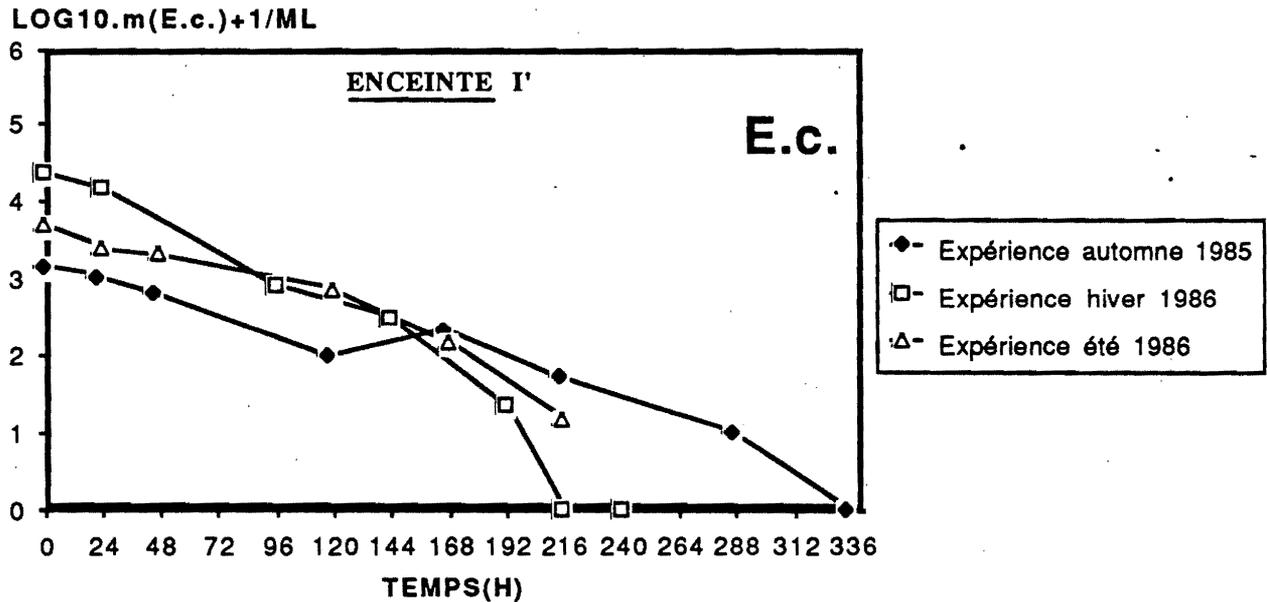


Figure 54 : Evolutions temporelles des abondances d'Escherichia coli (E.c.) dans l'enceinte où les prédateurs ont été supprimés par filtration (enceinte I').

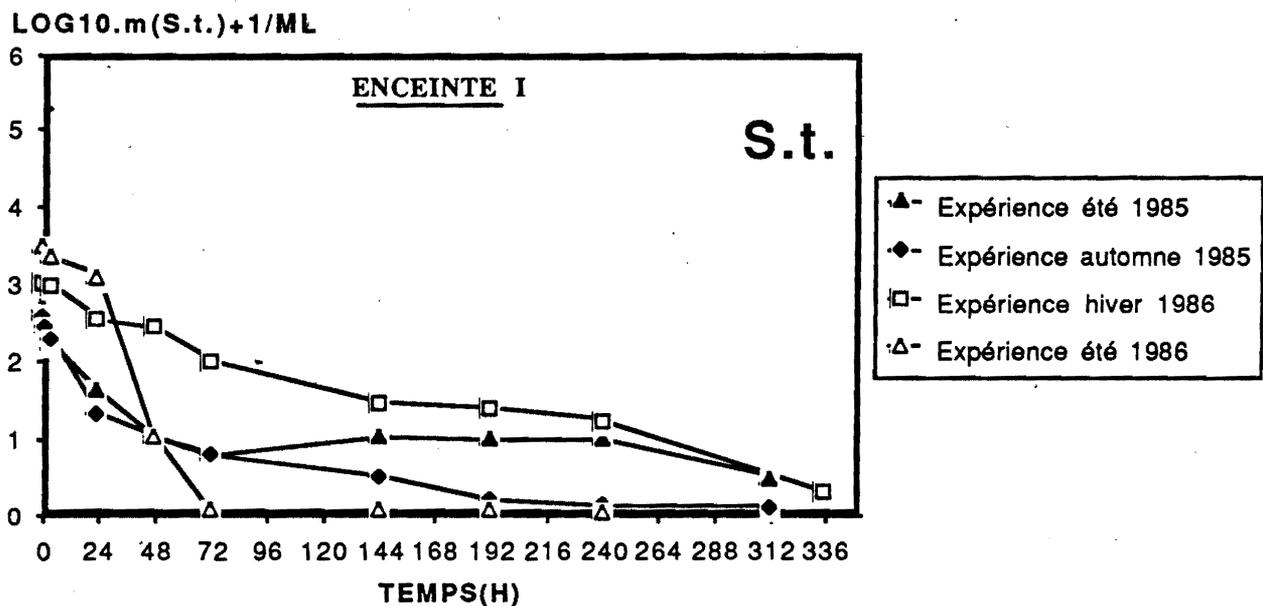


Figure 55 : Evolutions temporelles des abondances de Salmonella typhimurium dans l'enceinte témoin (enceinte I).

Les évolutions des abondances de Salmonella typhimurium dans l'enceinte I (Fig.55 et Tableaux XXXIII, p.169) sont extrêmement différentes de celles d'Escherichia coli. En effet, on note la

présence de S.typhimurium dans toutes les expériences, à l'exception de l'essai E₄, et son évolution ne semble pas être affectée par les rythmes saisonniers. Toutefois, la courbe de décroissance de son abondance est moins marquée en hiver qu'à l'automne et en été.

Comme pour Escherichia coli, nous retrouvons les mêmes évolutions des abondances des Salmonella, en expérimentation au laboratoire, que celles observées sur le terrain, dans les eaux de la station L8. Ces résultats confirment l'aspect non saisonnier des évolutions temporelles de ces bactéries pathogènes et leur présence dans les eaux de l'effluent de sortie du troisième bassin du lagunage quelle que soit la saison. Leur survie étant essentiellement sous la dépendance des facteurs biotiques et abiotiques non étroitement liés à la climatologie.

L'effet de la prédation par les protozoaires présents dans ces eaux sur les évolutions temporelles des abondances de Salmonella typhimurium est représenté dans la figure 56.

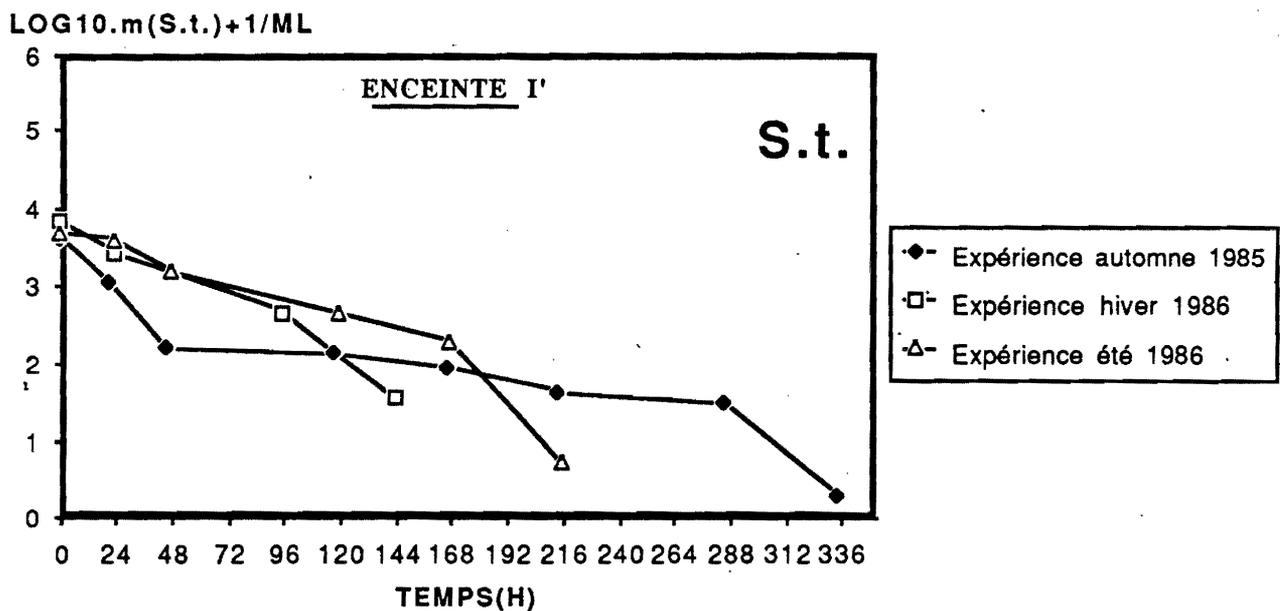


Figure 56 : Evolutions temporelles des abondances de Salmonella typhimurium dans l'enceinte où les prédateurs ont été supprimés par filtration (enceinte I').

On remarque que les évolutions temporelles des abondances de Salmonella typhimurium sont incontestablement modifiées par la suppression des protozoaires et leur survie est nettement prolongée à toutes les saisons. Ainsi, Salmonella typhimurium se maintient à toutes les expériences et sa disparition rapide dans l'enceinte I à l'essai E₄ (au bout de 72 heures de contact) n'a plus lieu après suppression des protozoaires (Fig.55 et 56).

Les résultats obtenus sur les évolutions temporelles des abondances de cette bactérie pathogène dans les deux enceintes I et I', en présence et en absence de protozoaires, confirment le rôle très important exercé par ces prédateurs bactériens sur sa mortalité.

- Evolutions temporelles des abondances d'Escherichia coli et de Salmonella typhimurium dans l'enceinte II où se produit un accroissement lent de la salinité

Face à un accroissement lent et progressif de la salinité, dans l'enceinte II, les abondances d'Escherichia coli évoluent d'une manière différente de celle observées dans l'enceinte I (Fig.57 et tableaux XXXV, p.171).

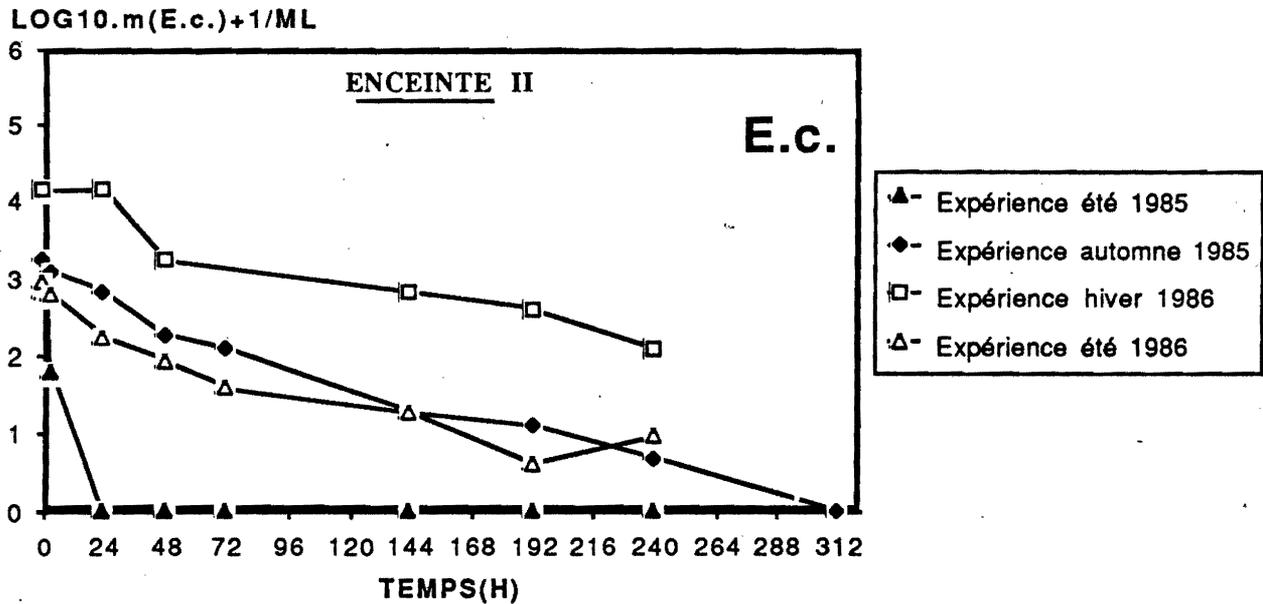


Figure 57 : Evolutions temporelles des abondances de Escherichia coli dans l'enceinte où se produit un accroissement lent et progressif de la salinité (enceinte II).

En effet, l'accroissement progressif de la salinité, consécutif à l'immersion de l'enceinte II dans le bac contenant de l'eau saumâtre de l'étang, permet une survie plus longue de cette bactérie continentale à toutes les expériences, sauf celle réalisée en été 1985.

Si on procède à une comparaison de l'allure des évolutions temporelles des abondances d'Escherichia coli obtenues dans les deux enceintes I' (= absence de protozoaires) et II, on remarque qu'elles sont, à quelques différences près, similaires. A l'exception de l'expérience E₃ (hiver 1986) où il semble que les prédateurs ne jouaient pas un rôle très important (mêmes évolutions obtenues dans les enceintes I et II), l'identité des évolutions entre ces deux enceintes (I' et II) montre que le prolongement de la survie d'Escherichia coli est probablement dû à l'inhibition des organismes phytoplanctoniques et zooplanctoniques continentaux par l'augmentation progressive de la salinité.

Comme pour Escherichia coli, l'augmentation lente et progressive de la salinité permet une survie plus longue de Salmonella typhimurium et son maintien après 14 jours d'exposition quelque soit la saison (Fig.58 et Tableaux XXXV, p.171).

Cette survie plus longue de Salmonella typhimurium est certainement due à l'inhibition des organismes phytoplanctoniques et zooplanctoniques, consécutive à l'augmentation de la salinité, qui comme nous l'avons noté au niveau de l'enceinte I', jouent un rôle très important sur la mortalité de cette bactérie.

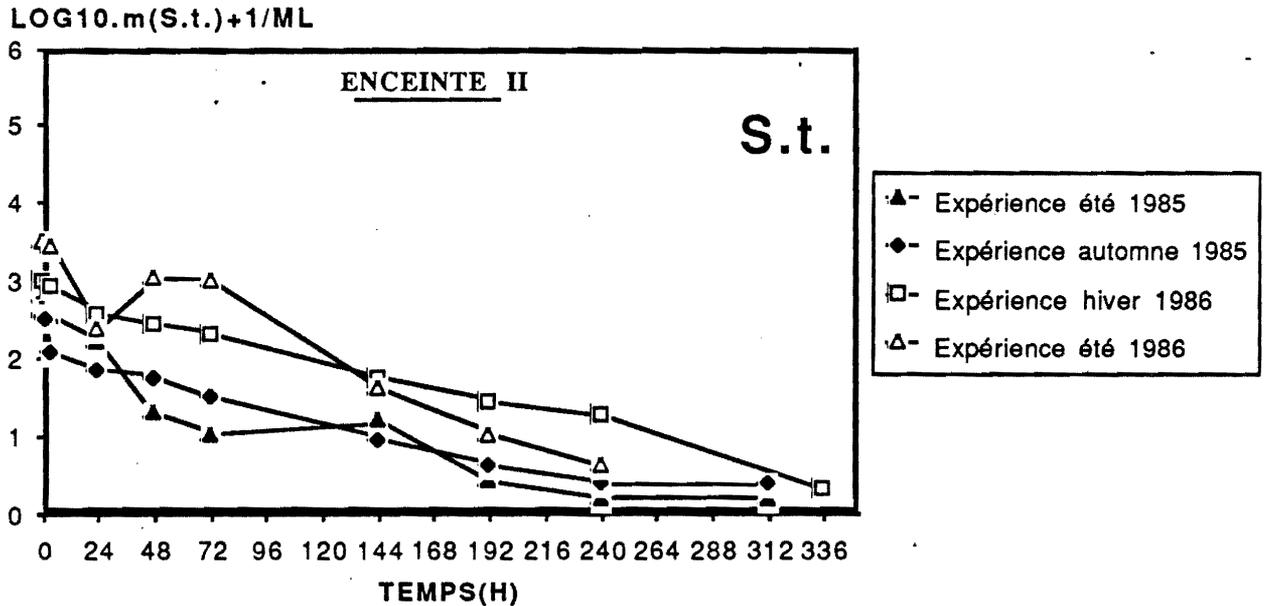


Figure 58 : Evolutions temporelles des abondances de Salmonella typhimurium dans l'enceinte où se produit un accroissement lent et progressif de la salinité (enceinte II).

- Evolutions temporelles des abondances d'Escherichia coli et de Salmonella typhimurium dans l'enceinte où se produit un accroissement rapide de la salinité (enceinte IV)

Les évolutions temporelles des abondances d'Escherichia coli dans l'enceinte IV (= mélange de 1/10^{ème} de l'eau de la station L8 avec 9/10^{ème} de l'eau de l'étang) sont illustrées dans la figure 59 et les tableaux XXXVI (p.172).

Ces évolutions sont nettement différentes de celles observées dans l'enceinte II. L'augmentation brutale de la salinité et la dilution des matières nutritives provoquent une disparition très rapide d'Escherichia coli. Sa meilleure survie a été de 6 jours et obtenue en été 1986 (E₄) alors qu'aux autres essais elle ne dépassait pas 72 heures.

Les évolutions comparées de Salmonella typhimurium dans l'enceinte IV sont reportées dans la figure 60 et les tableaux XXXVI (p.172).

Comme pour Escherichia coli, le stress salin rapide et la dilution des substances nutritives entraînent une disparition plus rapide de Salmonella typhimurium que celle obtenue dans l'enceinte II (stress salin lent). Sa survie maximale, nettement supérieure à celle d' Escherichia coli, a été de 10

jours et obtenue aux deux essais E₃ et E₄ alors qu'elle était de 6 jours aux autres essais (E₁ et E₂).

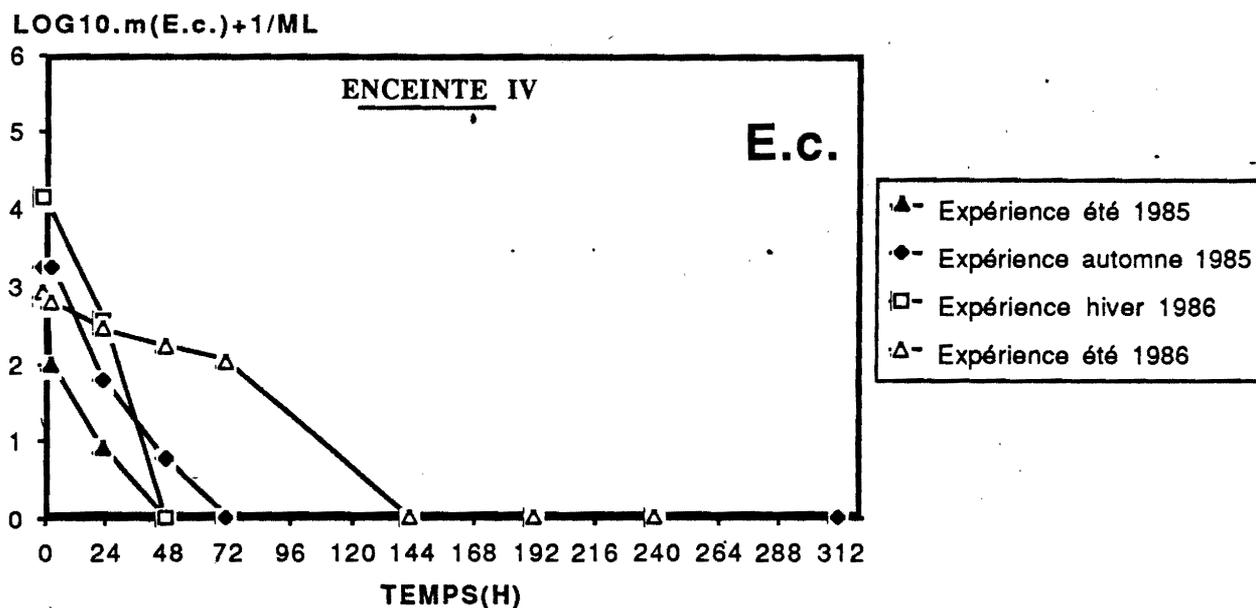


Figure 59 : Evolutions temporelles des abondances d'Escherichia coli dans l'enceinte où se produit un accroissement rapide de la salinité (enceinte IV).

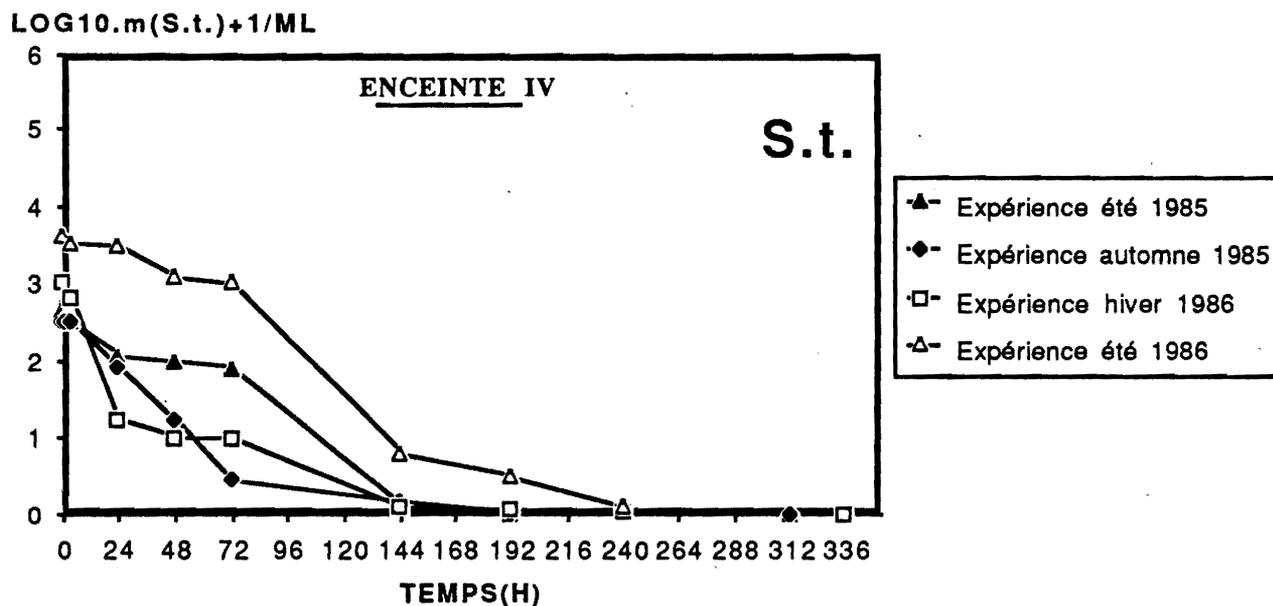


Figure 60 : Evolutions temporelles des abondances de Salmonella typhimurium dans l'enceinte où se produit un accroissement rapide de la salinité (enceinte IV).

- Evolutions temporelles des abondances d'Escherichia coli et de Salmonella typhimurium dans l'enceinte où se produit un apport rapide d'eau saumâtre (enceinte III)

Le choc d'un apport rapide d'eau saumâtre non filtrée ne semble pas apporter un effet supplémentaire, par rapport à un accroissement rapide de la salinité (enceinte IV), sur la mortalité d'Escherichia coli (Fig.61 et Tableaux XXXVII, p.173). Sa survie maximale, dans ces conditions, ne dépasse pas 6 jours.

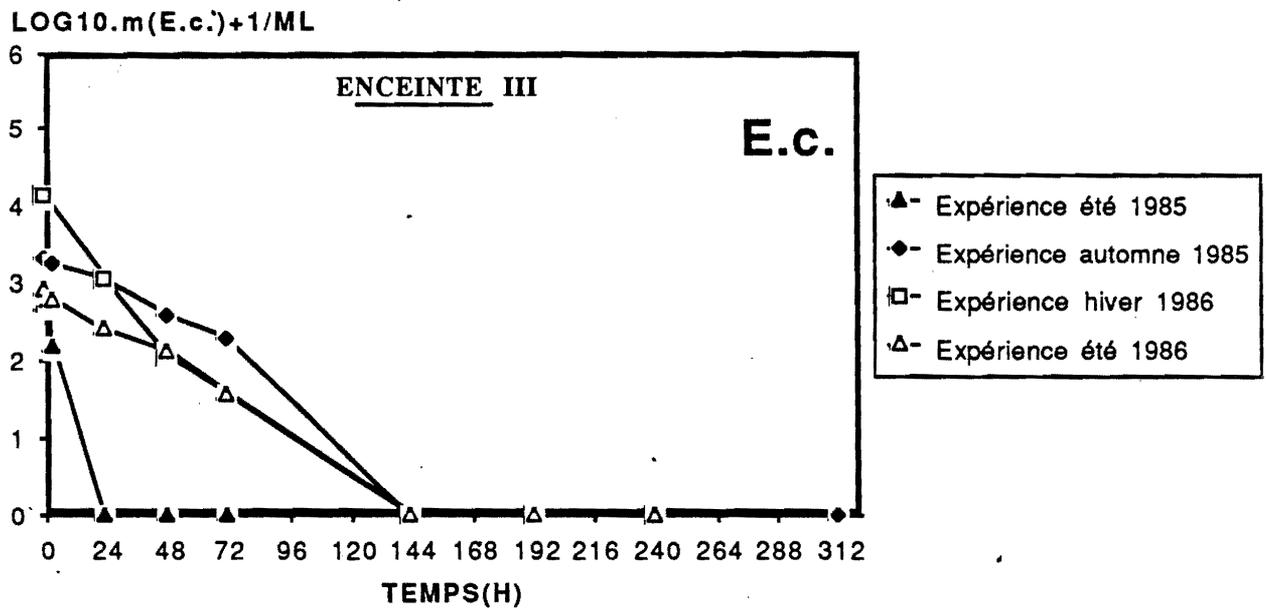


Figure 61 : Evolutions temporelles des abondances d'Escherichia coli dans l'enceinte où se produit un apport rapide d'eau saumâtre (enceinte III).

De la même manière, la survie de Salmonella typhimurium face à cet apport rapide d'eau saumâtre non filtrée ne présente aucune différence par rapport à celle enregistrée dans l'enceinte IV (Fig.62 et Tableaux XXXVII, p.173).

Ces résultats, quelle que soit la bactérie (Escherichia coli ou Salmonella typhimurium), montrent que les facteurs qui régissent les évolutions de leurs abondances dans les eaux de l'étang, au point de rejet, ne sont pas d'origine particulière mais plutôt liés aux changements physico-chimiques et à la diminution des substances nutritives consécutifs à la dilution des eaux usées épurées du lagunage par celles de l'étang.

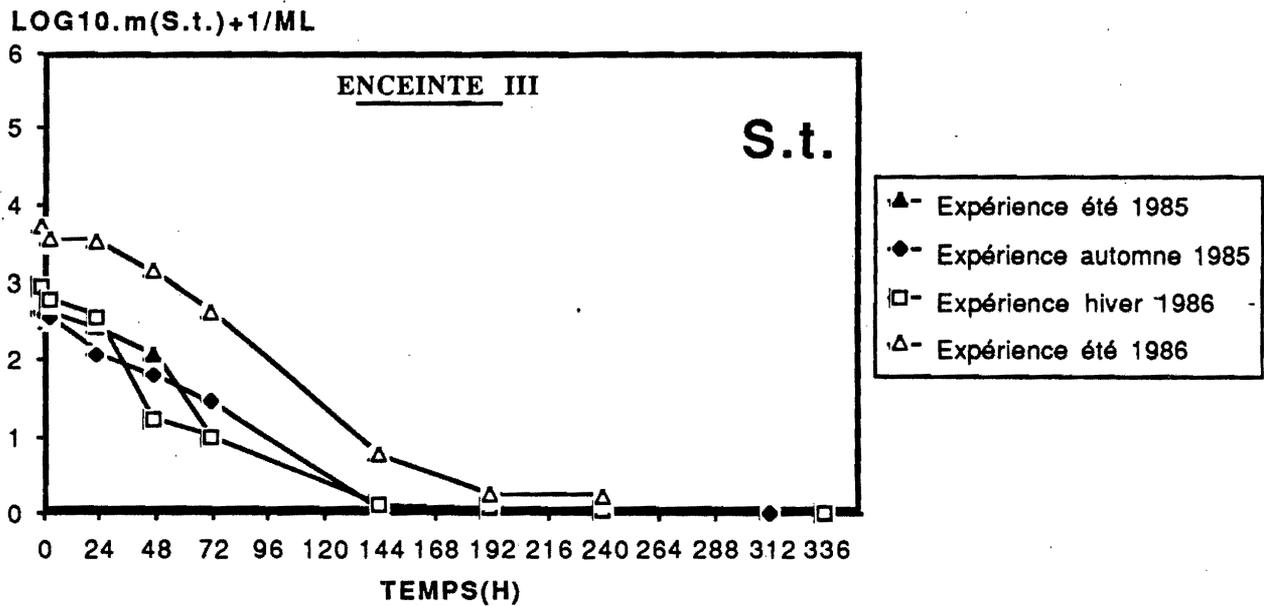


Figure 62 : Evolutions temporelles des abondances de Salmonella typhimurium dans l'enceinte où se produit un apport rapide d'eau saumâtre (enceinte III).

- Evolution de l'antibiorésistance de Salmonella typhimurium dans les enceintes I, II et IV au cours de l'expérience hivernale (E₃)

Nous avons entrepris, au niveau d'une des quatre expériences effectuées (E₃), une étude du profil de résistance aux antibiotiques de Salmonella typhimurium à la fin de l'expérience, après un temps d'exposition de 14 jours, afin de voir si sous des pressions environnementales diverses, cette bactérie, initialement sensible à tous les antibiotiques utilisés, présente une acquisition de facteurs de résistance.

Cette étude permettra de contourner les difficultés rencontrées lors des études sur le terrain consécutives à la quasi impossibilité de suivre une même population dans le temps et dans l'espace.

Pour réaliser cette approche, nous avons prélevé dix souches de Salmonella typhimurium par enceinte (I, II et IV; les évolutions temporelles dans l'enceinte III n'étant pas différentes de celles de l'enceinte IV). Le protocole expérimental est identique à celui établi lors des études précédentes portant sur l'antibiorésistance.

Les antibiotypes obtenus sont représentés dans la figure 63. On remarque qu'indépendamment des pressions environnementales exercées (enceintes I, II ou IV), le profil de résistance aux antibiotiques de Salmonella typhimurium se trouve modifié.

Au niveau de l'enceinte I (remplie d'eau de la station L8 immergée dans un bac contenant la même eau), l'acquisition d'une résistance intermédiaire ou complète est visible pour un seul antibiotique: la tobramycine. Au niveau de l'enceinte II (stress salin lent), sur les dix souches testées, deux

présentent une résistance intermédiaire à un seul antibiotique (tobramycine ou acide nalidixique); six présentent une résistance complète à un seul antibiotique (tobramycine) dont une possède une résistance intermédiaire supplémentaire pour l'amikacine et l'acide nalidixique.

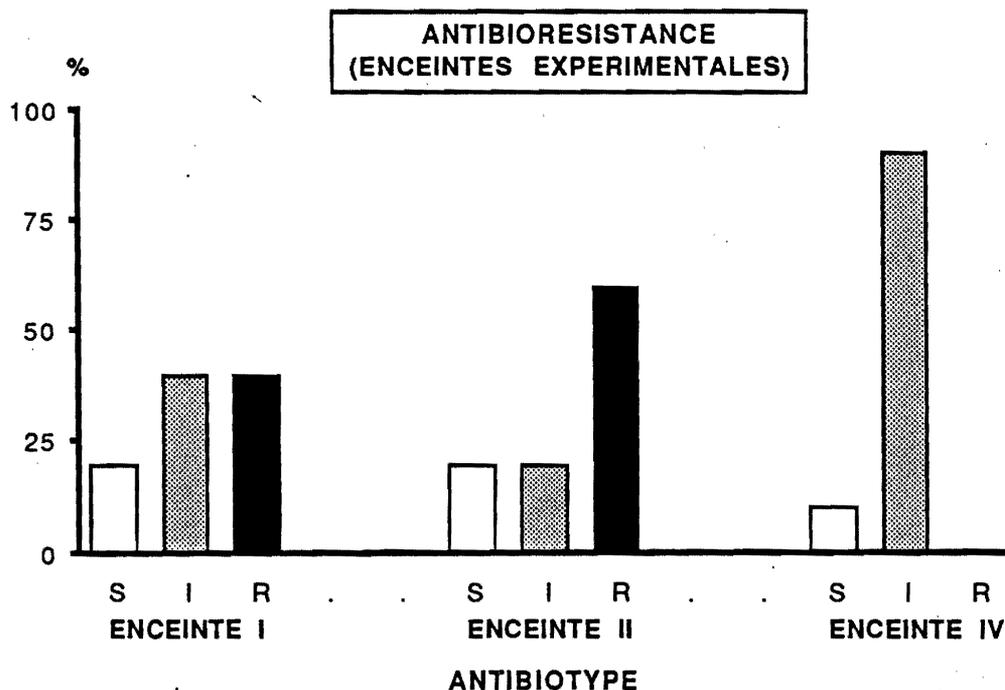


Figure 63 : Profils de résistance aux antibiotiques de *Salmonella typhimurium* obtenus en fin d'expérience (E_3) dans les enceintes I, II et IV. (S): sensible; (I): intermédiaire; (R): résistante.

Au niveau de l'enceinte IV (stress salin rapide), neuf souches sur les dix testées présentent une résistance intermédiaire à la tobramycine dont une possède une résistance intermédiaire supplémentaire à la céfalexine.

L'analyse de ces résultats montre que, sous des conditions expérimentales contrôlées, une population de *Salmonella*, initialement sensible, soumise à des pressions environnementales de différentes natures peut acquérir des facteurs de résistance aux antibiotiques transmis par les populations bactériennes voisines. Ce transfert, mis en évidence pour la résistance aux antibiotiques, peut être de nature différente et procurer une résistance à un ou plusieurs facteurs environnementaux. La survie des populations réceptrices, après un tel transfert, est alors prolongée et leur impact sur le milieu récepteur est amplifié.

III.2.3 Conclusion

Lors de l'étude sur l'impact de la pollution bactériologique, évaluée par les deux groupes bactériens précités (coliformes fécaux et Salmonella), des eaux usées épurées par le lagunage de la commune de Mèze sur la qualité des eaux de l'étang de Thau nous avons retrouvé les mêmes évolutions cycliques saisonnières des abondances des coliformes fécaux aux stations I, III, IV et V soumises à l'influence du rejet. Cette identité des évolutions se traduit par des abondances maximales à la saison hivernale et minimales à la saison estivale. Le maintien de cette allure cyclique des évolutions des coliformes fécaux aux différentes stations implantées dans l'étang, identique à celle dans les eaux à la sortie du troisième bassin, alors que des changements physico-chimiques et biologiques (augmentation considérable de la salinité, dilution des substances nutritives, etc.) ont eu lieu, nous a amené à penser que les facteurs qui la régissent sont soit les mêmes et seuls facteurs qui opèrent dans les eaux de sortie du troisième bassin ou que ces facteurs supplémentaires agissent de manière synchrone avec ceux présents dans les eaux du troisième bassin et leurs effets, dans ce cas, sont cumulés.

Comme pour les coliformes fécaux, les évolutions temporelles des abondances des Salmonella au niveau de l'effluent de sortie du troisième bassin (station L8) sont reproduites au niveau de la station I (point de rejet des eaux usées épurées dans l'étang).

Au niveau des stations plus éloignées du point de rejet (stations III, IV et V), il semble que la dilution des eaux épurées par les eaux de l'étang soit un des facteurs principaux qui influent sur les évolutions temporelles des Salmonella à ces stations. Compte tenu de la faible concentration en Salmonella des eaux épurées rejetées dans l'étang, qui n'excèdent jamais le taux de 16 S.l^{-1} , leur présence dans les eaux de ces stations est tributaire des conditions climatiques exceptionnelles (vents très forts soufflant vers le large, modification du sens de la courantologie par un développement important d'ulves, etc.) qui entraînent un faible brassage des eaux.

La relation entre les évolutions simultanées des abondances des coliformes fécaux et celles des Salmonella, observée dans les eaux du lagunage aux différentes stations et aux différentes périodes, est maintenue, à quelques différences près, dans les eaux de l'étang. Ainsi, 93,8% des échantillons présentant une concentration en coliformes fécaux inférieure à $10^3 \text{ cellules.100 ml}^{-1}$ aucune Salmonella n'a été isolée. Alors que des échantillons contenant plus de $10^5 \text{ C.F.100 ml}^{-1}$ renferment des Salmonella à une concentration comprise entre 3,1 et $9,2 \text{ S.l}^{-1}$.

La sérotypie des Salmonella isolées (621 au total) révèle la même dominance en sérotypes et la même distribution temporelles dans les eaux du chenal (station L9) et de l'étang que celles observées lors de l'étude sur les eaux du lagunage. Le sérotype S.paratyphi B, le groupe B et la sous-espèce I sont largement dominants dans les eaux de l'étang.

L'étude de la résistance aux antibiotiques des Salmonella rejetées dans les eaux de l'étang de Thau

montre que, comme pour le lagunage, la majorité des souches testées sont sensibles aux quatorze antibiotiques utilisés.

L'approche expérimentale de la dynamique des populations bactériennes continentales d'origine entérique (Escherichia coli et Salmonella typhimurium) face à un gradient de pressions environnementales (stress salin seul ou combiné à d'autres facteurs biotiques et abiotiques), en enceintes à perméabilité sélective, nous a permis de mieux comprendre les effets des facteurs qui influent sur leur survie et confirmer certains résultats obtenus sur le terrain.

Ainsi, face à diverses pressions environnementales (accroissement lent et rapide de la salinité, apport rapide d'eau saumâtre, prédation par les protozoaires, etc.) la survie de Salmonella typhimurium était toujours supérieure à celle d'Escherichia coli.

Dans l'enceinte I (enceinte remplie d'eau de sortie du troisième bassin immergée dans un bac contenant la même eau) nous avons retrouvé des évolutions temporelles d'Escherichia coli identiques à celles des coliformes fécaux (dont Escherichia coli est l'espèce dominante) au niveau de la station L8 qui se traduisent par des minima et maxima d'abondance respectivement dans les expériences en périodes estivale et hivernale. Les évolutions des abondances de Salmonella typhimurium dans cette enceinte sont très différentes de celles d'Escherichia coli et ne semblent pas être affectées par les rythmes saisonniers. Toutefois, la courbe de décroissance de leur abondance est moins marquée en hiver qu'à l'automne et en été.

L'effet de la prédation par les protozoaires présents dans les eaux de sortie du troisième bassin (enceinte I) sur la survie des deux bactéries (Escherichia coli, Salmonella typhimurium) est très net et confirme, ainsi, le rôle très important exercé par ces prédateurs bactériens sur leur mortalité.

L'accroissement rapide de la salinité consécutif au mélange des eaux de l'effluent avec celles de l'étang filtrées sur 0,22 μm (enceinte IV) montre que le stress salin rapide et la dilution des substances nutritives entraînent une disparition rapide des deux bactéries.

L'apport rapide d'eau saumâtre non filtrée (enceinte III) n'apporte pas d'effet supplémentaire, par rapport à un accroissement rapide de la salinité (enceinte IV), sur la mortalité d'Escherichia coli et de Salmonella typhimurium. D'où les facteurs qui régissent les évolutions de leurs abondances dans les eaux de l'étang, au point de rejet (station I), ne sont pas d'origine particulière mais plutôt liés aux changements physico-chimiques et à la diminution des substances nutritives consécutifs à la dilution des eaux usées épurées du lagunage par celles de l'étang.

L'étude de la résistance aux antibiotiques a montré qu'une population de Salmonella, initialement sensible, soumise à des pressions environnementales de différentes natures et sous des conditions expérimentales contrôlées, pouvait acquérir des facteurs de résistance aux antibiotiques transmis par la flore bactérienne voisine.

III.3 La station biologique à boues activées

III.3.1 Introduction

L'épuration biologique, dans ces conceptions technologiques actuelles, vise essentiellement à l'élimination des matières organiques (abondantes dans les eaux usées). Les améliorations qui ne cessent de survenir dans ce domaine tendent à ce que l'effluent de la station d'épuration soit aussi peu chargé que possible en substances organiques de telle sorte que le milieu récepteur (eau de rivière, eau de lac ou eau de mer) puisse assurer lui-même le complément d'épuration nécessaire par l'intermédiaire des mécanismes physico-chimiques et biologiques naturels sans que son équilibre général soit modifié ou perturbé. Et c'est la raison essentielle pour laquelle les procédés d'épuration utilisés, mettant en jeu des processus mécaniques, chimiques et surtout biologiques, sont contrôlés à l'aide de critères concernant la seule pollution organique en suspension ou en solution.

Pourtant, à côté de cette pollution organique, qu'il est possible actuellement de maîtriser, la permanence de la présence des bactéries pathogènes (dont les Salmonella) dans les eaux usées est un danger supplémentaire dont il faut prendre acte.

La présence des Salmonella dans les eaux usées ou au niveau des stations d'épuration a été signalé par de nombreux auteurs (Mc KINNEY *et al.*, 1958; KABLER, 1959; RUSSEL *et al.*, 1962; BIESOLD & BEHREND, 1964; COETZEE & FOURIE, 1965; KEHR & WORATTZ, 1966). Sa persistance dans les effluents de sortie, après épuration biologique (lits bactériens, disques biologiques et boues activées), est actuellement un fait reconnu et relevé dans de nombreux travaux (GRUNNET *et al.*, 1970; KAMPELMACHER, 1970; LECLERC *et al.*, 1970; BAYLET, 1976; GAUTHIER & COLLET, 1980; BONDE, 1981).

L'objet de la présente étude, est d'évaluer l'efficacité de ce type d'ouvrage épurateur vis-à-vis de la pollution bactériologique évaluée, comme pour le lagunage, par les indicateurs de pollution fécale (coliformes fécaux) et les Salmonella.

III.3.2 Présentation de la station d'épuration de la Céreirède

La station d'épuration de la Céreirède fait partie du service assainissement de la ville de Montpellier. Le réseau Montpelliérain reçoit les eaux en provenance des communes de Castelnaud-le-Lez, Juvignac et Saint Jean-de-Védas. Les débits arrivants à la Céreirède sont de l'ordre de: 970 l.s^{-1} en période sèche, 1.145 l.s^{-1} en heure de pointe et 3.200 l.s^{-1} lors d'intempéries.

La station d'épuration est constituée par un ensemble d'ouvrages assurant:

- Le prétraitement des eaux usées,

$84000 \text{ m}^3 \text{ j}^{-1}$

$98928 \text{ m}^3 \text{ j}^{-1}$

- Le traitement primaire des eaux usées,
- Le traitement biologique des eaux usées,
- Le traitement des boues.

Les traitements actuellement disponibles sur cette station sont schématisés sur la figure 64.

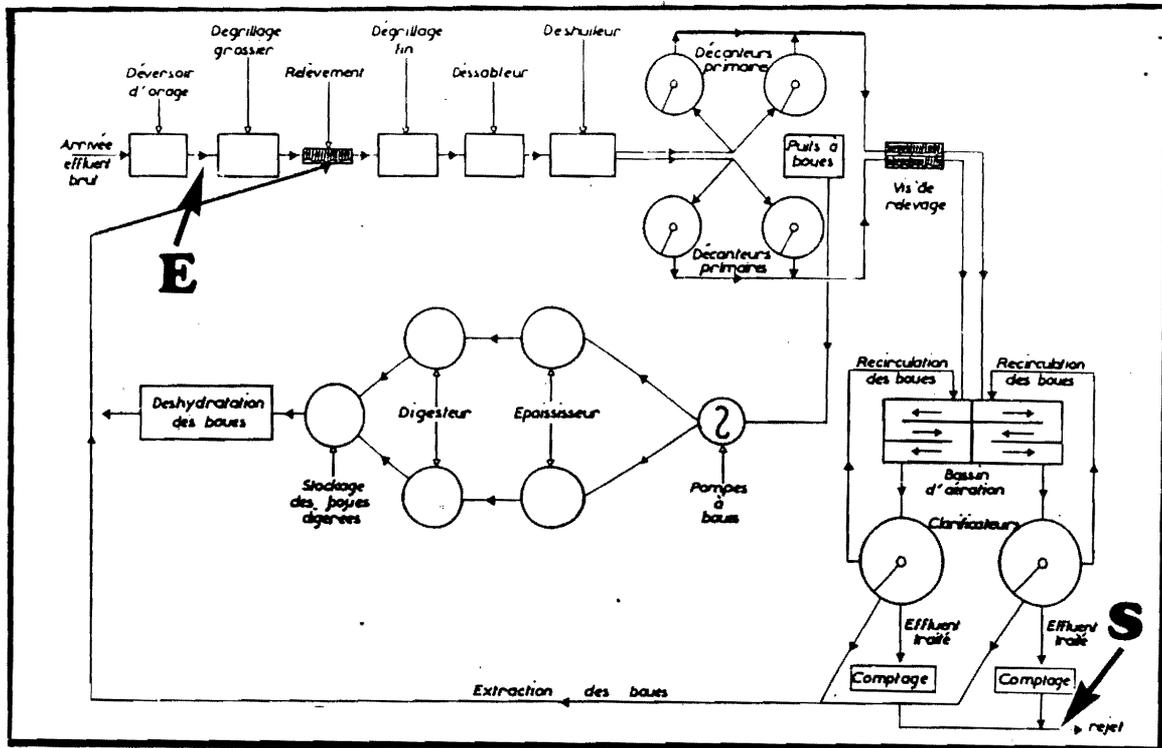


Figure 64 : Schéma des installations d'épuration des eaux usées de Montpellier: la Céreirède.

E : station de prélèvement à l'entrée, **S** : station de prélèvement à la sortie

Le procédé consiste à provoquer le développement d'un floc bactérien (boues activées) dans un bassin d'aération alimenté en eau usée à traiter. Dans ce bassin, le mélange (liqueur mixte) est brassé de façon à maintenir les boues en suspension et reçoit l'oxygène nécessaire à la prolifération des micro-organismes aérobies. La liqueur mixte est ensuite envoyée dans un clarificateur afin de séparer l'eau traitée des boues qui sont en partie renvoyées dans le bassin d'aération pour y maintenir une concentration suffisante en boues activées (boues recyclées ou boues en retour). Une autre partie est extraite et évacuée vers le traitement des boues (boues en excès).

La station d'épuration rejette l'effluent dans le fleuve côtier le Lez. Elle en assure la plus grosse partie du débit en période d'étiage au moins huit mois par an en général.

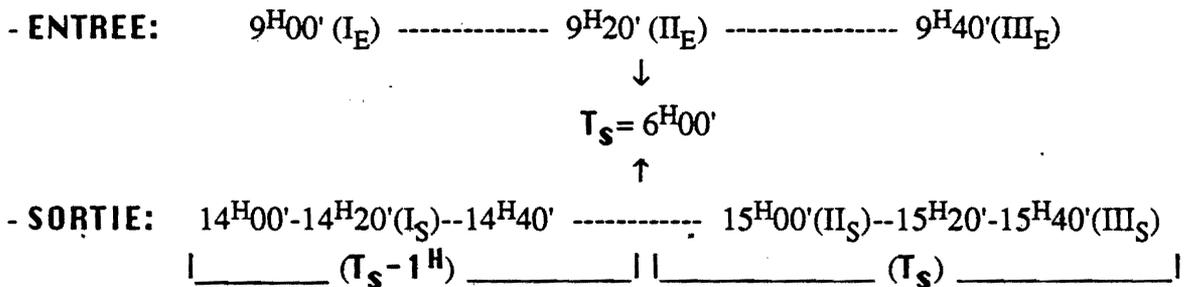
Afin de déterminer l'abatement des bactéries étudiées, entre les eaux de l'entrée de la station d'épuration (eaux d'égoût brutes avant prétraitement) et celle de la sortie de la station (eaux épurées

après clarification) (Fig.66), on a échantillonné une tranche d'eau d'égoût à l'entrée de la station constituée de trois prélèvements espacés de 20 minutes. Chaque prélèvement a fait l'objet d'un dénombrement simultané des abondances des coliformes fécaux et des Salmonella selon le protocole expérimental énoncé dans le chapitre II.

Le temps de séjour ($T_s = \text{volume de la station: } 28.000 \text{ m}^3 / \text{débit des eaux à la sortie de la station en m}^3/\text{h}$) des eaux usées échantillonnées, au niveau de la station, est ensuite calculé à partir de la valeur du débit des eaux épurées à la sortie de la station, au moment des prélèvements à l'entrée.

Pour pouvoir analyser à la sortie de la station la même tranche d'eau échantillonnée à l'entrée et contrecarrer une éventuelle variation du débit (diminution du temps de séjour), six prélèvements (représentant 3 indices N.P.P.) espacés de 20 minutes, constituant la tranche d'eau de la sortie de la station, sont effectués de la manière suivante: une série de trois prélèvements correspond au temps de séjour calculé diminué d'une heure et une série de trois autres prélèvements correspond au temps de séjour calculé.

Par exemple:



La fréquence des prélèvements d'échantillons a été limitée à une campagne par saison. Les prélèvements à l'entrée de la station sont réalisés, entre 9h et 10h, au niveau de l'arrivée des eaux d'égoût avant prétraitement (3 flacons de 500 ml) et ceux à la sortie de la station, en fonction du temps de séjour calculé, entre 14h et 16h au niveau de la confluence des eaux des deux canaux de sortie après clarification (3 x 10 litres). Ils sont analysés dès l'arrivée au laboratoire (moins d'une heure) et font l'objet d'un dénombrement simultané des abondances des coliformes fécaux et des Salmonella.

III.3.3 Résultats et discussion

III.3.3.1 Evolutions spatio-temporelles des abondances des coliformes fécaux

Les évolutions des abondances des coliformes fécaux dans les eaux usées, au niveau de l'entrée

de la station d'épuration (égout), ne présentent pas de fluctuations saisonnières significatives (Fig.65 et Tableau XXXVIII, p.205). L'abondance moyenne est de 7,2 unités \log_{10} et fluctue entre une valeur maximale obtenue à l'automne 1985 (7,4 unités \log_{10}) et une valeur minimale obtenue au printemps 1985 (6,8 unités \log_{10}).

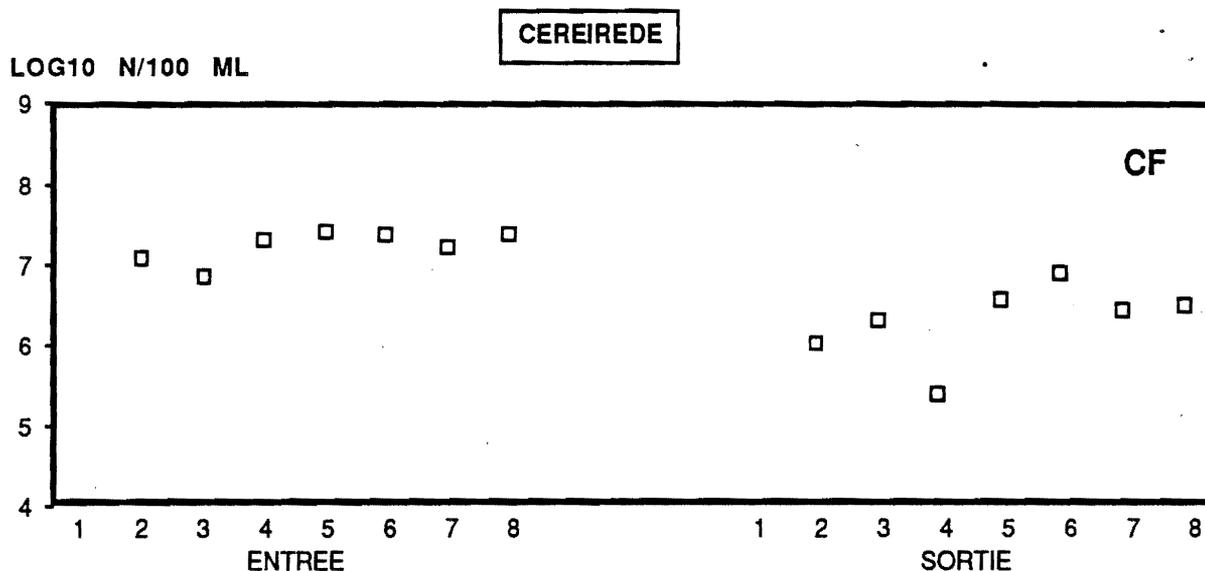


Figure 65 : Evolutions spatio-temporelles des abondances des coliformes fécaux (CF) dans les eaux à l'entrée et à la sortie de la Céreirède. (1) : automne 1984; (2) : hiver 1985; (3) : printemps 1985; (4) : été 1985; (5) : automne 1985; (6) : hiver 1986; (7) : printemps 1986; (8) : été 1986

A l'opposé, au niveau de la sortie de la station d'épuration, dans les eaux épurées, des fluctuations significatives des abondances des coliformes fécaux ont été mises en évidence (Fig.65 et Tableau XXXVIII, p.205). Il est à remarquer que la plus faible abondance est observée en été 1985 (5,35 unités \log_{10}) et la plus forte en hiver 1986 (6,9 unités \log_{10}).

Le meilleur abattement est obtenu en été 1985 (1,93 unités \log_{10}) et le moins élevé en hiver 1986 (0,44 unités \log_{10}) (Fig.66 et Tableau XXXIX, p.205).

En terme de performances épuratrices (Fig.67 et Tableau XXXIX, p.205), on note que la meilleure épuration se situe en été 1985 (98,8%) et que la moins bonne en hiver 1986 (63,9%) mais elle peut être variable. Ainsi en hiver 1985, elle était de 90,9% alors qu'en hiver 1986 elle n'est que de 63,9%.

Cette variabilité du rendement épuratoire de la station d'épuration est peut être dû à une faible concentration en boues activées ou un manque de saturation en oxygène des bassins d'aération.

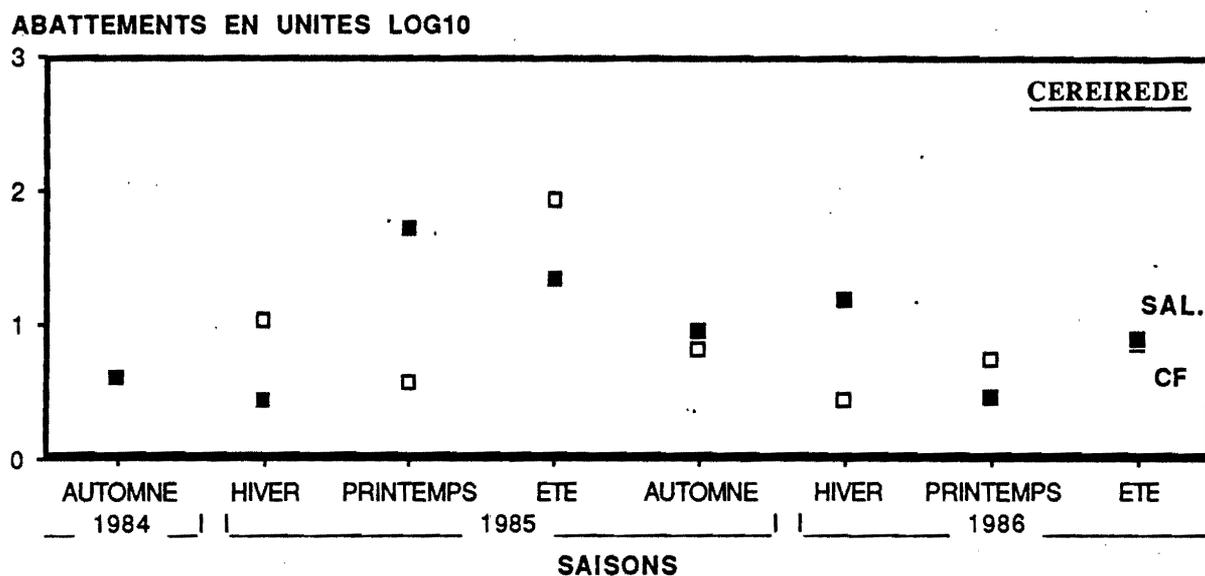


Figure 66 : Abattements des abondances des coliformes fécaux (CF) et des Salmonella (SAL.) enregistrés au niveau de la station d'épuration de la Céreirède aux différentes saisons.

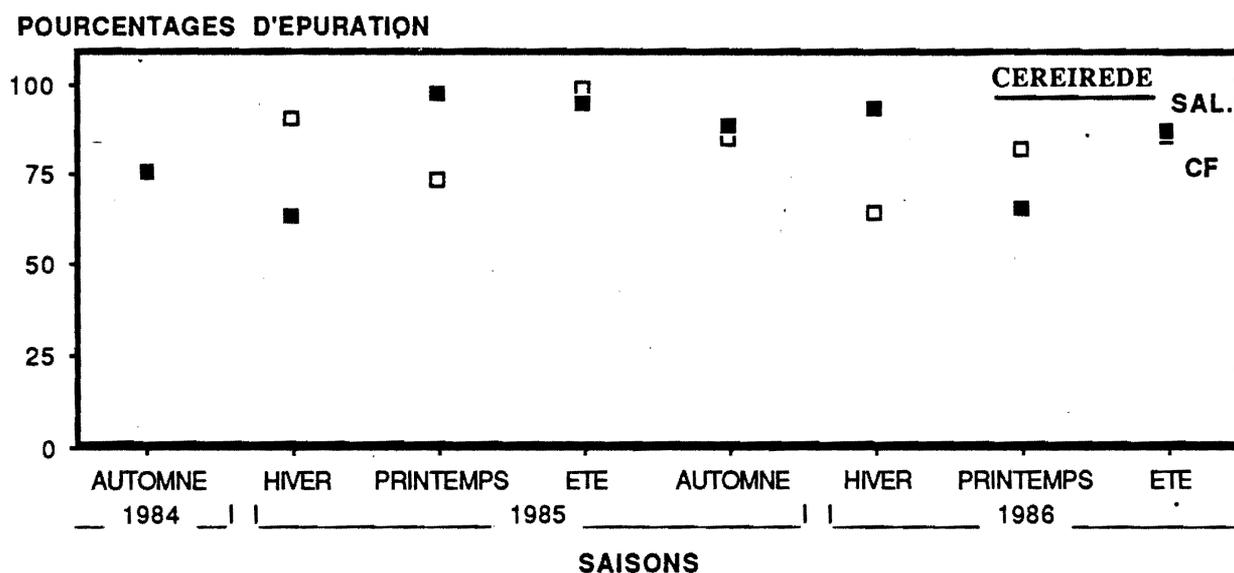


Figure 67 : Pourcentages d'épuration obtenus vis-à-vis des coliformes fécaux (CF) et des Salmonella (SAL.) aux différentes saisons au niveau de la station d'épuration de la Céreirède.

L'obtention d'un bon rendement en été (juillet 1985) est peut être dû à l'augmentation de la température de l'eau qui favorise une formation plus importante de boues activées et un

développement optimal des micro-organismes aérobies et des prédateurs bactériens (surtout les protozoaires ciliés). En effet, CALLINS *et al.* (1978) ont étudié l'effet de l'augmentation de la température sur le rendement épuratoire d'une station biologique à boues activées et ont obtenu une épuration plus importante à des températures de l'eau supérieures à 20°C. L'effet de la prédation par les protozoaires ciliés des *Escherichia coli* (espèce dominante des coliformes fécaux), dans les eaux des bassins d'aération, est évident et a été signalé par VAN DER DRIFT *et al.* (1977).

III.3.3.2 Evolutions spatio-temporelles des abondances des *Salmonella*

A l'opposé des coliformes fécaux, les abondances des *Salmonella* dans les eaux d'égoût, à l'entrée de la station, fluctuent d'une manière plus importante mais ne paraissent pas rythmées par les saisons (Fig.68 et Tableau XXXX, p.205). En effet, la valeur maximale d'abondance obtenue au printemps 1985 (2,83 unités \log_{10}) n'est plus observée au printemps de l'année suivante (1,64 unités \log_{10}). Il en est de même pour les étés 1985-1986 et les hivers 1985-1986. Par contre, aux deux périodes automnales on observe une abondance intermédiaire des *Salmonella* (1,92 et 1,78 unités \log_{10}).

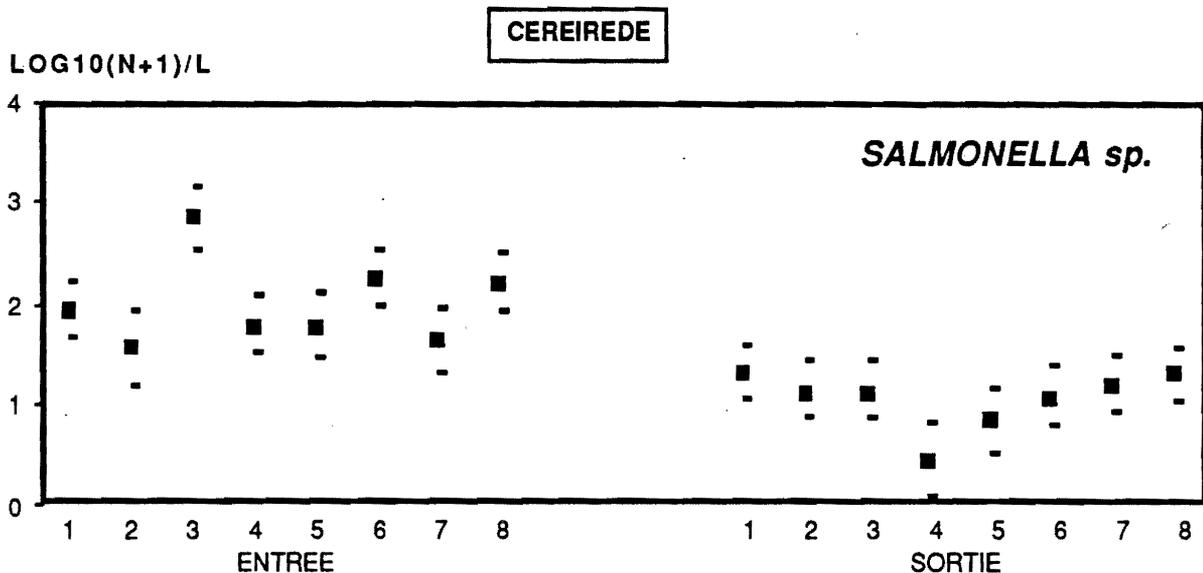


Figure 68 : Evolutions spatio-temporelles des abondances des *Salmonella* dans les eaux à l'entrée et à la sortie de la Céreirède. (1): automne 1984; (2): hiver 1985; (3): printemps 1985; (4): été 1985; (5): automne 1985; (6): hiver 1986; (7): printemps 1986; (8): été 1986

Au niveau de la sortie de la station, bien que l'on note des variations dans les abondances, les intervalles de confiance à 95% des valeurs N.P.P. se recoupent et donc ne sont pas statistiquement

différentes (Fig.68 et Tableau XXXXI, p.205). Toutefois, l'abondance la plus faible a été obtenue en été 1985 (0,45 unités \log_{10}) et la plus forte à l'automne 1984 (1,3 unités \log_{10}).

Les vitesses de disparition des Salmonella sont, comme pour les coliformes fécaux, très variables et indépendantes du cycle saisonnier. A toutes les saisons, sauf en hiver 1985 et au printemps 1986 (6 fois sur 8), les abattements en Salmonella calculés entre les eaux de l'entrée et celles de la sortie de la station sont statistiquement significatifs (Fig.66 et Tableau XXXIX, p.205).

A l'opposé des coliformes fécaux, c'est au printemps 1985 que l'abattement est le plus important (1,71 unités \log_{10}). Il reste encore élevé en été 1985 (1,33 unités \log_{10}) et en hiver 1986 (1,17 unités \log_{10}). Alors qu'aux autres périodes, les abattements obtenus sont inférieurs à une unité logarithmique de base 10.

En terme de performances épuratrices les meilleurs pourcentages d'épuration sont obtenus au printemps 1985 (98,1%) et en été 1985 (95,3%). Les moins élevés sont obtenus en hiver 1985 (63,3%) et au printemps 1986 (65,4%). Alors qu'aux autres périodes ils sont intermédiaires (Fig.67 et Tableau XXXIX, p.205).

Cette variabilité du rendement épuratoire de la station d'épuration, également constatée pour les coliformes fécaux, montre que les facteurs qui la régissent ne sont pas directement liés au rythme saisonnier mais, plutôt, aux facteurs propres à l'épuration biologique (taux de saturation des eaux en oxygène, teneur en boues activées, développement de la flore bactérienne aérobie, la prédation, etc.).

III.3.3.3 Relations entre les abondances des Salmonella et celles des coliformes fécaux

Il existe une absence de corrélation (coefficient de corrélation de SPEARMAN: Rho) entre les évolutions des abondances des coliformes fécaux et des Salmonella comme cela avait été noté lors des études précédentes. Afin de rechercher, également, une éventuelle relation entre les abondances de ces deux groupes bactériens, les mêmes classes d'abondance pour les Salmonella que celles employées lors de l'étude sur le lagunage ont été utilisées, à savoir: classe 0: absence; classe 1: 0,1 à 9 Salmonella.l⁻¹; classe 2: 9,1 à 36 S.l⁻¹; classe 3: 37 à 920 S.l⁻¹.

A partir des données recueillies sur l'ensemble des prélèvements aux différentes saisons, à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration, il apparaît qu'une relation existe entre les abondances des coliformes fécaux et celles des Salmonella (Fig.69).

Ainsi dans 100% des échantillons d'eau contenant une concentration en coliformes fécaux comprise entre 10^5 et 10^6 cellules.100 ml⁻¹:

- Il y a entre 0,1 et 9 S.l⁻¹ pour la moitié de ces échantillons.
- Il y a entre 9,1 et 36 S.l⁻¹ pour l'autre moitié.

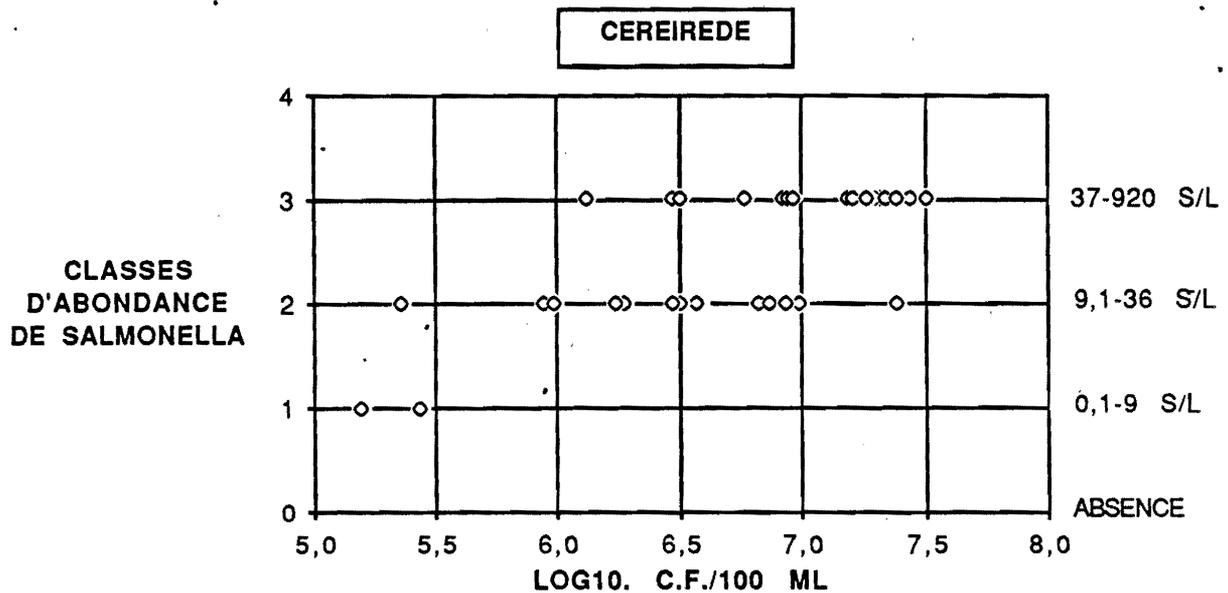


Figure 69 : Relations entre les abondances des coliformes fécaux et celles des *Salmonella* mesurées dans les eaux à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration de la Céréirède.

Pour 100% des échantillons contenant une concentration en coliformes fécaux comprise entre 10^6 et 10^7 cellules.100 ml⁻¹:

- 58,3% contiennent entre 9,1 et 36 *Salmonella*.l⁻¹.
- et 41,7% contiennent entre 37 et 920 S.l⁻¹.

Enfin dans 100% des échantillons contenant plus de 10^7 cellules.100 ml⁻¹, 14,3% contiennent entre 9,1 et 36 *Salmonella*.l⁻¹ et 85,7% contiennent entre 37 et 920 S.l⁻¹.

III.3.3.4 Etude sérologique des *Salmonella*

Lors de cette étude 31 sérotypes différents ont été isolés (Tableau XXXXII, p.207). Le sérotype le plus abondamment rencontré est *S.paratyphi B* (260/794 souches soit 32,7%). Il est suivi de *S.panama-S.india* (114/794 soit 14,4%), de *S.goldcoast* (83/794 soit 10,4%), et de *S.agona-S.derby* (75/794 soit 9,4%) (Fig.70 et 71).

La dominance de *S.paratyphi B* est due à sa présence dans tous les échantillons d'eaux prélevés à l'entrée et à la sortie de la station aux différentes saisons. A l'opposé, *S.goldcoast* n'a été isolé qu'à deux saisons (automne et hiver 1985) à un niveau élevé et *S.panama-S.india* n'est apparue dans les eaux d'entrée et de sortie de la Céréirède qu'aux quatre dernières saisons (automne 1985; hiver, printemps et été 1986) (Fig.72 a à h, p.174 à 177).

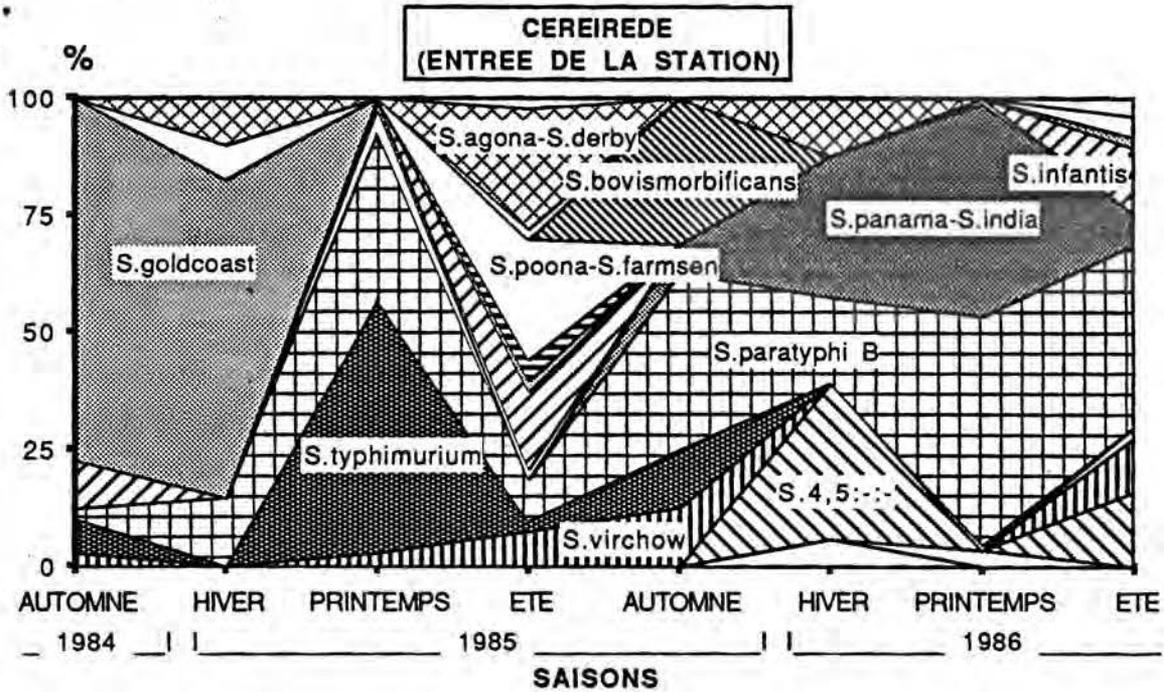


Figure 70 : Evolutions temporelles exprimées en fréquence relative (%) des différents sérotypes de *Salmonella* à l'entrée de la station d'épuration de la Céreiède.

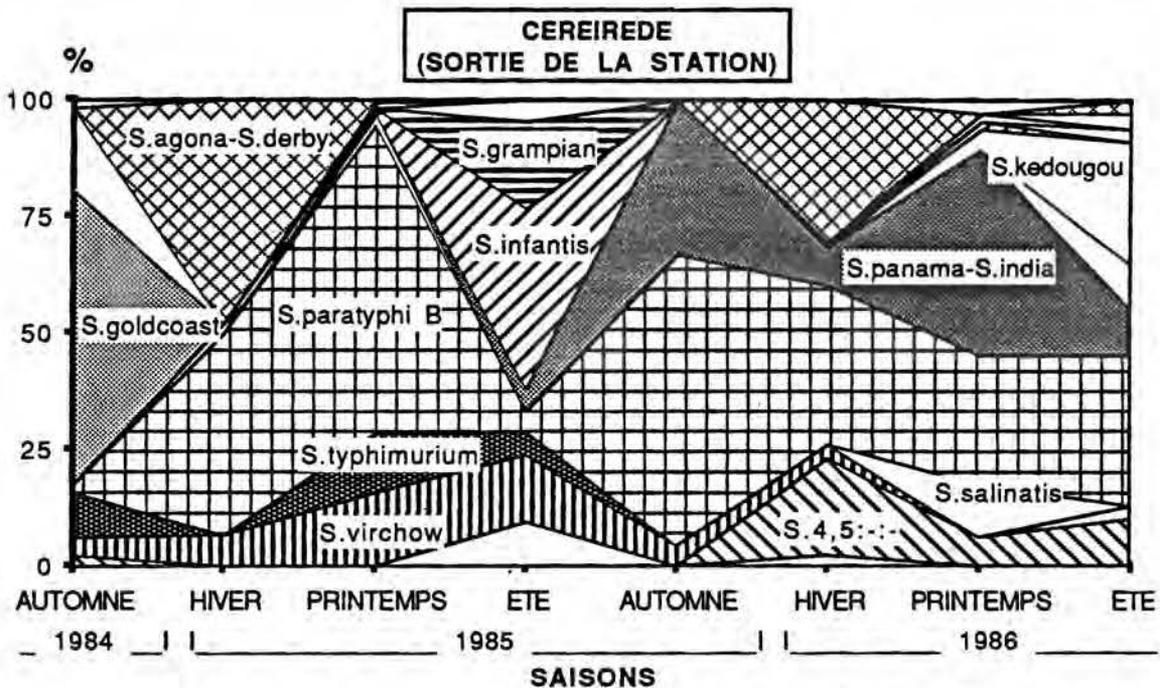


Figure 71 : Evolutions temporelles exprimées en fréquence relative (%) des différents sérotypes de *Salmonella* à la sortie de la station d'épuration de la Céreiède.

On note, par ailleurs, la présence dans les eaux usées à l'entrée de la station de certains sérotypes tels: S. ibadan-S. mississippi, S. larochelle, S. II nachshonim, S. 4,5:d:-, S. poona-S. farmsen, S. 3,10:g,m:- et S. 3,10:-:-. Ces sérotypes ne sont pas retrouvés, après épuration, dans les eaux de sortie de la station (Fig.72 b, d, e, f et g, p.174 à 177).

L'analyse des indices de structure (indice de diversité de Shannon: H et indice de régularité: R) montre qu'en été la diversité et la régularité des sérotypes est importante aussi bien dans les eaux de l'entrée de la station (11 sérotypes en été 1985 et 9 sérotypes en été 1986) que celles de la sortie (8 sérotypes en été 1985 et 10 sérotypes en été 1986).

Cette augmentation de la diversité des sérotypes à la période estivale est certainement due à l'accroissement et à la diversification de la population de la ville de Montpellier consécutifs à l'arrivée des estivants (Fig.70 à 73 et Tableau XXXXIII, p.206).

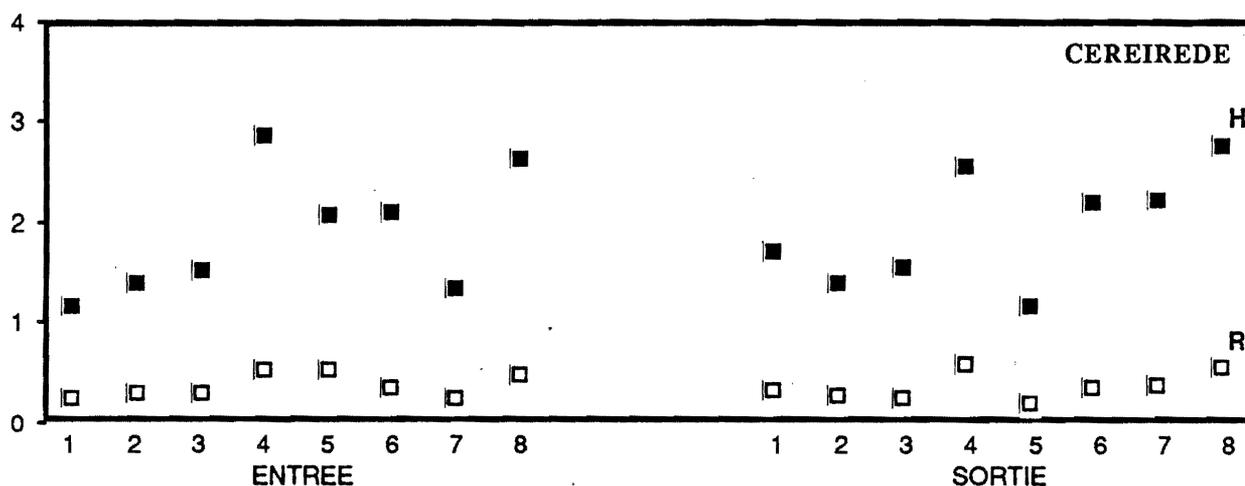


Figure 73 : Evolutions spatio-temporelles des indices de structure (indice de diversité de Shannon: H et indice de régularité: R) des sérotypes de Salmonella isolés à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration de la Céreirède.

Dix neuf sérotypes, parmi les trente et un isolés lors de cette étude, figurent dans la liste dressée par LE MINOR *et al.* (1985) des sérotypes les plus fréquemment isolés chez l'homme, chez les animaux, dans les eaux et produits divers en France continentale au cours des quatre années 1980-1983.

Comme aux deux études sérologiques précédentes (lagunage de Mèze et étang de Thau), le sérotype S. typhimurium est très faiblement représenté dans cette étude (5,7%) alors qu'il est très fréquemment isolé en clinique humaine.

La répartition de ces sérotypes par groupes antigéniques (selon l'antigène somatique O) montre une nette dominance du groupe B (466/794 soit 58,7%) suivi des groupes C (178/794 soit 22,4%), D

(114/794 soit 14,3%), G (27/794 soit 3,4%) et E (9/794 soit 1,1%) (Fig.74 et 75 et Tableau XXXIV, p.208).

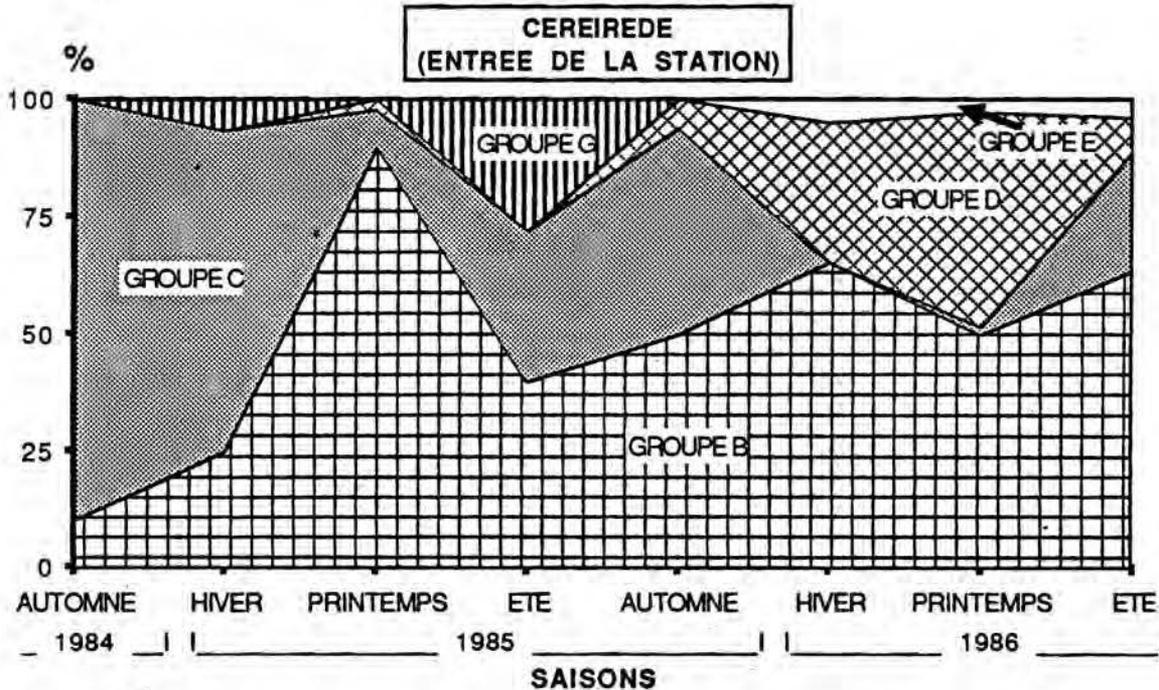


Figure 74 : Evolutions spatio-temporelles exprimées en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* à l'entrée de la station d'épuration de la Céreirède.

Ces cinq groupes antigéniques, retrouvés également au cours des deux études précédentes (lagunage de Mèze et étang de Thau), représentent les groupes les plus fréquemment isolés, en France continentale, chez l'homme, chez les animaux, dans les eaux et produits divers (LE MINOR *et al.*, 1985).

La dominance du groupe B et est due, en partie, au grand nombre de *S. paratyphi B* isolées aussi bien dans les eaux à l'entrée de la station que celles de la sortie (260/466 soit 55,8%).

Les groupes B et C, sont présents dans les eaux à toutes les saisons aussi bien à l'entrée qu'à la sortie de la station (sauf en hiver 1986, à l'entrée, pour le groupe C) mais à des niveaux différents et variables selon les saisons.

A l'opposé, le groupe D n'a été isolé qu'aux quatre dernières saisons (automne 1985; hiver, printemps et été 1986) par suite d'un isolement important de *S. panama-S. india* (114/114 soit 100%) (Fig.76 a à h, p.178 à 181).

Par contre, le groupe G, moins fréquent que les autres groupes, n'a été isolé de manière importante, aussi bien à l'entrée qu'à la sortie de la station, qu'en période estivale où la diversité des

sérotypes est maximale. Le groupe E, très faiblement représenté à l'entrée de la station, est rarement retrouvé à sa sortie.

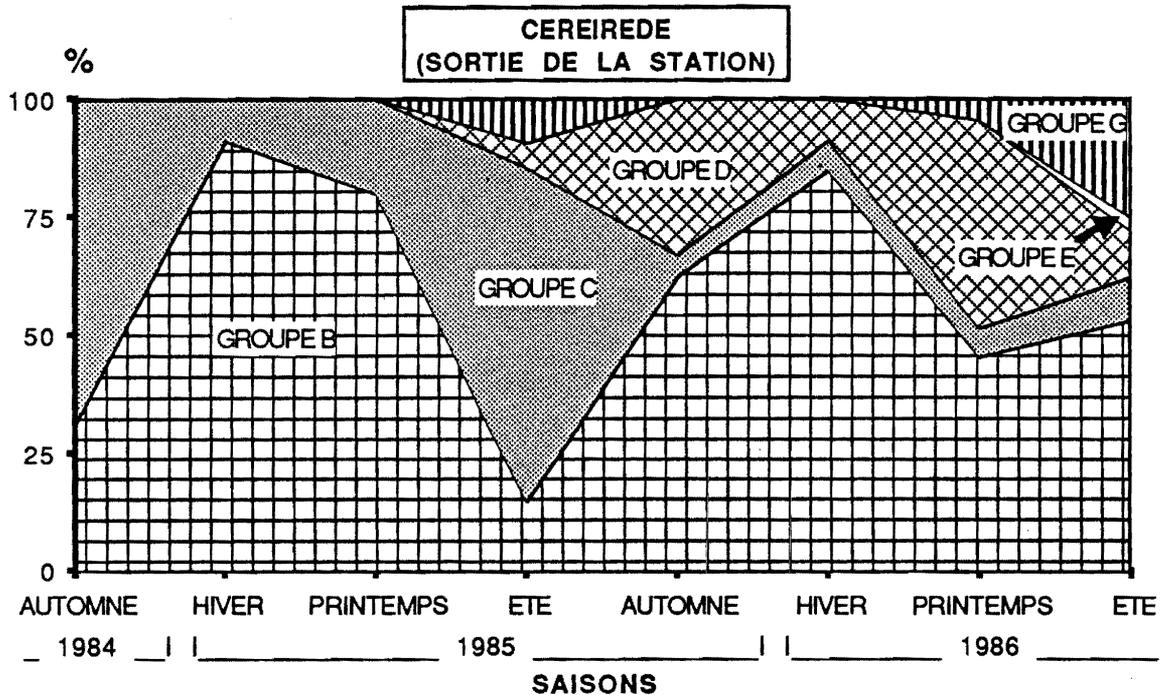


Figure 75 : Evolutions spatio-temporelles exprimées en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* à la sortie de la station d'épuration de la Céreirède.

La répartition de l'ensemble des sérotypes isolés par sous-espèces (anciennement sous-genres) donne une large dominance de la sous-espèce I qui représente à elle seule 99,87% du nombre total de souches isolées. En effet, durant toute la période échantillonnée une seule souche appartenant au sérotype S.II nachshonim (sous-espèce II) a été isolée (Tableau XXXXII, p.207). Cette large dominance de la sous-espèce I a été également observée par LE MINOR *et al.* (1985) lors du dernier rapport quadriennal du Centre National des *Salmonella*.

III.3.3.5 Etude de l'antibiorésistance des *Salmonella*

Le même protocole expérimental suivi lors des deux études de résistance aux antibiotiques précédentes (lagunage de Mèze et étang de Thau) est reproduit dans cette étude.

Pour réaliser cette étude, trente cinq souches appartenant aux sept sérotypes dominants (*S.paratyphi* B, *S.panama-S.india*, *S.goldcoast*, *S.agona-S.derby*, *S.typhimurium*, *S.virchow* et *S.4,5:-:-*) dans les eaux, aussi bien à l'entrée qu'à la sortie de la station d'épuration, en fonction du

temps de séjour et réparties sur toute la durée de l'étude ont été testées vis-à-vis de leur résistance aux antibiotiques (5 souches par sérotype).

Sur les trente cinq souches isolées dans les eaux à l'entrée de la station, vingt cinq sont sensibles à tous les antibiotiques (71,4%). Cinq des dix souches restantes (14,3%) présentent une résistance intermédiaire à un seul antibiotique (2 à la tobramycine et une à l'acide nalidixique) ou à trois antibiotiques (1 à la cefalexine, tobramycine et acide nalidixique et 1 à l'ampicilline, cefalexine et doxycycline). Les cinq autres souches possèdent soit une résistance complète à un seul antibiotique (1 à la doxycycline) soit une résistance complète à un antibiotique associée à une résistance intermédiaire (2 à l'acide nalidixique-pefloxacine, 1 à la doxycycline-tobramycine) ou une résistance complète à deux antibiotiques (1 à l'ampicilline et à la mezlocilline) (Fig.77).

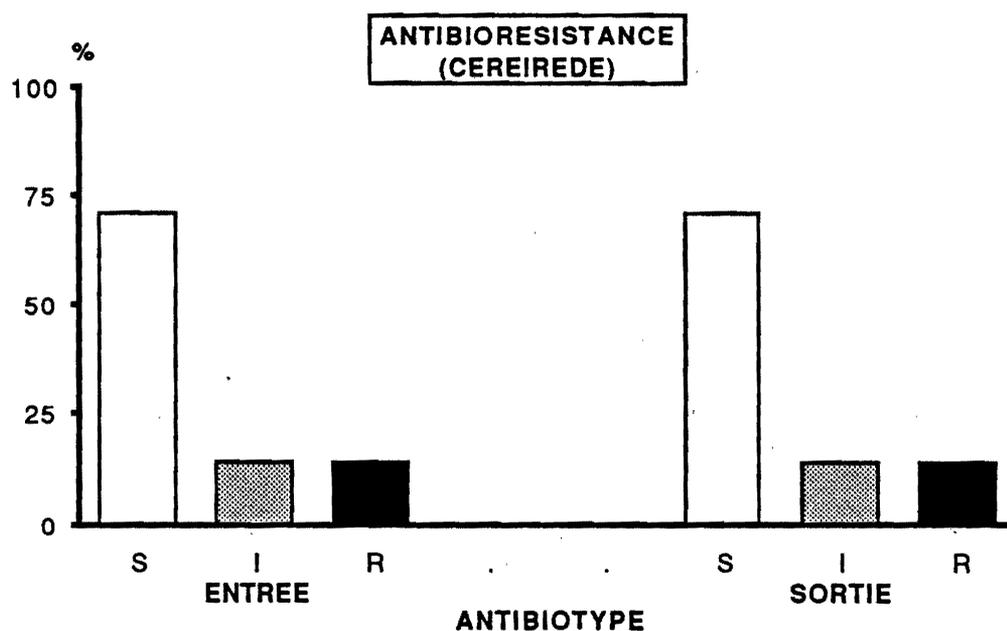


Figure 77 : Evolution du profil de résistance aux antibiotiques des sérotypes dominants de Salmonella à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration de la Céreirède.
(S): sensible, (I): intermédiaire et (R): résistante

Dans les eaux de sortie de la station d'épuration, les mêmes pourcentages sont obtenus. Ainsi, 71,4% (25/35) des souches testées présentent une sensibilité totale aux quatorze antibiotiques utilisés. 14,3% (5/35) possèdent une résistance intermédiaire à un seul antibiotique (4 à la tobramycine et une à l'acide nalidixique) et 14,3% (5/35) ont une résistance complète soit à un seul antibiotique (2 à la doxycycline et 1 à l'acide nalidixique) soit à un antibiotique associée à une résistance intermédiaire à un autre (1 résistante à la doxycycline et intermédiaire à la tobramycine) ou à deux antibiotiques

associée à une résistance intermédiaire à un autre (1 résistante à l'acide nalidixique et à la doxycycline et intermédiaire à la pefloxacin).

L'identité des pourcentages de résistance obtenus entre les eaux de l'entrée et celles de sortie, prenant en considération le temps de séjour des eaux usées au niveau de la station d'épuration, montre qu'au niveau d'un tel ouvrage épurateur les populations de Salmonella n'acquièrent aucune résistance supplémentaire aux antibiotiques. Il semble que ce procédé d'épuration, comme celui par lagunage, ne participe pas à une sélection de souches résistantes émises, par la suite, dans le milieu récepteur. En effet, le temps de séjour des eaux usées au niveau de la station, généralement compris entre 6 et 7 heures, est très court pour permettre un transfert de facteurs de résistance.

III.3.4 Conclusion

Lors de cette étude, sur l'efficacité épuratoire d'un procédé biologique, par boues activées, vis-à-vis de la pollution bactériologique évaluée par les indicateurs de pollution fécale (coliformes fécaux) et une bactérie pathogène (Salmonella) nous avons constaté, d'une part, une absence de rythmicité saisonnière des évolutions spatio-temporelles des abondances de ces deux groupes bactériens aussi bien dans les eaux de l'entrée que celles de sortie de la station et d'autre part une variabilité du rendement épuratoire de la station d'épuration.

Cette variabilité du rendement épuratoire de la station d'épuration, mise en évidence aussi bien pour les coliformes fécaux que pour les Salmonella, montre que les facteurs qui la régissent ne sont pas directement liés au rythme saisonnier mais, plutôt, aux facteurs propres à l'épuration biologique (taux de saturation des eaux en oxygène, teneur en boues activées, développement de la flore bactérienne aérobie, la prédation, etc.).

La relation entre les évolutions simultanées des abondances des coliformes fécaux et des Salmonella, observée lors des études précédentes (lagunage et étang de Thau), est maintenue dans les eaux de l'entrée et de sortie de la station d'épuration de la Céreirède. Ainsi, comme la concentration des coliformes fécaux n'a jamais été inférieure à 10^5 cellules.100 ml⁻¹ aussi bien dans les eaux d'entrée que celles de sortie et à toutes les saisons, les Salmonella étaient toujours présentes. Leur concentration est alors comprise entre 0,1 et 920 S.l⁻¹.

L'étude sérologique de l'ensemble des souches de Salmonella isolées (794 au total) a montré une nette dominance du sérotype S.paratyphi B, du groupe antigénique B et de la sous-espèce I. La diversité optimale des sérotypes, aussi bien dans les eaux d'entrée que celles de sortie, a été obtenue aux périodes estivales et est certainement due à l'accroissement et à la diversification de la population de la ville de Montpellier par suite de l'arrivée des estivants.

L'étude de la résistance aux antibiotiques, des sérotypes dominants à l'entrée et à la sortie de la

station d'épuration, a montré qu'il n'y avait aucune acquisition de résistance aux antibiotiques des Salmonella et qu'apparemment le procédé d'épuration par boues activées n'abouti pas à une sélection de souches résistantes.

III.4 Impact sanitaire de l'effluent épuré sur le milieu récepteur: le fleuve côtier le Lez

III.4.1 introduction

Dans le but d'apprécier à la fois:

1. Le niveau de pollution bactérienne des eaux du Lez en amont du rejet de la station d'épuration des eaux usées de la ville de Montpellier (Céreiède);
2. Le niveau de pollution bactérienne des eaux du Lez en aval du rejet de la station de la Céreiède;
3. La qualité bactériologique des eaux de la Mosson en amont de sa confluence avec le Lez;
4. Le pouvoir auto-épurateur en terme bactériologique des eaux du Lez;

six stations d'étude sont implantées sur le cours du Lez (Fig.78). De l'amont vers l'aval:

- *Station 5* : "Clinique du Parc" (amont agglomération Montpellier).
- *Station 6* : "Pont de l'Autoroute" (amont de la station d'épuration de la Céreiède).
- *Station 7* : "Pont de Lattes" (aval de la station d'épuration de la Céreiède).
- *Station 8* : sur le Lez en amont de la confluence de la Mosson (2 Km environ en aval de la station 7).
- *Station 9* : "Passerelle des 4 vents" (en aval de la confluence de la Mosson).
- *Station M* : Pont sur la Mosson (amont immédiat du confluent avec le Lez).

Chaque station a fait l'objet de quatre prélèvements (de rive à rive) mensuels, de juin 1985 à décembre 1985 (novembre 1985 exclu).

III.4.2 Résultats et discussion

III.4.2.1 Evolutions spatio-temporelles des abondances des coliformes fécaux

Les abondances des coliformes fécaux aux différentes stations d'étude (Tableaux XXXXV à XXXXX, p.209-210) présentent quelques fluctuations significatives dans le temps sans qu'une rythmicité puisse être clairement visualisée (Fig.79 à 84, p.182 à 184). Les plus fortes abondances se trouvent à la station 7 (Fig.81, p.183) principalement en juin et juillet (6,38 et 6,33 unités \log_{10}) et

les plus faibles, rencontrées aux stations 8 et 9 (Fig.82 et 83, p.183-184) ne sont pas inférieures à 4000 coliformes fécaux.100 ml⁻¹.

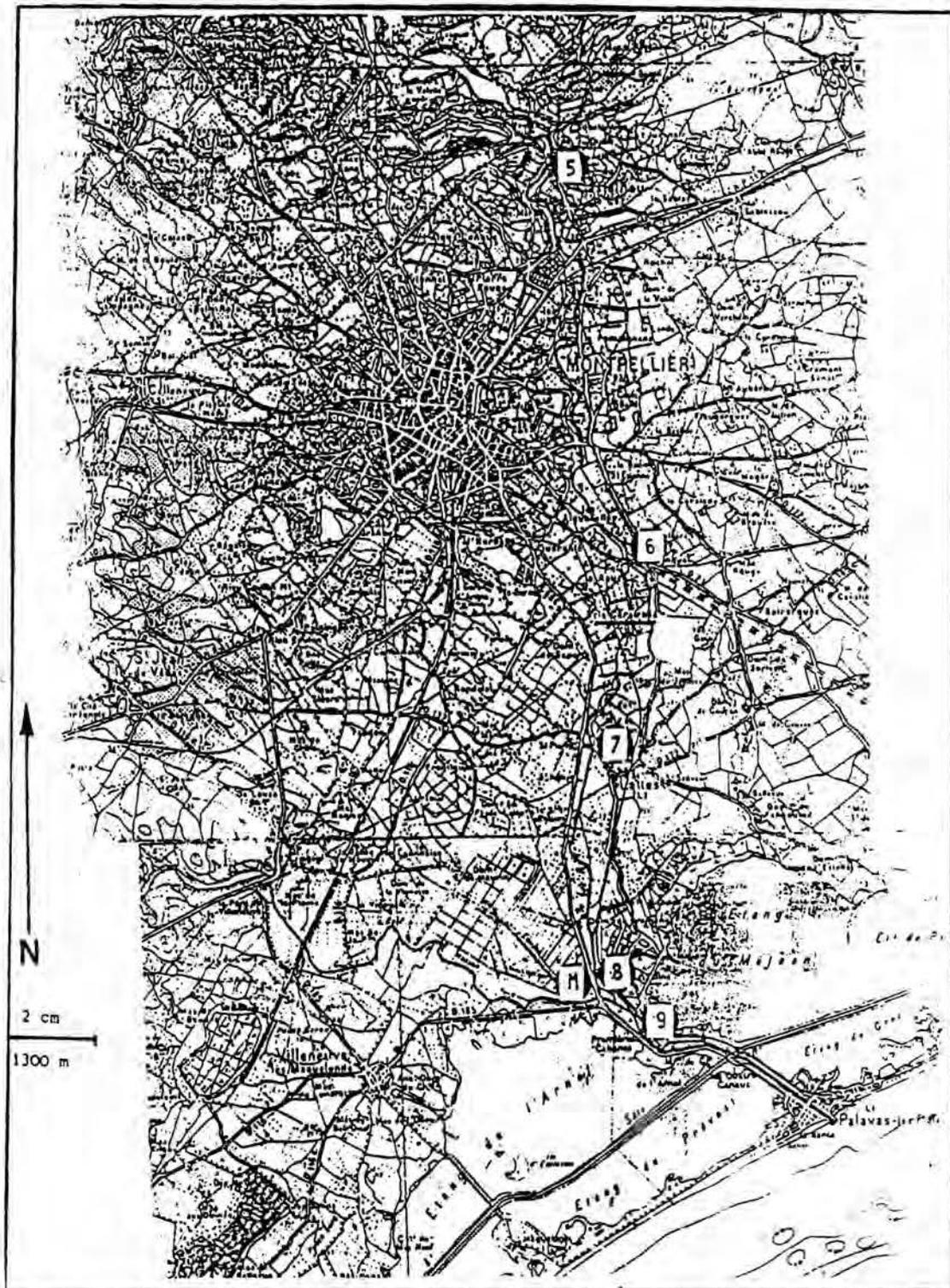


Figure 78 : Localisation des stations d'étude sur le cours du Lez.

La contamination des eaux de la Mosson par les coliformes fécaux est nettement plus importante que celle mesurée dans les eaux du Lez en amont du rejet de la station d'épuration de la Céreirède (5 à 280 fois plus), lorsque le profil de l'évolution spatiale est considéré pour chaque période.

Le taux des abattements des coliformes fécaux entre les stations 7 et 8 (Fig.85 à 90, p.185 à 187) est le plus élevé en juillet et le moins élevé en octobre. Cet abattement est soit nul soit faible (0,39 unités \log_{10} en juillet) entre les stations 8 et 9.

En terme de fonctionnement épuratoire, il est à noter qu'en août, septembre et octobre l'abattement des coliformes fécaux est faible entre les stations 7 et 8 (0,55; 1,00 et 0,49 unités \log_{10}) alors qu'il était plus élevé en juin et juillet (1,76 et 2,29 unités \log_{10}). Le pouvoir auto-épurateur global du Lez paraît donc mieux fonctionner en juin et juillet qu'en août, septembre et octobre.

Cette diminution estivale de son fonctionnement pourrait s'expliquer par une "surcharge" apparaissant dès le mois d'août alors que les conditions climatiques et environnementales d'un bon fonctionnement sont pourtant réunies.

L'abattement relativement élevé des coliformes fécaux au mois de décembre (1,16 unités \log_{10}) entre les stations 7 et 8, alors que celui-ci était nettement plus faible aux mois précédents, pourrait être la résultante d'un débit important du Lez après de fortes précipitations.

III.4.2.2 Evolutions spatio-temporelles des abondances des Salmonella

Les évolutions temporelles des abondances de Salmonella sont reportées sur les figures 91 à 96 (p.188 à 190) et sur le tableau XXXXXI (p.211).

Sauf à la période du 10.07.85 aucune Salmonella n'a été isolée des échantillons d'eau prélevés aux stations 5 et 6, le volume de ces échantillons variant de 1 à 10 litres. Ces deux stations proches d'agglomérations (Castelnau d'une part et Montpellier d'autre part) sont situées en amont du rejet de la station d'épuration de la Céreirède.

A l'inverse, à la station 7 située à deux kilomètres en aval du rejet de la station d'épuration de la Céreirède, les échantillons prélevés lors des six campagnes sont toujours contaminés par Salmonella. Le niveau de contamination est compris entre 1 et 90 Salmonella.l⁻¹. Les plus fortes contaminations se situent en juillet et août.

La présence de Salmonella dans les échantillons prélevés aux stations 8 et 9 n'est pas aussi constante dans le temps qu'à la station 7, mais quatre fois sur six il a été possible de quantifier Salmonella dans les eaux de ces stations. Le niveau maximum est voisin de 90 Salmonella.l⁻¹ (station 9, 14 décembre 1985).

Les eaux de la Mosson, dont les échantillons sont prélevés à 300 mètres environ de la confluence avec le Lez, sont aussi souvent contaminés par Salmonella que celles des stations 8 et 9. Le niveau

maximum est cependant plus faible (9 S.l⁻¹).

Au vu des résultats des évolutions spatiales des abondances de Salmonella (Fig.97 à 102, p.191 à 193) il est à noter que le niveau de contamination des eaux du Lez en amont du rejet de la Céreirède n'a aucune influence sur celui mesuré à la station 7.

Par contre, la qualité bactériologique du rejet de la station d'épuration de la Céreirède exprimée en terme de Salmonella a une influence certaine sur les niveaux de pollution des eaux mesurés aux stations 7, 8 et 9 (les concentrations de Salmonella obtenues, lors de l'étude sur la Céreirède, dans les eaux de la sortie de la station d'épuration sont du même ordre de grandeur que celles des stations 7, 8 et 9).

D'autre part, il ne semble pas que les facteurs de l'auto-épuration propres à ce cours d'eau aient des effets importants et permanents sur la disparition des Salmonella apportées par les eaux usées après épuration dans la station de la Céreirède.

Sur les six campagnes d'étude le pouvoir auto-épurateur paraît efficace au mois de juin et juillet 1985. Au mois d'août celui-ci paraît également efficace bien qu'à la station 9 on dénombre une faible quantité de Salmonella. Il est possible en effet que celles-ci proviennent des eaux de la Mosson puisqu'au point de mesure M (1Km en amont de la station 9) une pollution non négligeable était présente (1 à 9 S.l⁻¹). L'étude sérologique ne permet pas d'affirmer que les Salmonella sérotypées au point 9 soient les mêmes qu'au point M (Mosson). En effet les sérotypes S.paratyphi B et S.agona-S.derby identifiés à la station 9 sont également présents à la station 7 et seul S.agona-S.derby est présent dans les échantillons de la station M.

Pour les trois dernières campagnes le pouvoir auto-épurateur a perdu de son efficacité au point qu'après un trajet de 6,150 Km environ après le rejet de la Céreirède (station 9) la pollution bactérienne exprimée en Salmonella est encore très élevée (10 à 90 S.l⁻¹).

Ce pouvoir épurateur bactériologique paraît s'exprimer d'une façon valable en période estivale et son efficacité est certaine puisque la mise en évidence de Salmonella est négative dans des échantillons d'eau de deux et même dix litres à la station 9 alors que six kilomètres en amont étaient déversées des eaux hautement contaminées par Salmonella (10 à 90 S.l⁻¹).

III.4.2.3 Relations entre les abondances des Salmonella et celles des coliformes fécaux

Pour rechercher si, le même type de relation déjà mis en évidence au cours de l'étude sur la Céreirède entre ces deux groupes bactériens, existe également au niveau du Lez et du fait que les abondances des Salmonella aient été appréciées de façon semi-quantitative, des classes d'abondance de Salmonella ont été créées de la manière suivante: classe 0: absence de Salmonella dans 1, 2 et 10

litres; classe 1: 0,1 à 9 S.l⁻¹; classe 2: 9,1 à 90 S.l⁻¹.

A partir des données recueillies lors des six campagnes sur le Lez, il apparaît qu'une relation existe entre les abondances des coliformes fécaux et celle des Salmonella (Fig.103) comme nous l'avions noté au niveau de la Céreirède.

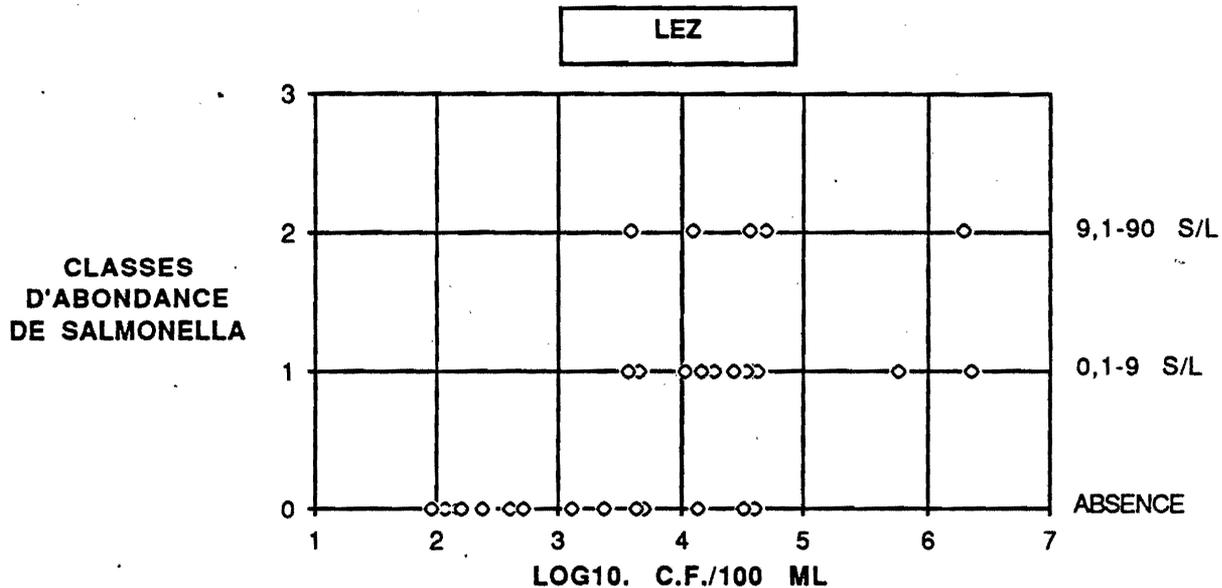


Figure 103 : Relations entre les abondances des coliformes fécaux et celles des Salmonella mesurées aux différentes stations implantées dans le cours du Lez.

Ainsi dans 100% des échantillons contenant moins de 10^3 coliformes fécaux.100 ml⁻¹ aucune Salmonella n'a été mise en évidence quel que soit le volume de l'échantillon (de 1 à 10 litres).

Dans 50% des échantillons où la concentration en coliformes fécaux est comprise entre 10^3 et 10^4 cellules.100 ml⁻¹ il y a présence de Salmonella:

- Il y a entre 0,1 et 9 Salmonella.l⁻¹ pour les trois quarts de ces échantillons positifs.
- Il y a entre 9,1 et 90 Salmonella.l⁻¹ pour le dernier quart.

Enfin pour 90% des échantillons contenant plus de 10^4 coliformes fécaux.100 ml⁻¹, les Salmonella sont présentes. 75% de ces échantillons positifs contiennent entre 0,1 et 9 Salmonella.l⁻¹ et 25% en contiennent entre 9,1 et 90 S.l⁻¹. Seuls 10% des échantillons contenant plus de 10^4 coliformes fécaux.100 ml⁻¹ présentent une absence de Salmonella.

III.4.2.4 Etude sérologique des Salmonella

Le sérotypage des Salmonella isolées des milieux aquatiques pollués peut être envisagé comme une technique de "marquage particulière".

Ainsi lors de la campagne du 4 décembre 1985 à la station M sur les huit souches de Salmonella isolées et sérotypées, quatre appartiennent au sérotype S.sandiego, une au sérotype S.brandenburg et trois au sérotype S.blockley (Fig.109 et 115, p.196 et 199). Ces sérotypes n'ont jamais été isolés dans les échantillons en provenance des stations 6 et 7 (Fig.105 et 106, p.194). Or l'un de ces sérotypes (S.sandiego) est isolé aux stations 8 et 9, et uniquement lors de la campagne du 4 décembre 1985, stations très proches (quelques centaines de mètres) de la confluence Lez-Mosson. A cette date, il semblerait donc que les eaux de la Mosson soient, au moins en partie, responsables de la contamination des eaux des stations 8 et 9.

Par contre, lors de la campagne du 17 octobre 1985, le sérotype S.heidelberg a été isolé dans les échantillons en provenance des stations 7, 8 et 9 et n'a pas été isolé de ceux de la station M (Fig.114, p.198). A cette date, le rejet de la station d'épuration de la Céreirède est en majeure partie responsable de la contamination des eaux des stations 8 et 9.

Le sérotype le plus abondamment rencontré dans cette étude sur le Lez est S.virchow (56/237 souches soit 23,6%). Il est suivi de S.infantis (29/237 soit 12,2%) et S.paratyphi B (27/237 soit 11,3%) (Tableau XXXXXII, p.212).

Ces sérotypes dominants ne sont pas répartis uniformément dans le temps. En effet S.virchow n'était pratiquement présent que le 17 octobre 1985 mais en très forte quantité aussi bien dans le Lez que dans la Mosson (Fig.114, p.198). Ce sérotype était extrêmement rare en France jusqu'en 1980, sa fréquence a brutalement augmenté à partir de 1981 essentiellement dans les élevages de volailles qui ont contaminé secondairement l'homme et en conséquence les eaux superficielles (LE MINOR, 1985). Les sérotypes S.paratyphi B et S.virchow sont souvent présents dans les eaux de sortie de la station d'épuration de la Céreirède.

La répartition de ces sérotypes par groupes antigéniques (selon l'antigène somatique O) montre une nette dominance du groupe C (125/237 soit 52,7%) suivi des groupes B (94/237 soit 39,7%), D (13/237 soit 5,5%), E (3/237 soit 1,3%) et G (2/237 soit 0,8%). Nous retrouvons, dans les eaux du Lez, les mêmes groupes antigéniques que ceux mis en évidence dans les eaux de la Céreirède. Mais, le groupe B n'est plus dominant et est surpassé par le groupe C (Fig.116 à 126, p.199 à 204 et Tableau XXXXXIII, p.212). La substitution de la dominance du groupe C à celle du groupe B, dans les eaux du Lez, est due en majeure partie au grand nombre de S.virchow isolées au mois d'octobre (56/237 soit 23,6%).

Les évolutions spatio-temporelles de la fréquence relative (%) de ces différents groupes

antigéniques (Fig.116 à 120, p.199 à 201) montrent que seuls les groupes B et C sont fréquemment isolés dans les eaux du Lez. Les autres groupes (D, E et G) ne sont isolés qu'à la station 7, station proche du point de rejet des eaux épurées de la Céreirède (Fig.117, p.200).

L'ensemble des sérotypes isolés au cours de cette étude appartiennent à la sous-espèce I (anciennement sous-genre I).

III.4.2.5 Conclusion

Au cours de l'étude de l'impact de la pollution bactériologique, en terme de Salmonella et des coliformes fécaux, des eaux usées épurées par boues activées (la Céreirède) sur la qualité des eaux du fleuve côtier le Lez, nous avons observé que les évolutions des abondances de ces deux groupes bactériens ne fluctuaient pas selon un rythme saisonnier comme cela avait été noté lors de l'étude sur la Céreirède. Les plus fortes abondances des coliformes fécaux et des Salmonella se trouvent à la station 7 (située à deux kilomètres en aval du rejet de la station d'épuration de la Céreirède) et les plus faibles, rencontrées aux stations 8 et 9 (située à 6,150 km du rejet).

La contamination des eaux de la Mosson (confluent du Lez) par ces deux groupes bactériens est nettement plus importante que celle mesurée dans les eaux du Lez en amont du rejet de la station d'épuration de la Céreirède lorsque le profil de l'évolution spatiale est considéré pour chaque période.

Le pouvoir auto-épuration global du Lez paraît mieux fonctionner à la période estivale.

La relation entre les évolutions simultanées des abondances des coliformes fécaux et celles des Salmonella, observées dans les eaux du lagunage, de l'étang de Thau et de la Céreirède, est également constatée dans les eaux du Lez. Ainsi, dans 100% des échantillons contenant moins de 10^3 coliformes fécaux.100 ml⁻¹ aucune Salmonella n'a été mise en évidence quel que soit le volume de l'échantillon (1 à 10 litres). Alors que seuls 10% des échantillons contenant plus de 10^4 coliformes fécaux.100 ml⁻¹ présentent une absence de Salmonella.

La sérotypie des Salmonella isolées montre une dominance du sérotype S.virchow, du groupe C et de la sous-espèce I. Les évolutions spatio-temporelles exprimées en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques montrent que seuls les groupes B et C sont fréquemment isolés dans les eaux du Lez. Les autres groupes (D, E et G) ne sont isolés qu'à la station 7, station proche du point de rejet des eaux usées épurées de la Céreirède.

III.5 La station à filière de traitement physico-chimique

III.5.1 Introduction et Présentation de la station d'épuration de Sainte Marguerite

La station Sainte Marguerite assure l'épuration des eaux usées des communes de Toulon, La Valette, La Garde et Le Pradet. Le débit journalier de pointe est de $1.600 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ en temps sec et de $3.500 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ en temps pluvieux. Les eaux usées arrivant à la station subissent un dégrillage préalable puis sont relevées avant d'être admises dans la filière de traitement. Celle-ci comprend le dégrillage fin constitué de deux grilles parallèles, un dégraissage, un dessablage avec préaération et un traitement physico-chimique constitué par une décantation-floculation (chaux et chlorosulfate de fer).

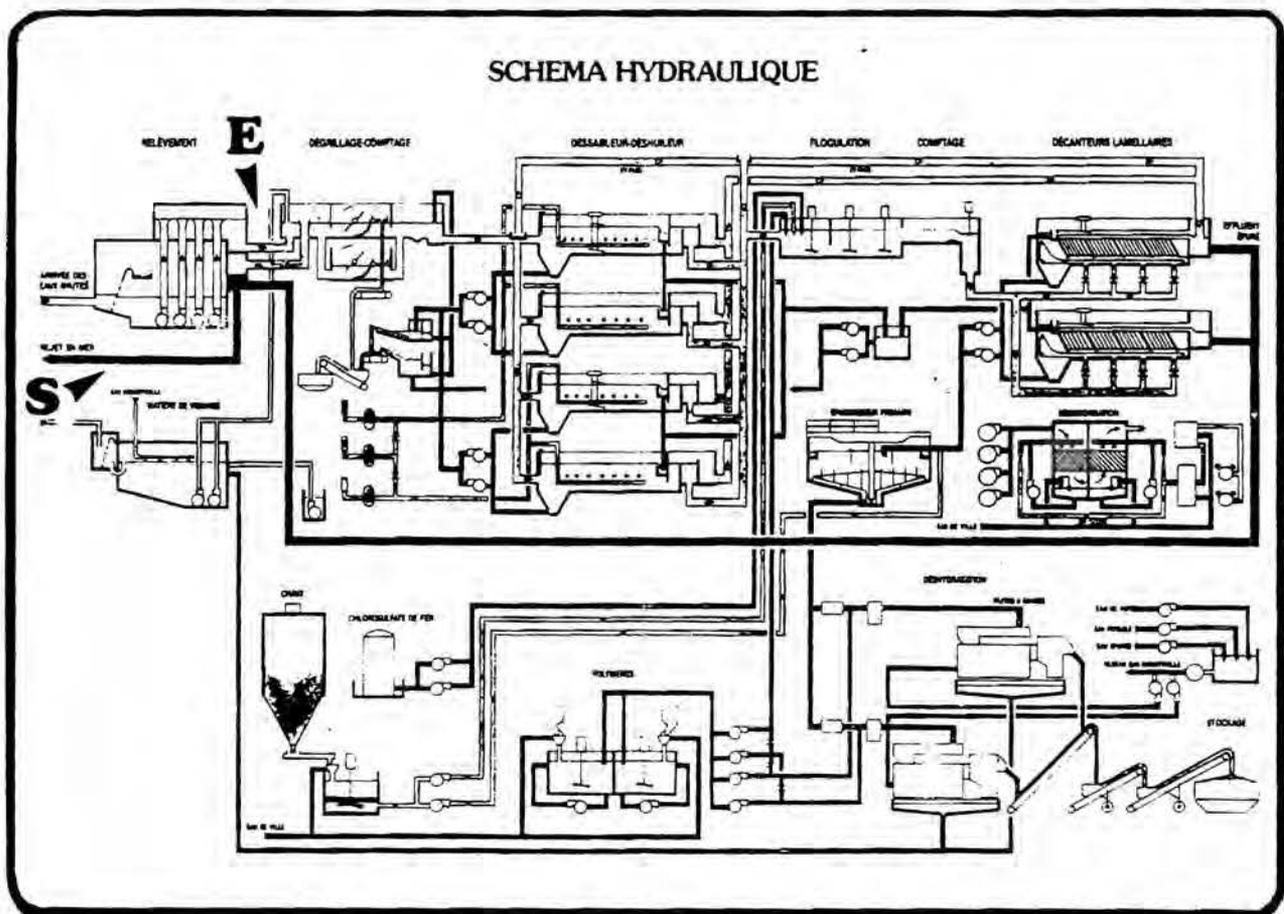


Figure 127 : Schéma des installations d'épuration des eaux usées de la ville de Toulon: station d'épuration de Sainte Marguerite. **E** : station de prélèvement à l'entrée; **S** : station de prélèvement à la sortie

La coagulation consiste à introduire dans l'eau un produit capable (1) de décharger les colloïdes généralement électronégatifs présents dans l'eau, (2) de donner naissance à un précipité. Ce produit est appelé un coagulant. La formation du floc étant amorcée par l'introduction du coagulant. Il est nécessaire d'accroître son volume, son poids et surtout sa cohésion. Le grossissement du floc sera favorisé par: (1) une diffusion rapide et complète du coagulant au moment de son introduction (agitation violente mais de courte durée), (2) une augmentation de la quantité du floc dans l'eau par recirculation des boues déjà formées par le traitement antérieur, (3) un brassage homogène et long de l'ensemble afin d'augmenter la probabilité de rencontre des particules colloïdales déchargées électriquement avec une particule de floc, (4) l'emploi de certains produits appelés floculants.

Les floculants, appelés aussi adjuvants de coagulation ou adjuvants de floculation ou encore adjuvants de filtration, sont des produits destinés à favoriser chacune de ces opérations. L'action peut se produire au niveau de la vitesse de réaction (floculation plus rapide) où au niveau de la qualité du floc (floc plus lourd, plus volumineux, plus cohérent). On peut distinguer les floculants par leur nature (minérale ou organique), leur origine (synthétique ou naturelle), le signe de leur charge électrique (anionique, cationique, non ionique). Pour obtenir une bonne floculation, il est nécessaire de créer pendant quelques minutes un mélange énergétique au moment de l'introduction des réactifs. Le brassage peut s'obtenir à l'aide d'agitateurs rapides (agitateurs à hélice, turbines, bicônes). Ce brassage rapide sera suivi d'une agitation lente pendant cinq minutes ou plus. Cette dernière peut avoir lieu dans un floculateur séparé ou à l'intérieur du décanteur proprement dit. Dans ce cas on utilise, soit des turbines de recirculation, soit l'action du lit de boue lui-même.

Pour obtenir une bonne efficacité de traitement tout en limitant la surface occupée au sol, la station est équipée d'un décanteur lamellaire à contre-courant comprenant deux files indépendantes. Les eaux floculées et décantées sont rejetées en mer à une profondeur de 48 mètres. Les boues extraites au cours du traitement sont envoyées dans un épaisseur où elles sont concentrées avant leur stabilisation chimique (éventuelle) et leur déshydratation dans des presses à bandes. Ces boues sont soit utilisées en agriculture, soit incinérées ou mises en décharge.

La station d'épuration est située sur la commune de la garde. Les eaux usées sont relevées à une côte supérieure à celle des plus hautes eaux, ce qui permet le traitement des effluents, même en cas d'inondation ainsi que le rejet gravitaire des eaux épurées dans l'émissaire en mer.

La station d'épuration de conception compacte procure une protection contre le bruit et les odeurs et l'intégration de la station dans l'environnement paysager.

Etant donné l'aspect architectural de la station (type compacte) et le type de traitement (physico-chimique), la qualité bactériologique de l'effluent épuré ne peut être que fonction des fluctuations de débits entrants.

Pour cette raison et afin de déterminer l'efficacité épuratoire d'un tel ouvrage vis-à-vis de la pollution bactériologique évaluée par les indicateurs de pollution fécale (coliformes fécaux) et une bactérie pathogène (*Salmonella*), nous avons effectué deux campagnes d'échantillonnage, à la période estivale (juillet 1986), à deux niveaux de charge polluante entrante:

- à forte charge, prélèvements effectués entre 12 et 14 heures (7 juillet 1986);
- à faible charge, prélèvements effectués entre 7 et 9 heures du matin (8 juillet 1986).

Les prélèvements sont effectués à l'entrée de la station au niveau de l'arrivée des eaux usées brutes avant les ouvrages de prétraitements, et à la sortie après décantation lamellaire et avant le rejet en mer (Fig.127). Le temps de séjour des eaux usées au niveau de la station d'épuration est d'environ une demi-heure.

III.5.2 Résultats et discussion

III.5.2.1 Evolutions spatio-temporelles des abondances des coliformes fécaux

Les abondances des coliformes fécaux dans les eaux usées à l'entrée de la station d'épuration sont environ deux fois plus importantes à forte charge (7,4 unités \log_{10}) qu'à faible charge (7,1 unités \log_{10}). Les valeurs d'abondance obtenues sont du même ordre de grandeur que celles constatées au niveau des eaux usées de la ville de Montpellier. A la sortie de la station d'épuration, les abondances enregistrées à forte et faible charges sont respectivement de 7 et 6,9 unités \log_{10} (Fig.128 et 129 et Tableau XXXXXIV, p.214).

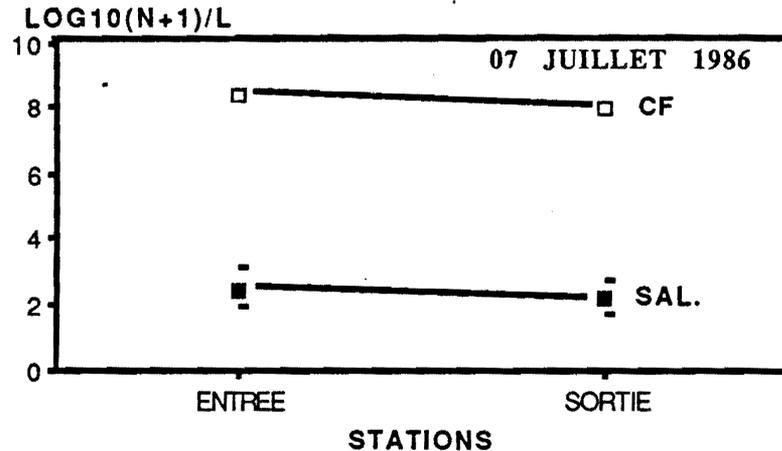


Figure 128 : Evolutions spatiales des abondances des coliformes fécaux (CF) et Salmonella (SAL.) à forte charge.

Les abattements des abondances des coliformes fécaux obtenus sont de 0,39 unités \log_{10} à forte charge et de 0,22 unités \log_{10} à faible charge. Ces abattements sont nettement inférieurs à ceux enregistrés au niveau des procédés d'épuration par lagunage et boues activées (Tableau XXXXXV, p.214).

En terme d'efficacité épuratoire, les pourcentages d'épuration obtenus à forte et à faible charges sont respectivement de 59,3% et 39,7% (Tableau XXXXXV, p.214)

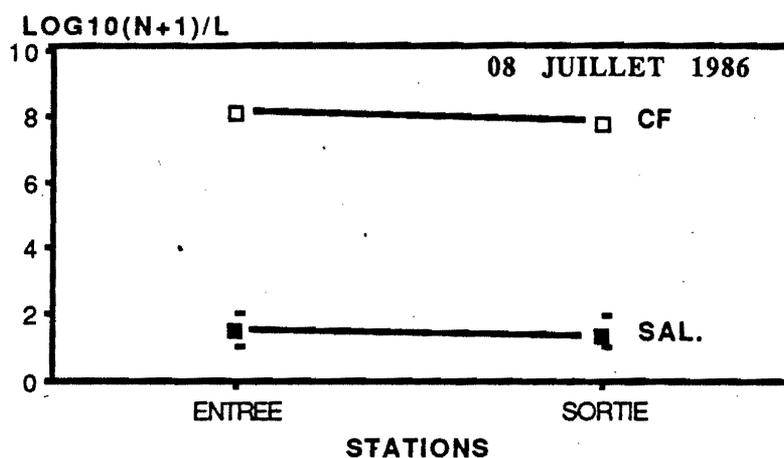


Figure 129 : Evolutions spatiales des abondances des coliformes fécaux (CF) et Salmonella (SAL.) à faible charge.

Le faible rendement épuratoire obtenu est peut être dû au temps de séjour très court, des eaux usées à épurer, au niveau de la station.

III.5.2.2 Evolutions spatio-temporelles des abondances des Salmonella

Les valeurs d'abondance des Salmonella obtenus, dans les eaux usées à l'entrée de la station d'épuration, sont dix fois plus importantes à forte charge (300 Salmonella.l⁻¹) qu'à faible charge (30 Salmonella.l⁻¹) (Fig.128 et 129 et Tableau XXXXXVI, p.213). Ces valeurs d'abondance sont, comme pour les coliformes fécaux, du même ordre de grandeur que celles constatées dans les eaux de Montpellier.

A la sortie de la station, leur niveau d'abondance fluctue entre 160 Salmonella.l⁻¹ à forte charge et 24 Salmonella.l⁻¹ à faible charge (Fig.128 et 129 et Tableau XXXXXVII, p.213). Ces concentrations n'ont jamais été obtenues dans les effluents de sortie des procédés d'épuration par lagunage et par boues activées précédemment étudiés.

Les abattements des abondances des Salmonella obtenus au niveau de la station d'épuration sont de 0,27 et 0,10 unités log₁₀ respectivement à forte et faible charge (Tableau XXXXXV, p.214).

Les pourcentages d'épuration obtenus sont nettement inférieurs à ceux obtenus pour les coliformes fécaux. Ils sont de 46,7% à forte charge et de 20% à faible charge (Tableau XXXXXV,

p.214). On remarque à l'analyse des résultats que, quel que soit le groupe bactérien considéré (coliformes fécaux ou Salmonella), le rendement épuratoire obtenu à forte charge est supérieur à celui obtenu à faible charge.

III.5.2.3 Relations entre les abondances des Salmonella et celles des coliformes fécaux

Le même type de relation précédemment mis en évidence lors des études antérieures (lagunage, étang, station biologique et fleuve côtier) existe dans les eaux au niveau de la station d'épuration de Sainte Marguerite. En effet, aux deux campagnes de prélèvements effectuées, les abondances des coliformes fécaux des échantillons d'eaux, prélevés à l'entrée et à la sortie de la station, sont comprises entre 6,9 et 7,4 unités \log_{10} et présentent tous des Salmonella à un niveau d'abondance compris entre 24 et 300 Salmonella. l^{-1} .

III.5.2.4 Etude sérologique des Salmonella

Au cours de ces deux périodes échantillonnées, 14 sérotypes différents ont été isolés (Fig. 130 et 131 et Tableau XXXXXIX, p.215).

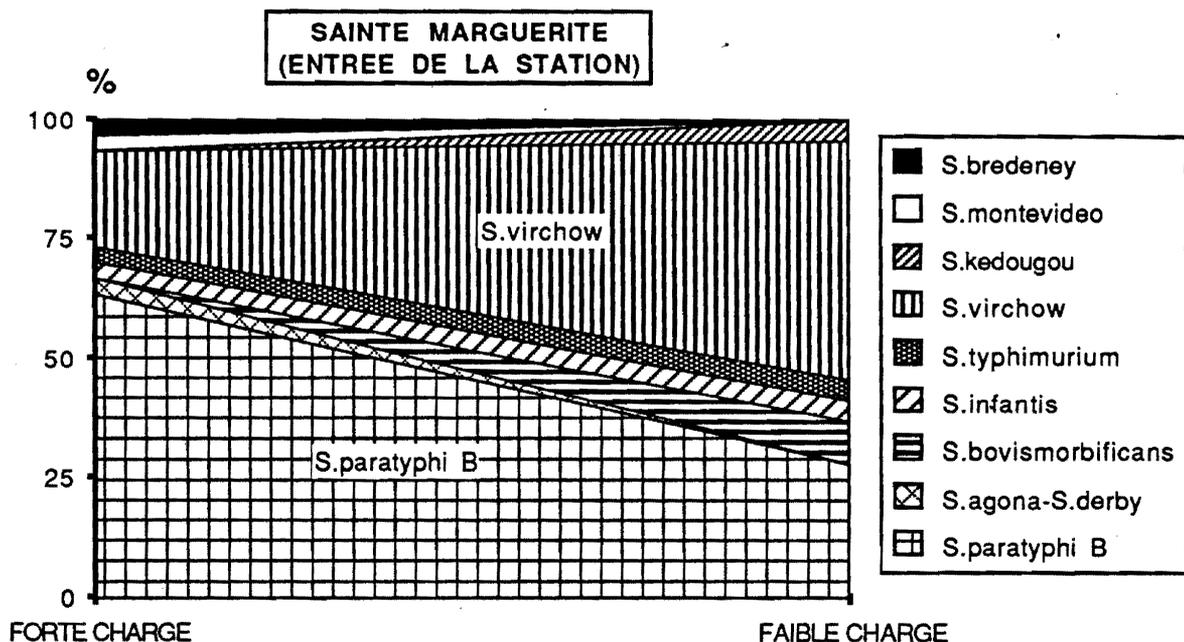


Figure 130 : Evolutions temporelles exprimées en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux d'entrée de la station d'épuration de Sainte Marguerite.

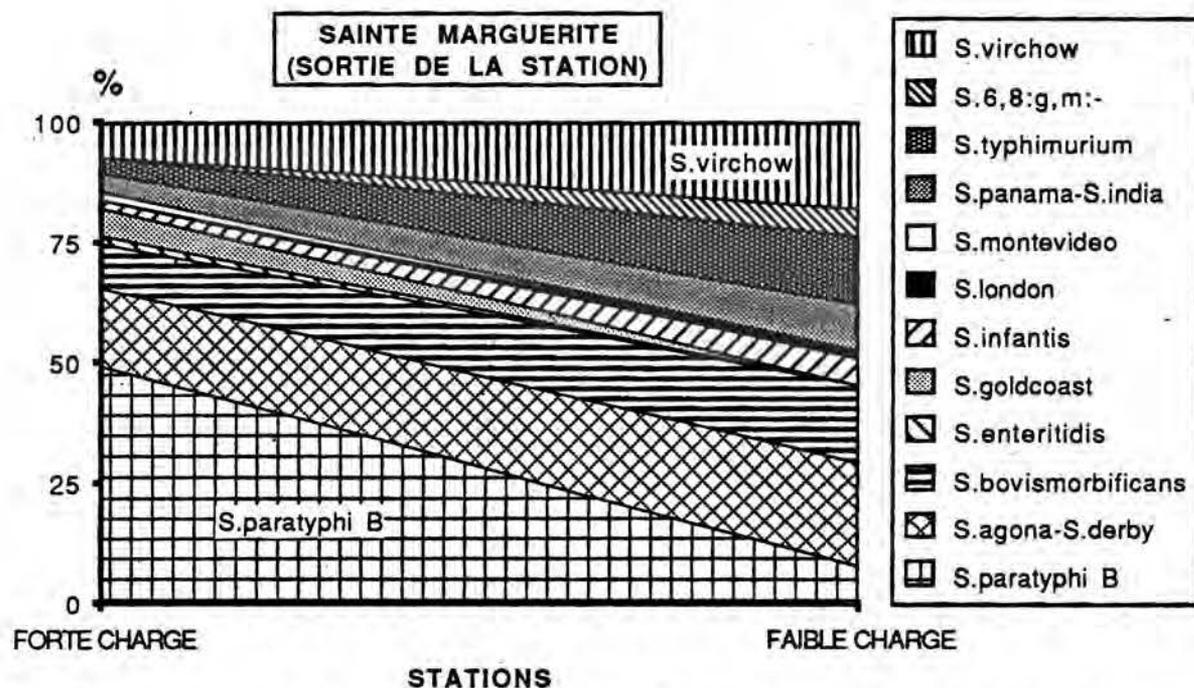


Figure 131 : Evolutions temporelles exprimées en fréquence relative (%) des différents sérotypes de *Salmonella* dans les eaux de sortie de la station d'épuration de Sainte Marguerite.

Le sérotype le plus abondamment représenté est *S. paratyphi B* (56/162 soit 34,6%) suivi de *S. virchow* (31/162 soit 19,1%), *S. agona-S. derby* (22/162 soit 13,6%) de *S. bovismorbificans* (16/162 soit 9,9%) et *S. typhimurium* (12/162 soit 7,4%).

Nous retrouvons le même sérotype dominant dans les eaux au niveau de la station d'épuration de Sainte Marguerite que dans celles au niveau des ouvrages précédemment étudiés (Fig.130 et 131). A l'opposé des évolutions spatio-temporelles des abondances, on observe aucune différence significative dans le nombre de sérotypes isolés à forte et à faible charges polluantes entrantes, aussi bien dans les eaux d'entrée que celles de sortie (Fig.132 et 133).

Les évolutions spatio-temporelles des indices de structures (H et R) sont représentées dans la figure 138.

On note une nette augmentation de la diversité des sérotypes dans les eaux de sortie de la station par rapport à celles dans les eaux de l'entrée (Fig.132 et 133). Cette accroissement de la diversité est peut être dû à un apport supplémentaire en sérotypes engendré par le recyclage des boues entre les bassins de décantation et de floculation.

La répartition de l'ensemble de souches des sérotypes isolés par groupes antigéniques (selon l'antigène somatique O) montre une large dominance des groupes B (91/162 soit 56,2%) et C (61/162 soit 37,6%) suivi des groupes D (8/162 soit 4,9%), E (1/162 soit 0,6%) et G (1/162 soit 0,6%) (Tableau XXXXXX, p.215).

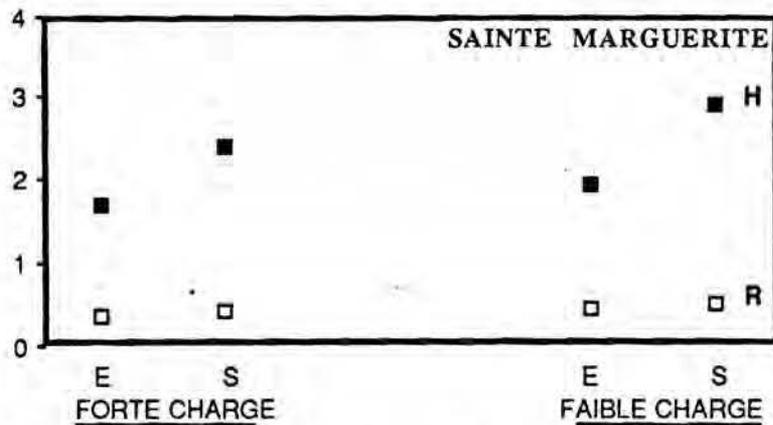


Figure 138 : Evolutions spatio-temporelles des indices de structure (indice de diversité de Shannon: H et indice de régularité: R) des sérotypes de *Salmonella* isolés à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration de Sainte Marguerite.

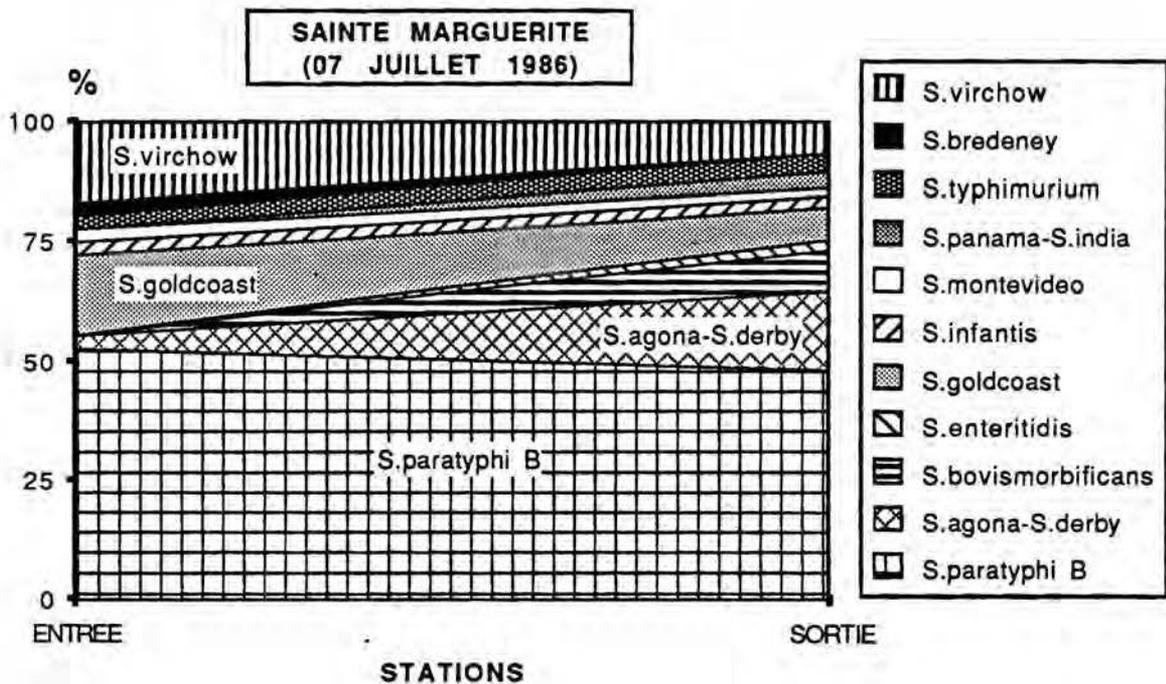


Figure 132 : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents sérotypes de *Salmonella* dans les eaux de l'entrée et de sortie de la station d'épuration de Sainte Marguerite à forte charge polluante entrante.

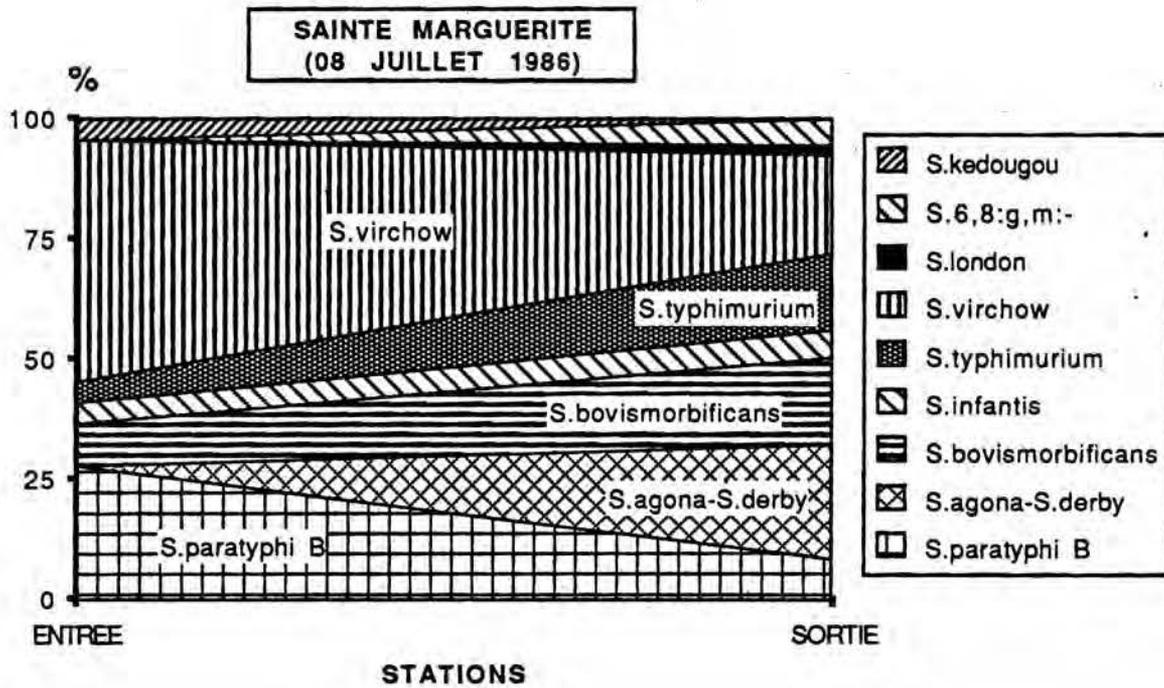


Figure 133 : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents sérotypes de *Salmonella* dans les eaux de l'entrée et de sortie de la station d'épuration de Sainte Marguerite à faible charge polluante entrante.

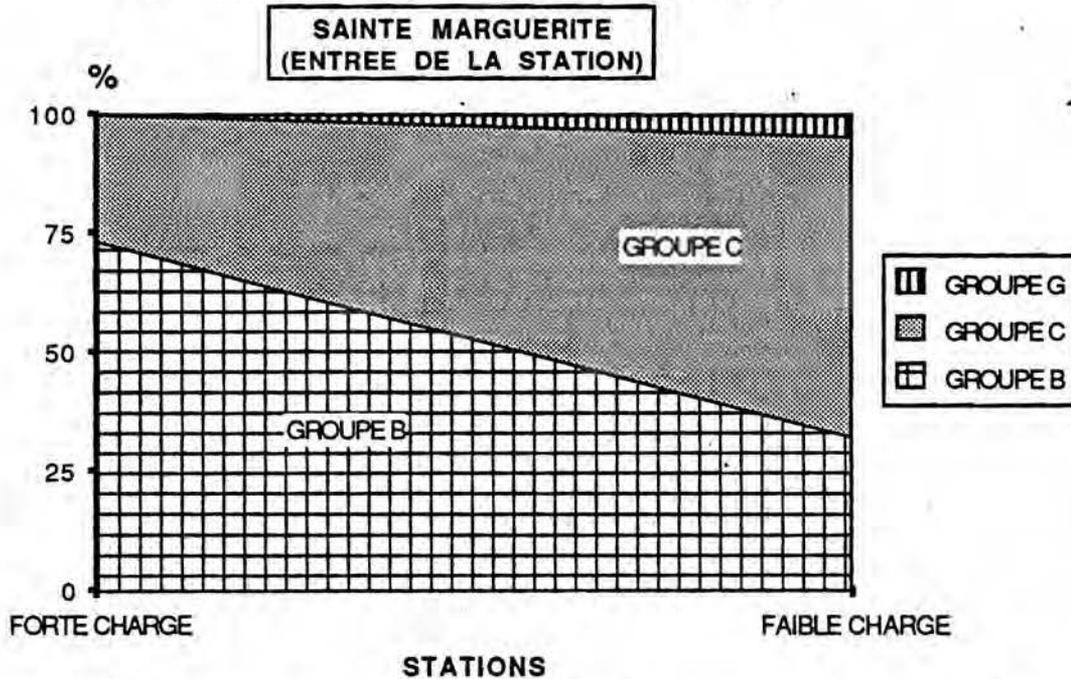


Figure 134 : Evolution temporelle exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* dans les eaux d'entrée de la station d'épuration de Sainte Marguerite.

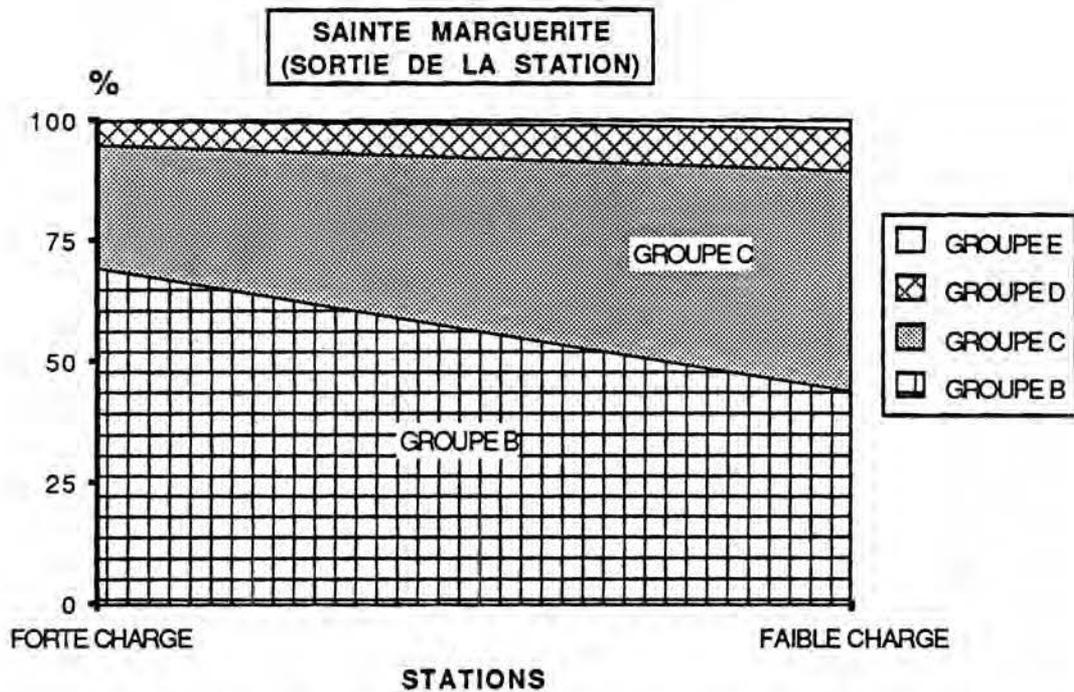


Figure 135 : Evolution temporelle exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* dans les eaux de sortie de la station d'épuration de Sainte Marguerite.

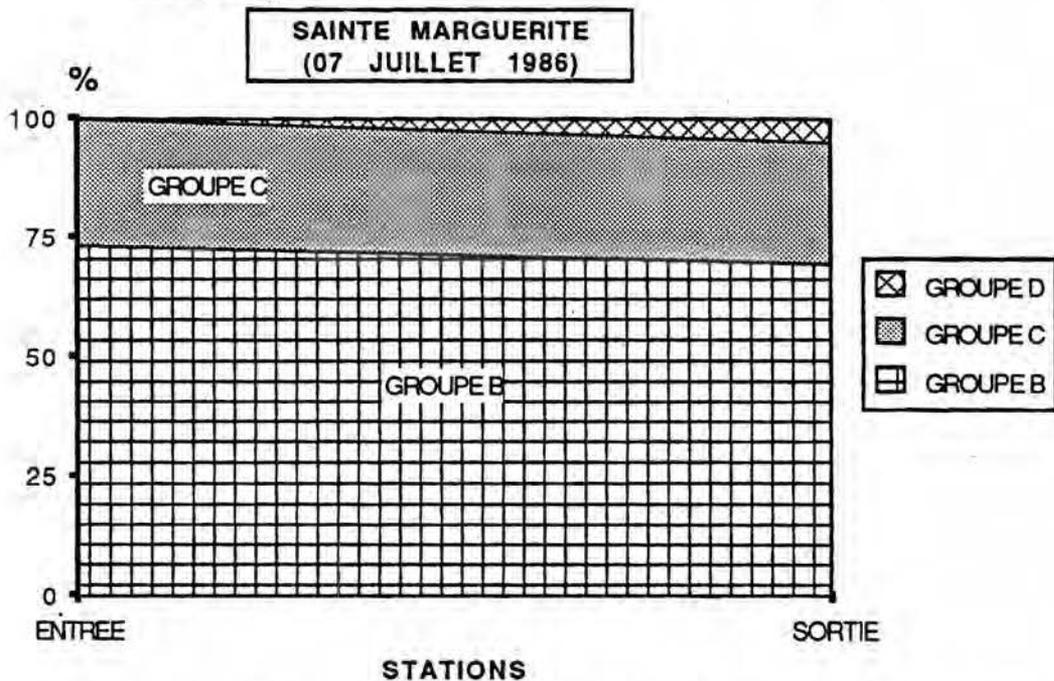


Figure 136 : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques dans les eaux de l'entrée et de sortie de la station d'épuration de Sainte Marguerite à forte charge polluante entrante.

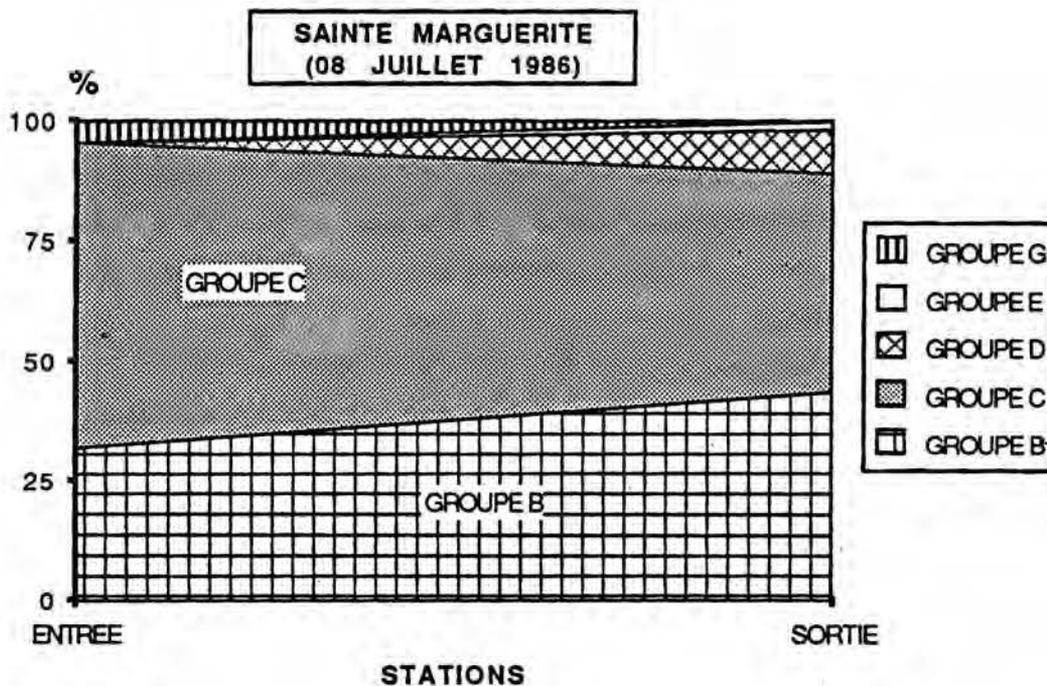


Figure 137 : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques dans les eaux de l'entrée et de sortie de la station d'épuration de Sainte Marguerite à faible charge polluante entrante.

Comme pour les évolutions spatio-temporelles des sérotypes on observe aucune différence significative dans le nombre de groupes antigéniques, isolés à l'entrée et à la sortie de la station, à forte et à faible charges polluantes entrantes et une diversification plus importante de ces groupes à la sortie de la station (Fig.134 à 137).

III.5.2.5 Etude de l'antibiorésistance des *Salmonella*

Le même protocole expérimental suivi lors des études de résistance aux antibiotiques précédentes (lagunage de Mèze, étang de Thau, la Céreirède et le fleuve côtier le Lez) est reproduit dans cette étude.

Pour la réaliser, nous avons prélevé vingt huit et trente deux souches, respectivement à l'entrée et à la sortie de la station, appartenant au sérotypes rencontrés à la fois dans les eaux usées et les eaux épurées au deux périodes échantillonnées.

Sur les vingt huit souches isolées dans les eaux usées à l'entrée de la station, six présentent une sensibilité totale au quatorze antibiotiques utilisés (21,4%). 60,7% des souches (17/28) présentent une résistance intermédiaire, soit à un seul antibiotique (9 souches dont 4 à l'acide nalidixique, 3 à la

tobramycine et 2 à l'amikacine), soit à deux antibiotiques (7 souches dont 3 à l'association tobramycine-acide nalidixique, 2 à l'association tobramycine-amikacine, 1 à l'association cefalexine-tobramycine et 1 à l'association amikacine-acide nalidixique) soit à trois antibiotiques (1 souche, aux antibiotiques: amikacine, doxycycline et l'acide nalidixique). Seules cinq souches (17,9%) présentent une résistance complète dont une à un seul antibiotique (acide nalidixique), deux à un seul antibiotique associée à une résistance intermédiaire à un antibiotique (1 souche résistante à la tobramycine et intermédiaire à l'amikacine) ou à deux antibiotiques (1 souche résistante à la tobramycine et intermédiaire à la doxycycline et à l'acide nalidixique), une à deux antibiotiques (l'acide nalidixique et la cotrimoxazole) et une à trois antibiotiques (tobramycine, doxycycline et acide nalidixique) (Fig.139).

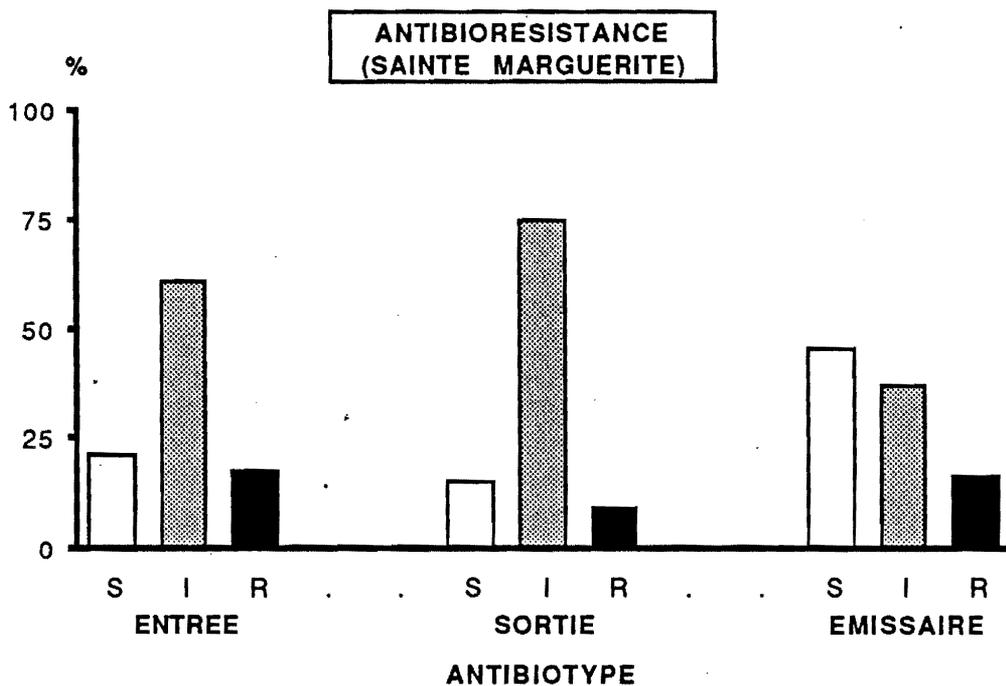


Figure 139 : Evolution du profil de résistance aux antibiotiques des sérotypes dominants de Salmonella à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration de Sainte Marguerite et au niveau du rejet en mer. (S) : sensible, (I) : intermédiaire et (R): résistante

Au niveau de la sortie de la station, 15,6% des souches isolées (5/32) présentent une sensibilité totale aux antibiotiques. 75% (24/32) possèdent une résistance intermédiaire soit à un seul antibiotique (7 souches à la tobramycine, 3 à l'acide nalidixique et 2 à l'amikacine) soit à deux

antibiotiques (5 souches à l'association tobramycine-acide nalidixique, 1 à l'association tobramycine-ampicilline, 1 à l'association tobramycine-amikacine, 1 à l'association amikacine-acide nalidixique et 1 à l'association doxycycline-acide nalidixique) soit à trois antibiotiques (2 souches à l'association tobramycine, amikacine, acide nalidixique et 1 à l'association ampicilline, doxycycline, acide nalidixique). Seules 3 souches (9,4%) possèdent une résistance complète à un seul antibiotique (2 souches à la tobramycine et une à l'acide nalidixique associée à une résistance intermédiaire à l'amikacine) (Fig.139).

On remarque, qu'aussi bien à l'entrée qu'à la sortie de la station, le nombre de souches possédant une résistance intermédiaire à un ou plusieurs antibiotiques est très important (respectivement 60,7 et 75%).

Les profils de résistance aux antibiotiques obtenus entre les eaux de l'entrée et celles de sortie ne sont pas significativement différents. Compte tenu du temps de séjour très court des eaux usées au niveau de la station, ce procédé ne paraît pas participer à une sélection de souches résistantes aux antibiotiques rejetées par la suite dans le milieu récepteur. De même les Salmonella, après passage à travers la station, ne semblent pas acquérir des facteurs de résistance aux antibiotiques supplémentaires.

III.5.2.6 Conclusion

Lors de cette étude, nous avons vu que les coliformes fécaux et les Salmonella présentaient, à l'entrée de la station d'épuration de Sainte Marguerite, un niveau d'abondance comparable à celui observé à l'entrée de la station de la Céreirède.

Le rendement épuratoire de la station, vis-à-vis de ces deux groupes bactériens, est très inférieur à ceux obtenus au niveau des deux procédés d'épuration par lagunage et par boues activées.

La relation entre les abondances des coliformes fécaux et celles des Salmonella, constatée dans les eaux au niveau des deux ouvrages épurateurs précédents et leur milieu récepteur, est maintenue dans cette étude. Ainsi, comme les concentrations en coliformes fécaux obtenues ne sont pas inférieures à 10^6 cellules.100 ml⁻¹, les Salmonella ont été toujours présentes dans les échantillons d'eau analysés.

Les résultats de l'étude sérologique montrent une nette dominance du sérotype S.paratyphi B et du groupe antigénique B.

Comme au niveau des ouvrages épurateurs précédents, il semble que le procédé d'épuration physico-chimique ne participe pas à une sélection de souches résistantes aux antibiotiques et que les Salmonella ne présentent aucune acquisition de facteurs de résistance supplémentaires après épuration.

III.6 *Impact sanitaire de l'effluent épuré sur le milieu récepteur: Mer Méditerranée*

III.6.1 Introduction

Les eaux usées épurées par la station de Sainte marguerite sont rejetées en mer, par un émissaire de 1.800 mètres de longueur, à une profondeur de 48 mètres dans une zone semi-fermée (grand rade) abritée des vents dominants. Pour estimer les apports à la mer des bactéries pathogènes (Salmonella), engendrés par le rejet des eaux usées épurées, et leur devenir, une campagne de prélèvements a été effectuée le 16 octobre 1986.

Les prélèvements ont été effectués à la sortie de l'émissaire, dans le panache à cinq mètres de la surface, dans le nuage et dans le champ proche (cette étude entre dans un programme scientifique développé par l'Institut Français pour la Recherche et l'Exploitation de la Mer dans le site de Toulon-est). La quantification des Salmonella par la méthode du nombre le plus probable n'a été possible qu'à la sortie de l'émissaire en mer. Dans les autres situations l'estimation de leur concentration a été évaluée de façon semi-quantitative. Le volume maximal d'eau analysé est alors de 10 litres.

Le rejet profond des eaux usées épurées à la sortie de l'émissaire en mer (- 48m) se fait par jaillissement horizontal. Trois terminologies différentes sont utilisées suivant le moment du parcours et l'importance relative des forces agissantes:

◊ **JET** : partie de la trajectoire de l'effluent dans l'eau de mer, pendant laquelle les forces liées à la vitesse d'émission (quantité de mouvement) dépasse en importance les forces de flottabilité.

◊ **PANACHE** : zone de remontée et de dilution de l'effluent. Dans cette partie, les forces liées à la vitesse d'émission ne sont plus perceptibles. Seule, joue la force de flottabilité ("buoyancy") et, avec moindre importance, les forces liées à l'advection du courant marin.

◊ **NUAGE** : une fois que, dans le panache, l'effluent atteint une densité d'équilibre avec le milieu extérieur marin, le couple advectif-dispersif prend le pas sur la vitesse de remontée. Ce nuage peut dans certains cas atteindre la surface. La partie visible prendra alors le nom de **tache** (bidimensionnelle). Les limites du nuage et de la tache sont définies, arbitrairement, comme la région où les concentrations en matières en suspension sont systématiquement égales ou plus grandes qu'un milligramme par litre (mg.l^{-1}).

◊ **CHAMP PROCHE** : volume enveloppé de l'ensemble des positions du nuage sur un cycle annuel. Il est constitué par un cylindroïde ayant un rayon de 300 mètres et centré sur l'extrémité de l'émissaire. Les temps de séjour moyens probables sont de 5 à 30 secondes au niveau du jet, de 3 à 10 minutes dans le panache et de 1 à 3 heures dans le nuage.

III.6.2 Résultats et discussion

III.6.2.1 Evolutions spatiales des abondances des *Salmonella*

La concentration en *Salmonella* obtenue à la sortie de l'émissaire en mer est de 110 *Salmonella*.l⁻¹. Au niveau du panache, à cinq mètres de la surface, elles ne sont mises en évidence que dans l'échantillon de 10 litres et leur concentration est alors comprise entre 0,1 et 0,9 *Salmonella*.l⁻¹. Par contre, dans le nuage aucune *Salmonella* n'est mise en évidence quel que soit le volume de l'échantillon analysé (1 et 10 litres).

Dans le champ proche, la concentration des *Salmonella* est comprise entre 1 et 9 *Salmonella*.l⁻¹.

La concentration en *Salmonella* obtenue à la sortie de l'émissaire est du même ordre de grandeur que celles des eaux de sortie de la station.

III.6.2.2 Etude sérologique des *Salmonella*

Les sérotypes de *Salmonella* isolés dans les eaux à la sortie de l'émissaire en mer, dans le panache et dans le champ proche sont représentés dans la figure 140.

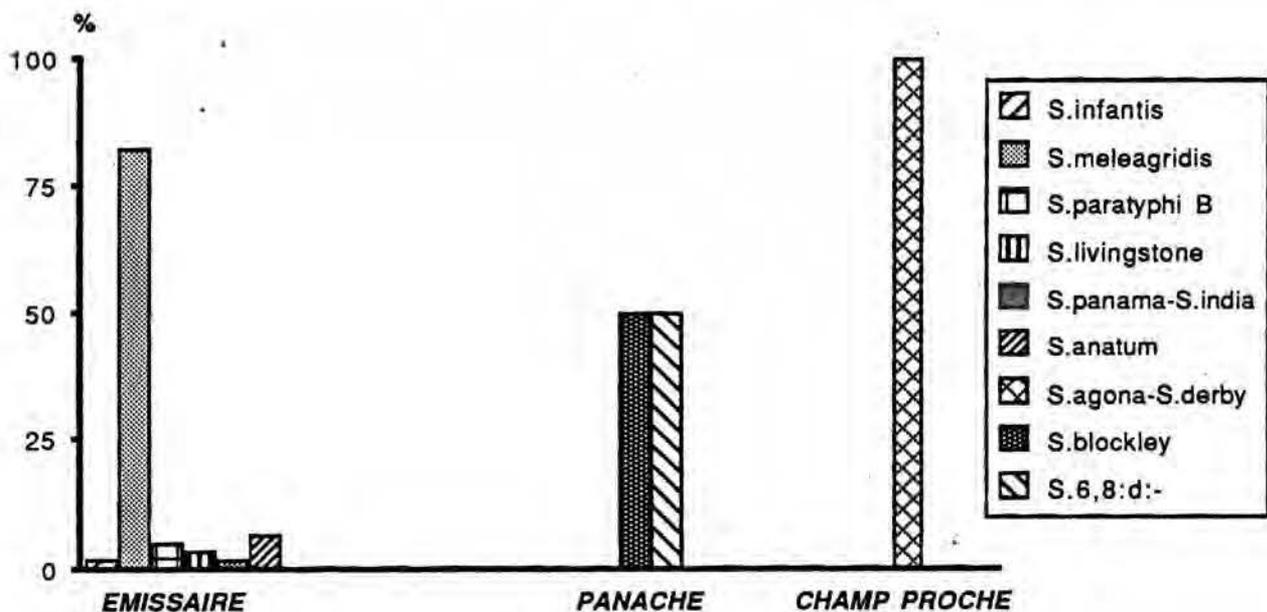


Figure 140 : Fréquence relative (%) des différents sérotypes de *Salmonella* isolés dans les eaux à la sortie de l'émissaire en mer, dans le panache et dans le champ proche.

La diversité des sérotypes au débouché de l'émissaire en mer reste élevé ($H = 0,88$ et $R = 0,15$). En effet, six sérotypes ont été isolés dont *S.meleagridis* est le sérotype dominant. Alors qu'au niveau du panache, seuls deux sérotypes ont été mis en évidence (*S.blockley* et *S.6,8:d:-*). Seule *S.agona-S.derby* a été isolée des eaux du champ proche.

La répartition de l'ensemble des souches de *Salmonella* isolés par groupes antigéniques (selon l'antigène somatique), au niveau des eaux de mer à la sortie de l'émissaire, montre une nette dominance du groupe E (88,5%). On note, par ailleurs, la présence dans ces eaux de quatre groupes antigéniques (B, C, D et E) parmi les cinq groupes les plus fréquents chez l'homme, chez les animaux, dans les eaux et divers produits (Groupes B, C, D, E et G) (Fig.141).

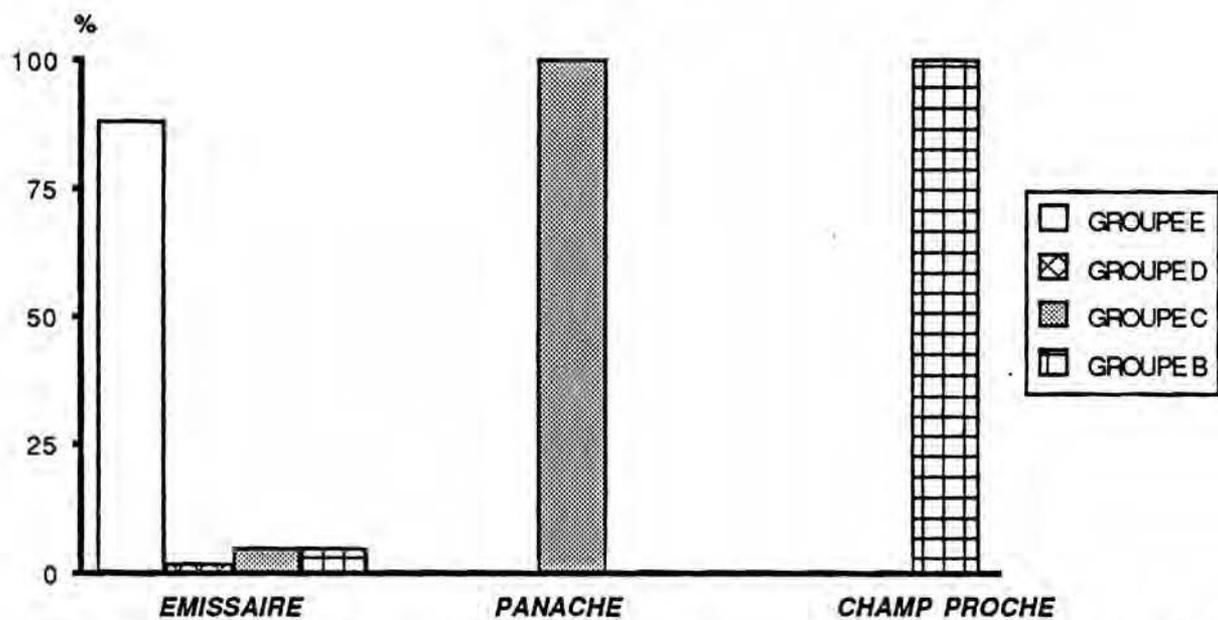


Figure 141 : Fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* isolés dans les eaux à la sortie de l'émissaire en mer, dans le panache et dans le champ proche.

III.6.2.3 Etude de l'antibiorésistance des *Salmonella*

Le même protocole expérimental que celui suivi lors des études d'antibiorésistance précédentes est reconduit dans cette étude.

Pour la réaliser, nous avons prélevé vingt quatre souches, réparties en neuf sérotypes, isolées des eaux de mer à la sortie de l'émissaire, dans le panache et dans le champ proche.

Sur ces vingt quatre souches, onze présentent une sensibilité totale aux quatorze antibiotiques testés (45,8%). Neuf parmi les souches restantes possèdent une résistance intermédiaire (37,5%),

soit à un seul antibiotique (7 souches dont 5 à la tobramycine et 2 à l'amikacine), soit à deux antibiotiques (1 souche à l'association tobramycine-amikacine) soit à trois antibiotiques (1 souche à l'association cefalexine-tobramycine-acide nalidixique). Seules quatre souches (16,7%) possèdent une résistance complète soit à un seul antibiotique (2 souches résistantes à la tobramycine dont une associée à une résistance intermédiaire à la mezlocilline) soit à quatre antibiotiques (2 souches dont une résistante à l'ampicilline, la cefalexine, la cefoperazone et l'amoxicilline-acide clavulanique associée à une résistance intermédiaire à la mezlocilline et la cefotaxime et une résistante à la cefalexine, la tobramycine, la mezlocilline et l'amikacine associée à une résistance intermédiaire à la cefoperazone) (Fig.139). La différence entre les profils de résistance obtenus dans les eaux au niveau de la station d'épuration de Sainte Marguerite et du rejet en mer sont liées à la période d'échantillonnage (mois de juillet pour les eaux de la station d'épuration et mois d'octobre pour le rejet en mer). On note, toute fois, qu'au niveau du rejet les Salmonella peuvent présenter une résistance à quatre antibiotiques.

III.6.2.4 *Approche expérimentale de la contamination bactériologique des moules à l'émissaire de Sainte Marguerite*

Afin de contourner les difficultés d'analyses de grands volumes d'eau nécessaires à la mise en évidence des Salmonella dans les eaux du panache pour évaluer l'impact de ces bactéries pathogènes sur la zone soumise à l'influence du rejet des eaux usées épurées de la station d'épuration de Sainte Marguerite, nous avons suivi les cinétiques d'absorption et de désorption des indicateurs de pollution fécale (coliformes fécaux) et d'une bactérie pathogène (Salmonella) chez les organismes filtreurs (Moules) à deux stades de croissance différents (naissain et adultes).

Deux cages à moules (2 paniers de moules adultes et 2 paniers de naissain) sont placées à 20 mètres de profondeur environ. Une située en dehors du panache constitue le lot témoin. L'autre cage est placée dans le panache sous l'influence directe du rejet (Fig.142, p.216). La recherche des deux groupes bactériens (coliformes fécaux et Salmonella) est effectuée au temps: T₀ (02 mars 1987), T+3 jours, T+8 jours, T+23 jours et T+30 jours (01 avril 1987). Les résultats obtenus sont présentés sur les figures 143 à 146 (p.217 et 218).

Durant toute la période de l'étude, ni les coliformes fécaux ni les Salmonella ne sont isolés des moules et du naissain du lot témoin, en dehors de la zone de rejet.

Dans le panache, suite à la chute des cages à moules entre le huitième et le vingt troisième jours, seule la période précédant leur chute sera analysée.

En trois jours d'immersion, les moules et le naissain présentent respectivement une concentration en coliformes fécaux de 3,4 et 3,6 unités log₁₀ par millilitre de broyat. Au bout de 8 jours, les

abondances des coliformes fécaux sont de 4,5 unités \log_{10} dans les moules et de 4,7 unités \log_{10} dans le naissain (Fig.143 et 145, p.217-218). On observe une contamination plus importante du naissain que des adultes liée à une activité plus intense.

En terme de Salmonella, les moules et le naissain présentent une concentration de 30 cellules par 100 millilitres de broyat, après 3 jours d'immersion. A 8 jours, leur concentration dans le naissain est de 66 S.100 ml⁻¹ et de 166 S.100 ml⁻¹ dans les moules.

III.6.2.5 Conclusion

L'étude de l'impact bactériologique des eaux usées épurées rejetées en mer, évalué par les Salmonella, nous a permis de montrer que cette bactérie pouvait être isolée aussi bien au niveau du panache (à 5 mètres de la surface) que dans le champ proche.

L'implantation de moules, au niveau de l'émissaire, à vingt mètres de profondeur montre qu'à cette profondeur les Salmonella sont présentes et sont fixées par les organismes filtreurs à un niveau d'abondance très élevé (166 Salmonella.100 ml⁻¹).

CHAPITRE : 11
ETUDE EPIDEMIOLOGIQUE

ETUDE EPIDEMIOLOGIQUE

IV.1 Introduction

L'existence d'un cycle *entéro-hydro-entérique* des salmonelloses associant l'homme, les animaux et les eaux superficielles représente une donnée épidémiologique classique et largement décrite par plusieurs auteurs (BURDIN *et al.*, 1967; GAIGNOUX & MARTIN-BOUYER, 1967; BAJOLLE, 1970; CORDANO *et al.*, 1971; JOUBERT *et al.*, 1971; HOPPELER *et al.*, 1972; PARVERY *et al.*, 1972; BRISOU & ROCHE, 1973; BRISOU & BOUDON, 1974; LECLERC & OGER, 1974; BRISOU *et al.*, 1975; LECLERC & OGER, 1975; BAYLET *et al.*, 1977; GAUTHIER & COLLET, 1980).

L'hygiéniste se pose la question de savoir dans quelle mesure les Salmonella, isolées à partir des milieux naturels, représentent un danger réel pour les collectivités humaines, en d'autres termes quelle est l'importance de la contamination indirecte d'origine hydrique comparativement aux autres modes de contamination. La réponse à cette question est d'importance, car dans le choix des solutions les mieux adaptées aux réalités épidémiologiques, il conviendrait de savoir si une intervention visant à rompre le cycle de transmission à son étape hydrique serait plus rentable sur le plan sanitaire et plus économique que les mesures de prévention aboutissant au renforcement de l'hygiène alimentaire et de l'hygiène vétérinaire.

L'objet de cette étude est d'une part, de dresser en parallèle la liste des Salmonella isolées du milieu naturel et celle des Salmonella responsables d'infections humaines durant la même période de temps (novembre 1984 à juillet 1986) dans la ville de Montpellier et d'autre part, de rechercher par l'analyse chronologique, l'existence d'un lien entre les Salmonella isolées de l'environnement et celles ayant été responsables de morbidité chez l'homme.

IV.2 Salmonella isolées de l'environnement et chez l'homme

Les laboratoires des cliniques Saint-Charles, Saint-Eloi et du centre Médico-Chirurgical Gui-de-Chauliac reçoivent la quasi totalité des souches de Salmonella isolées dans la ville de Montpellier.

Les sérotypes isolés, par ces laboratoires, de prélèvements pathologiques de malades hospitalisés au cours de la période étudiée, ont été comparés à ceux isolés dans les eaux à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration de la Céreirède et dans celles du fleuve côtier le Lez (prélèvement de juillet 1985). Dans le tableau XXXXXXI sont représentés, par ordre chronologique, les différents

sérotypes de Salmonella isolés de l'environnement (eaux d'entrée et de sortie de la station d'épuration de la Céreirède et du Lez) d'une part et d'autre part, ceux isolés des services hospitaliers.

Tableau XXXXXXXX : Chronologie des isollements des divers sérotypes de Salmonella selon leur provenance.

MOIS	ENVIRONNEMENT	LABORATOIRES HOSPITALIERS
NOVEMBRE 1984	<u>S.goldcoast</u> <u>S.typhimurium</u> <u>S.virchow</u> <u>S.paratyphi B</u> <u>S.infantis</u> <u>S.brandenburg</u> <u>S.4.5:-:-</u> <u>S.aba</u>	<u>S.virchow</u>
JANVIER 1985	<u>S.goldcoast</u> <u>S.agona-S.derby</u> <u>S.ibadan-S.mississippi</u> <u>S.paratyphi B</u> <u>S.virchow</u> <u>S.infantis</u>	<u>S.infantis</u> <u>S.virchow</u> <u>S.typhimurium</u> <u>S.typhi</u>
AVRIL 1985	<u>S.typhimurium</u> <u>S.paratyphi B</u> <u>S.panama-S.india</u> <u>S.virchow</u> <u>S.papuana</u>	<u>S.typhimurium</u> <u>S.infantis</u> <u>S.blockley</u>
JUILLET 1985	<u>S.grampian</u> <u>S.agona-S.derby</u> <u>S.poona-S.farmsen</u> <u>S.typhimurium</u> <u>S.4.5:d:-</u> <u>S.paratyphi B</u> <u>S.virchow</u> <u>S.larochele</u> <u>S.infantis</u> <u>S.goldcoast</u> <u>S.II nachshonim</u> <u>S.canada</u> <u>S.13.22.23:g.m:-</u> <u>S.panama-S.india</u> <u>S.montevideo</u>	<u>S.brandenburg</u> <u>S.goldcoast</u> <u>S.nima</u> <u>S.typhimurium</u> <u>S.virchow</u>

Tableau XXXXXXI (suite)

MOIS	ENVIRONNEMENT	LABORATOIRES HOSPITALIERS
Novembre 1985	<u>S.panama-S.india</u> <u>S.bovismorbificans</u> <u>S.paratyphi B</u> <u>S.typhimurium</u> <u>S.virchow</u>	<u>S.heidelberg</u> <u>S.dublin</u> <u>S.virchow</u> <u>S.bovismorbificans</u> <u>S.typhimurium</u> <u>S.panama</u>
JANVIER 1986	<u>S.agona-S.derby</u> <u>S.panama-S.india</u> <u>S.paratyphi B</u> <u>S.4.5:-:-</u> <u>S.3.10:g.m:-</u> <u>S.virchow</u> <u>S.bovismorbificans</u> <u>S.6.8:g.m:-</u>	<u>S.virchow</u>
AVRIL 1986	<u>S.paratyphi B</u> <u>S.salinatis</u> <u>S.panama-S.india</u> <u>S.montevideo</u> <u>S.3.10:-:-</u> <u>S.4.5:-:-</u> <u>S.infantis</u> <u>S.blockley</u> <u>S.aba</u> <u>S.kedougou</u>	
JUILLET 1986	<u>S.bredeney</u> <u>S.paratyphi B</u> <u>S.infantis</u> <u>S.panama-S.india</u> <u>S.brandenburg</u> <u>S.anatum</u> <u>S.virchow</u> <u>S.sandiego</u> <u>S.4.5:-:-</u> <u>S.typhimurium</u> <u>S.kedougou</u> <u>S.agona-S.derby</u> <u>S.montevideo</u>	<u>S.enteritidis</u> <u>S.typhimurium</u> <u>S.blockley</u> <u>S.dublin</u> <u>S.pomona</u> <u>S.ibadan</u>

IV.3 Relations entre les Salmonella observées en clinique humaine et celles isolées des eaux

Au cours de la période étudiée, 31 sérotypes de Salmonella ont été isolés de l'environnement et 15 de prélèvements pathologiques de malades hospitalisés.

Les sérotypes les plus souvent rencontrés (nombre de fois isolés sur les huit périodes étudiées) sont :

ENVIRONNEMENT		HOMME	
<u>S. paratyphi B</u>	8	<u>S. typhimurium</u>	5
<u>S. virchow</u>	7	<u>S. virchow</u>	5
<u>S. panama-S. india</u>	6	<u>S. infantis</u>	2
<u>S. typhimurium</u>	5	<u>S. blockley</u>	2
<u>S. infantis</u>	5	<u>S. dublin</u>	2

Six sérotypes ont été isolés à la fois chez l'homme et dans son environnement: S. typhimurium, S. virchow, S. infantis, S. goldcoast, S. panama-S. india et S. bovismorbificans.

Tableau XXXXXXII : Salmonella communes à l'homme et à l'environnement selon les mois de l'isolement. (1) novembre 1984; (2) janvier 1985; (3) avril 1985; (4) juillet 1985; (5) novembre 1985; (6) janvier 1986; (7) avril 1986; (8) juillet 1986

SEROTYPES	MOIS DE L'ISOLEMENT	
	EAUX	HOMME
<u>S. typhimurium</u>	1,3,4,5,8	2,3,4,5,8
<u>S. virchow</u>	1,2,4,5,6	1,2,4,5,6
<u>S. infantis</u>	1,2,4,7,8	2,3
<u>S. goldcoast</u>	1,2,4	4
<u>S. panama-S. india</u>	3,4,5,6,7,8	5
<u>S. bovismorbificans</u>	5,6	5
<u>S. brandenburg</u>	1,8	4
<u>S. blockley</u>	7	3,8
<u>S. ibadan-S. mississippi</u>	2	8

S. typhimurium, sérotype le plus fréquemment isolé des eaux polluées par des matières fécales, a été aussi pendant la même période, le plus souvent responsable d'infections humaines. Présente à

cinq périodes dans les eaux polluées et en clinique humaine, dont quatre fois à la même période, on ne peut dire, dans le cadre de cette étude limitée, si l'infection humaine à S.typhimurium est cause ou conséquence de la contamination des eaux (Tableau XXXXXXII).

Il peut en être de même pour le sérotype S.virchow. Ce sérotype, selon son ordre de fréquence, vient en dix huitième position dans la liste dressée par LE MINOR *et al.* (1985) des sérotypes les plus fréquents (toutes origines confondues). Contrairement à S.typhimurium, sérotype de loin, le plus abondamment rencontré.

Six sérotypes de Salmonella responsables d'infections humaines n'ont pas été mis en évidence durant la même période dans l'environnement (S.typhi, S.nima, S.heidelberg, S.dublin, S.pomona et S.enteritidis). En particulier, Salmonella typhi, sérotype strictement humain, n'a pas été isolé à partir des échantillons d'eaux (Tableau XXXXXXI). Comme le soulignent BRISOU & BOUDON (1974) "un tel isolement à partir du milieu extérieur reste une rareté".

Par ailleurs vingt sérotypes de Salmonella présents dans les eaux polluées n'ont pas été retrouvés chez les sujets hospitalisés, bien que leur pouvoir pathogène pour l'homme soit démontré (Tableau XXXXXXI). Parmi ces sérotypes, certains ont été déjà signalés dans les eaux du département de l'Hérault au cours des années 1973 à 1979 par AGBO (1981), à savoir: S.agona-S.derby, S.bredeney, S.heidelberg, S.montevideo, S.aba, S.anatum et S.kedougou.

Le rapport entre le nombre de périodes où un sérotype a été isolé de l'environnement et celles où il a été mis en évidence en clinique humaine varie d'un sérotype à l'autre. C'est ainsi que Salmonella paratyphi B, dont on admet que le réservoir est essentiellement humain, est isolé uniquement dans les eaux et à toutes les périodes échantillonnées bien qu'il ne soit jamais isolé en clinique humaine. Alors qu'à l'inverse S.typhimurium, dont le réservoir est essentiellement animal, est isolé avec la même fréquence en clinique et dans les eaux. Pour tenter d'expliquer ce phénomène, PARVERY *et al.* (1972) supposent que la contamination des eaux est essentiellement d'origine humaine et que pour un sérotype donné plus le portage humain est important plus les eaux risquent d'être contaminées. De même, la dose minimale infectante n'étant pas la même pour tous les sérotypes de Salmonella, il semblerait que ce sérotype n'entraîne des symptômes cliniques apparents qu'à des doses élevées.

Il en est de même pour S.panama (ou S.india), très pathogène pour l'homme alors que l'animal est habituellement porteur inapparent, rencontré très fréquemment dans les eaux (6 périodes sur 8) alors qu'il n'a été isolé qu'une fois en clinique humaine. Ce sérotype est essentiellement humain, pratiquement inexistant en France avant 1963 a atteint une fréquence maximale en 1980 et depuis sa fréquence a diminué (LE MINOR *et al.*, 1985).

On note par ailleurs, aussi bien dans les eaux que chez l'homme, une augmentation de la diversité des sérotypes à la période estivo-automnale (à l'exception de novembre 1984).

IV.4 Conclusion

Cette étude a permis de mettre en évidence, à certaines périodes, une concordance entre la découverte de certains sérotypes de Salmonella dans les eaux et chez l'homme (concordance de sérotypes et chronologique). Elle confirme l'intensité de la circulation des sérotypes de Salmonella dans les milieux récepteurs des eaux usées, à l'exception de S.typhi. La dissémination de ces entérobactéries dans le milieu hydrique est liée à la multiplicité et à la diversité des excréteurs temporaires ou permanents dans les populations animales et plus accessoirement dans les populations humaines. De nombreux auteurs l'ont souligné dans différentes régions en France et à l'étranger (Mc COY, 1962; LECLERC, 1971; PARVERY et al., 1972; BRISOU & BOUDON, 1974; GAUTIER & COLLET, 1980).

Par contre, cette étude n'apporte pas d'arguments en faveur de l'origine hydrique des infections humaines observées.

Une telle approche épidémiologique, fournit des informations utiles, mais cependant insuffisantes à la compréhension de l'histoire naturelle des salmonelloses humaines:

-les données hospitalières, bien que très utiles à l'évaluation de la morbidité majeure, ne renseignent ni sur le niveau de la morbidité légère, ni sur celui des infections infracliniques.

-la présence de Salmonella dans les eaux, au demeurant excellent témoin de pollution fécale du milieu hydrique, exprime restrictivement un risque potentiel de morbidité. Dans quelle proportion les souches de Salmonella isolées des eaux sont-elles infectantes ou pathogènes pour l'homme ? sont-elles d'origine humaine ou animale ?

Seule la comparaison des souches isolées chez l'homme, chez l'animal ou à partir des échantillons d'eau, par l'utilisation des marqueurs sérotypiques, chimiotypiques et lysotypiques devrait permettre d'individualiser parmi les sérotypes prépondérants ceux susceptibles d'être ou non transmissibles à l'homme et établir ainsi leur cycle de contamination.

CHAPITRE : V
CONCLUSIONS GÉNÉRALES

CONCLUSIONS GENERALES

La mise au point d'une technique de recherche et surtout de quantification des Salmonella dans les eaux faiblement ou fortement polluées a permis la réalisation de cette étude. Ce genre bactérien a été utilisé, comparativement aux indicateurs de pollution fécale (coliformes fécaux), comme "traceur" de dépollution bactériologique au niveau de trois ouvrages d'épuration des eaux usées urbaines (lagunage, station biologique à boues activées et station à filière de traitement physico-chimique) et de leur milieu récepteur (étang de THAU, fleuve côtier le Lez et mer Méditerranée) pour comparer ainsi leur efficacité épuratoire.

Le suivi des évolutions spatio-temporelles des abondances de cette bactérie pathogène, au niveau de ces différents procédés épurateurs, nous a permis de mieux apprécier leur efficacité et évalué ainsi leur impact réel sur l'environnement.

D'autre part, cette étude a montré que les bactéries témoins de contamination fécale (coliformes fécaux) étaient représentatives des bactéries pathogènes telles que les Salmonella pour l'appréciation des activités épuratrices dans diverses situations: lagunage, station d'épuration à boues activées, station à filière de traitement physico-chimique et milieux récepteurs (étang saumâtre, fleuve côtier, eau de mer). Cependant les relations entre les abondances des coliformes fécaux et celles des Salmonella ne sont pas suffisamment étroites pour déduire de l'abondance des uns le niveau d'abondance des autres.

L'approche expérimentale de la dynamique des populations bactériennes continentales d'origine entérique (Escherichia coli et Salmonella typhimurium) face à un gradient de pressions environnementales (stress salin seul ou combiné à d'autres facteurs biotiques et abiotiques), en enceintes à perméabilité sélective, nous a permis de mieux comprendre les effets des facteurs environnementaux qui influent sur leur survie et confirmer certains résultats obtenus sur le terrain.

Dans ce chapitre nous ferons une synthèse des principaux résultats obtenus sur l'écologie des Salmonella et des coliformes fécaux, l'influence des ouvrages épurateurs sur cette écologie et les rapports qui existent entre cette écologie et les salmonelloses observées en clinique humaine. Nous terminerons par une réflexion sur les conséquences fondamentales et appliquées ainsi que sur les perspectives de recherche que peuvent suggérer ces résultats.

Evolution spatio-temporelle des abondances des bactéries témoins de contamination fécale et de Salmonella dans les différents ouvrages épurateurs et milieux récepteurs

Lors de l'étude sur l'efficacité du procédé d'épuration des eaux usées urbaines par lagunage, vis-à-vis de la pollution bactériologique, évaluée par les bactéries témoins de contamination fécale (coliformes fécaux) et pathogènes (Salmonella), nous avons mis en évidence une évolution cyclique saisonnière des abondances des coliformes fécaux dans les eaux de sortie du troisième bassin qui se traduit par des minima d'abondance en été et des maxima d'abondance en hiver. Cette évolution, déterminée essentiellement par les effets directs du rayonnement solaire et la biomasse phytoplanctonique (chlorophylle a) aboutit à une rythmicité saisonnière du rendement épuratoire de cet ouvrage qui présente une efficacité maximale vis-à-vis des coliformes fécaux à la période estivale et moins bonne à la période hivernale (TROUSSELLIER, 1987).

A l'opposé des coliformes fécaux, les évolutions des abondances des Salmonella dans l'effluent de sortie du lagunage de Mèze ne suivent pas un rythme saisonnier. Il semble que les facteurs de contrôle de leur abondance ne sont pas principalement liés à la climatologie mais plutôt à la qualité de l'effluent (concentration en matières organiques, action des sels minéraux et métaux lourds, antagonismes bactériens et la prédation).

L'efficacité d'épuration à travers les trois bassins du lagunage est en général meilleure vis-à-vis des coliformes fécaux que vis-à-vis des Salmonella. Elle pourrait correspondre aux différences de résistance de ces deux groupes bactériens aux effets des facteurs environnementaux présents dans les eaux de ces trois bassins.

Les pourcentages d'épuration obtenus, aussi bien pour les coliformes fécaux (meilleure épuration des eaux usées en période estivale où le temps de séjour est minimal) que pour les Salmonella (efficacité maximale indépendamment de la saison), montrent la faible contribution du temps de séjour, par rapport aux facteurs environnementaux, sur l'élimination de ces deux groupes bactériens.

Au niveau de la crique de la frange nord du bassin de Thau, où sont déversées les eaux épurées du lagunage de Mèze, les abondances des coliformes fécaux conservent la même évolution cyclique aux stations soumises à l'influence du rejet.

Comme pour les coliformes fécaux, les évolutions temporelles des abondances des Salmonella au niveau de l'effluent de sortie du troisième bassin sont reproduites au point de rejet des eaux usées épurées dans l'étang (station I). Au niveau des stations plus éloignées du point de rejet (stations III, IV et V), il semble que la dilution des eaux épurées par les eaux de l'étang est un des facteurs principaux qui influent sur les évolutions temporelles des Salmonella à ces stations. Compte tenu de la faible concentration en Salmonella des eaux épurées rejetées dans l'étang, qui n'excède jamais plus

de 16 S.l^{-1} , leur présence dans les eaux de ces stations est tributaire des conditions climatiques exceptionnelles (vents très forts soufflant vers le large, modification du sens de la courantologie par un développement important d'ulves, etc.) qui entraînent un faible brassage des eaux.

L'expérimentation au laboratoire, en enceintes à perméabilité sélective, a montré que face à diverses pressions environnementales (accroissement lent et rapide de la salinité, apport rapide d'eau saumâtre, prédation par les protozoaires, etc.) la survie de Salmonella typhimurium était toujours supérieure à celle d'Escherichia coli.

Ainsi dans l'enceinte remplie d'eau de sortie du troisième bassin du lagunage de Mèze immergée dans un bac contenant la même eau, les évolutions temporelles d'Escherichia coli sont identiques à celles des coliformes fécaux (dont Escherichia coli est l'espèce dominante) dans l'effluent de sortie du lagunage et se traduisent par de fortes et faibles vitesses de disparition respectivement dans les expériences en périodes estivales et hivernales. Les évolutions des abondances de Salmonella typhimurium dans cette enceinte sont très différentes de celles d'Escherichia coli et ne semblent pas être affectées par les rythmes saisonniers. Toutefois, la courbe de décroissance de leur abondance est moins marquée en hiver qu'à l'automne et en été.

L'effet de la prédation par les protozoaires présents dans les eaux de sortie du troisième bassin (enceinte I) sur la survie des deux bactéries (Escherichia coli, Salmonella typhimurium) est très net et confirme, ainsi, le rôle très important exercé par ces prédateurs bactériens sur leur mortalité.

L'accroissement rapide de la salinité consécutif au mélange des eaux de l'effluent avec celles de l'étang filtrées sur $0,22 \mu\text{m}$ (enceinte IV) montre que le stress salin rapide et la dilution des substances nutritives entraînent une disparition rapide des deux bactéries.

L'apport rapide d'eau saumâtre non filtrée (enceinte III) n'apporte pas d'effet supplémentaire, par rapport à un accroissement rapide de la salinité (enceinte IV), sur la mortalité d'Escherichia coli et de Salmonella typhimurium. Ceci suggère que les facteurs qui contrôlent les évolutions de leurs abondances dans les eaux de l'étang, au point de rejet (station I), ne sont pas d'origine particulière mais plutôt liés aux changements physico-chimiques et à la diminution des substances nutritives consécutifs à la dilution des eaux usées épurées du lagunage par celles de l'étang.

Au niveau du procédé d'épuration biologique par boues activées (la Céreirède à Montpellier) les évolutions temporelles des abondances des coliformes fécaux et de celles des Salmonella présentent une absence de rythmicité saisonnière, aussi bien dans les eaux de l'entrée que celles de sortie, ainsi qu'une variabilité du rendement épuratoire de la station d'épuration.

Cette variabilité du rendement épuratoire de la station d'épuration de la Céreirède, mise en évidence aussi bien pour les coliformes fécaux que pour les Salmonella, montre que les facteurs qui la régissent ne sont pas directement liés au rythme saisonnier mais, plutôt, aux facteurs propres à l'épuration biologique (taux de saturation des eaux en oxygène, teneur en boues activées,

développement de la flore bactérienne aérobie, la prédation, etc.).

Les évolutions des abondances de ces deux groupes bactériens dans les eaux du fleuve côtier le Lez, réceptacle entre autre des eaux usées épurées de la ville de Montpellier, ne fluctuent pas selon un rythme saisonnier comme cela avait été noté au niveau de la Céreirède. Les plus fortes abondances des coliformes fécaux et des Salmonella se trouvent à la station 7 (située à deux kilomètres en aval du rejet de la station d'épuration de la Céreirède) et les plus faibles, rencontrées aux stations 8 et 9, située à 6,150 km du rejet.

La contamination des eaux de la Mosson (confluent du Lez) par ces deux groupes bactériens est nettement plus importante que celle mesurée dans les eaux du Lez en amont du rejet de la station d'épuration de la Céreirède lorsque le profil de l'évolution spatiale est considéré pour chaque période. Sa contribution dans la pollution de la station 9 a été observée à certaines périodes.

Le pouvoir auto-épurateur global du Lez paraît mieux fonctionner à la période estivale.

A l'entrée de la station d'épuration de Sainte Marguerite à Toulon les coliformes fécaux et les Salmonella présentent un niveau d'abondance comparable à celui observé à l'entrée de la station de la Céreirède.

Le rendement épuratoire de cet ouvrage à filière de traitement physico-chimique, vis-à-vis de ces deux groupes bactériens, est très inférieur à ceux obtenus au niveau des deux procédés d'épuration par lagunage et par boues activées.

L'étude de l'impact bactériologique des eaux usées épurées rejetées en mer (baie de Toulon), évalué par les Salmonella, nous a permis de montrer que cette bactérie pouvait être isolée aussi bien au niveau du panache (à 5 mètres de la surface) que dans le champ proche.

L'implantation de moules au niveau de l'émissaire, à vingt mètres de profondeur, montre qu'à cette profondeur les Salmonella sont présentes et sont fixées par les organismes filtreurs à un niveau d'abondance très élevé.

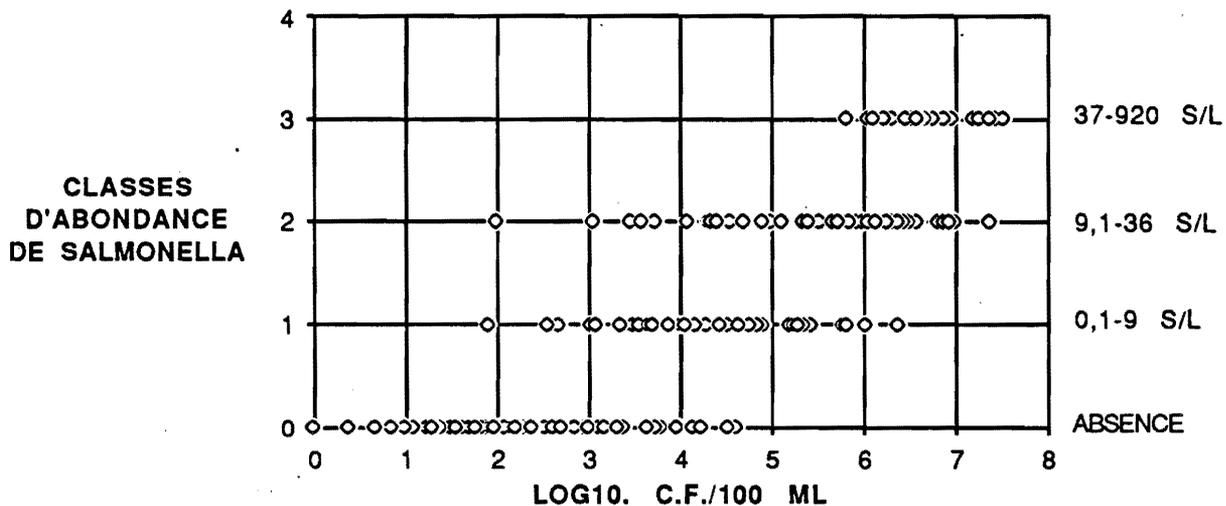
Appréciation de la valeur des coliformes fécaux, en tant que témoins de contamination fécale, comme "indicateurs" du niveau d'abondance des Salmonella

La recherche de corrélation calculée statistiquement (coefficient de corrélation de SPEARMAN: Rho) entre les évolutions d'abondance des coliformes fécaux et des Salmonella, dans les différents types d'eau étudiés, s'est avérée négative. Bien que des corrélations calculées statistiquement n'existent pas, il a été recherché, tout de même, si les valeurs des abondances des coliformes fécaux pouvaient avoir un sens "prédictif" sur les abondances simultanées des Salmonella.

Pour mettre en évidence cette "relation prédictive" il a été créé des classes d'abondance pour les

Salmonella.

Pour globaliser la vision sur la relation observée entre les abondances de ces deux groupes bactériens au niveau des différents types d'eaux (eaux usées brutes; eaux usées épurées; eaux d'un étang saumâtre, eaux d'un fleuve côtier et eaux de mer réceptacles du rejet d'un ouvrage épurateur), toutes les données recueillies au cours de cette étude (283 valeurs) ont été reportées sur le graphique suivant:



Ainsi dans 95,4% des échantillons d'eau contenant une concentration inférieure ou égale à 10³ coliformes fécaux.100 ml⁻¹ aucune *Salmonella* n'a été mise en évidence. Alors que pour des échantillons d'eau présentant une concentration en coliformes fécaux supérieure à 10⁵ cellules.100 ml⁻¹, la présence des *Salmonella* est systématique. Leur concentration est alors statistiquement comprise entre 0,1 et 920 *Salmonella*.l⁻¹.

Apport des études sérologique et de sensibilité aux antibiotiques des *Salmonella* dans l'évaluation de l'impact sanitaire réel des rejets urbains épurés sur l'environnement

L'étude sérologique des *Salmonella* a permis de remarquer l'intensité de la circulation des divers sérotypes dans les milieux récepteurs soumis à l'influence d'un rejet d'eaux usées épurées. La dissémination de ces sérotypes dans le milieu hydrique montre l'importance de la multiplicité et de la diversité des excréteurs temporaires ou permanents dans les populations animales et plus accessoirement, dans les populations humaines.

Le nombre de sérotypes circulant dans ces eaux est très élevé (53 sérotypes, toutes origines

confondues) et la quasi dominance du sérotype S.paratyphi B du groupe antigénique B et de la sous-espèce I, à toutes les périodes, est confirmée. La diversité optimale des sérotypes, dans les eaux usées à l'entrée des différents ouvrages épurateurs, est constatée à la période estivo-automnale.

A certaines périodes, les évolutions spatio-temporelles de quelques sérotypes complétées par une étude de résistance aux antibiotiques nous ont permis de mettre en évidence un état de moindre fonctionnement du lagunage.

Les résultats de l'étude de la résistance aux antibiotiques montrent qu'aucun des trois ouvrages épurateurs étudiés ne participe à une sélection de souches résistantes ni favorise une acquisition de facteurs de résistance aux antibiotiques par les Salmonella. Le fait que quelques sérotypes traversent, à certaines périodes, ces ouvrages épurateurs sans que leur fréquence d'isolement soit modifiée est certainement dû à un mauvais fonctionnement temporaire du fait de l'absence des facteurs biotiques et abiotiques qui influent sur leur survie.

Approche épidémiologique : quels rapports existent-ils entre cette écologie et les salmonelloses observées en clinique humaines ?

Cette approche épidémiologique a permis de mettre en évidence, à certaines périodes, une concordance entre la découverte de certains sérotypes de Salmonella dans les eaux et chez l'homme (concordance de sérotypes et chronologique). Elle confirme l'intensité de la circulation des sérotypes de Salmonella dans les milieux récepteurs des eaux usées, à l'exception de S.typhi. La dissémination de ces entérobactéries dans le milieu hydrique est liée à la multiplicité et à la diversité des excréteurs temporaires ou permanents dans les populations animales et plus accessoirement dans les populations humaines. Par contre, elle n'apporte pas d'arguments en faveur de l'origine hydrique des infections humaines observées.

Conséquences appliquées de certains résultats, réflexions générales et perspectives

Les résultats obtenus montrent que seul le procédé d'épuration des eaux usées par lagunage permet un abattement satisfaisant, à la fois, des bactéries témoins de contamination fécale et des Salmonella. En effet, tout au long de cette étude, nous avons pu noter à plusieurs reprises un abattement des coliformes fécaux supérieur à trois unités logarithmiques de base 10 et une absence des Salmonella dans un volume maximal d'eau de l'effluent de sortie de 2,5 litres.

Les pourcentages d'épuration obtenus, aussi bien pour les coliformes fécaux (meilleure épuration en période estivale où le temps de séjour est minimal) que pour les Salmonella (efficacité maximale

indépendamment de la saison) au niveau de ce procédé montrent, passée une certaine limite, la faible contribution du temps de séjour face aux effets des facteurs environnementaux sur l'élimination de ces deux groupes bactériens.

Compte tenu des contraintes qu'impose l'installation d'un tel ouvrage (disponibilité d'une surface proportionnelle au nombre d'habitants desservis, environ 1 hectare pour 1000 habitants), sa transposition à l'épuration des eaux usées de centres urbains de plusieurs centaines de milliers d'habitants, comme la ville de Montpellier, demeure presque irréalisable. Dans ce cas, le procédé d'épuration par boues activées s'il est suppléé par un traitement de désinfection approprié et bien adapté aux zones à protéger (conchylicoles, balnéaires, eaux douces destinées à la production d'eau potable) représente le meilleur choix. En effet, contrairement au procédé à filière de traitement physico-chimique, la station biologique a présenté à certaines saisons un abattement important des abondances des coliformes fécaux et des Salmonella. Mais à aucune saison nous n'avons relevé une absence de Salmonella dans les effluents de sortie.

Les résultats de la comparaison des évolutions simultanées des abondances des coliformes fécaux et des Salmonella montre que pour des eaux faiblement ou fortement polluées du même type que celles analysées, les coliformes fécaux peuvent avoir une valeur "indicative" de la présence ou de l'absence des Salmonella. Mais en aucun cas la seule recherche des bactéries témoins de contamination fécale ne peut se substituer à celle des Salmonella. En effet, des abondances des coliformes fécaux comprises entre 10^2 et 10^5 cellules.100 ml⁻¹ ne peuvent prédire la présence ou l'absence systématique des Salmonella.

Les conséquences pratiques de l'étude sérologique sont d'ordre économique. La large dominance des groupes antigéniques B et C, dans les divers types d'eau analysés, fait que tout laboratoire possédant les sérums O4,5 et O6,7,8 peut identifier le groupe antigénique de 9 Salmonella sur 10. Dans ces conditions, ces deux sérums peuvent être utilisés d'emblée, sans besoin des mélanges OMA, OMB et OMC.

La présence permanente des Salmonella dans les eaux usées et la diversité des sérotypes isolés suppose une contamination fécale ininterrompue de ces eaux. Faut-il supposer que le nombre de porteurs de germes, non seulement chez les humains, mais également chez les animaux, est à ce point élevé que l'apport de Salmonella est assuré d'une manière constante ?

Une recherche épidémiologique plus complète, tenant compte de tous les maillons du cycle de contamination par les Salmonella, serait nécessaire pour déterminer le niveau d'intervention le plus rentable sur les plans sanitaires et économiques (affinage des traitements au niveau des divers procédés d'épuration, mesures de prévention aboutissant au renforcement de l'hygiène alimentaire et de l'hygiène vétérinaire, etc.).

ANNEXE : 1

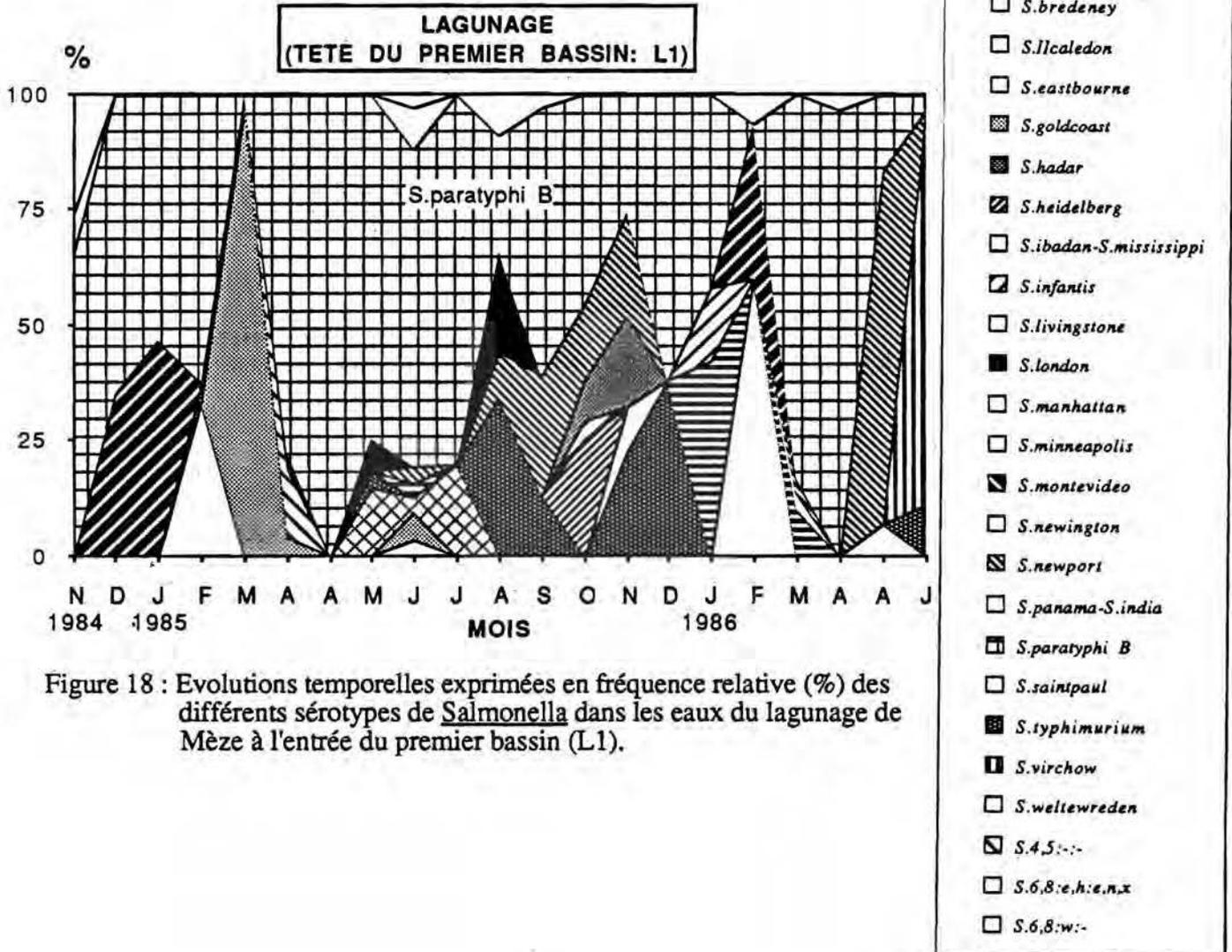


Figure 18 : Evolutions temporelles exprimées en fréquence relative (%) des différents sérotypes de *Salmonella* dans les eaux du lagunage de Mèze à l'entrée du premier bassin (L1).

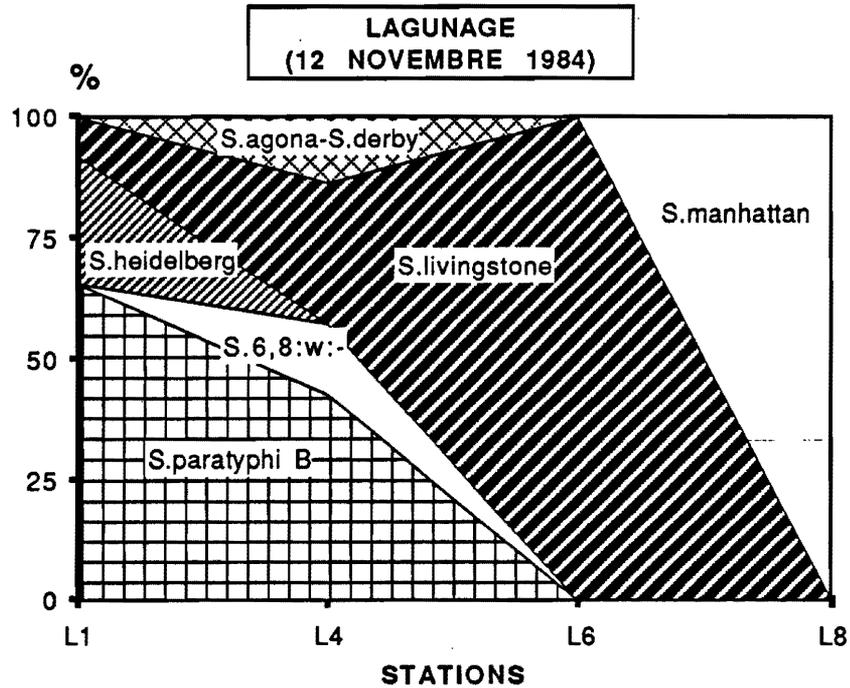


Figure 19 a : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de novembre 1984.

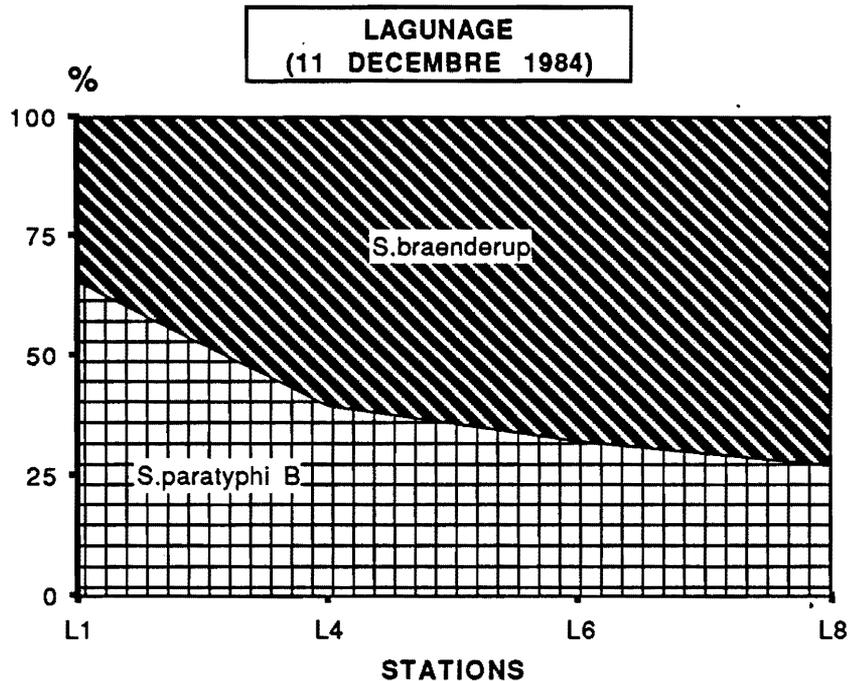


Figure 19 b : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de décembre 1984.

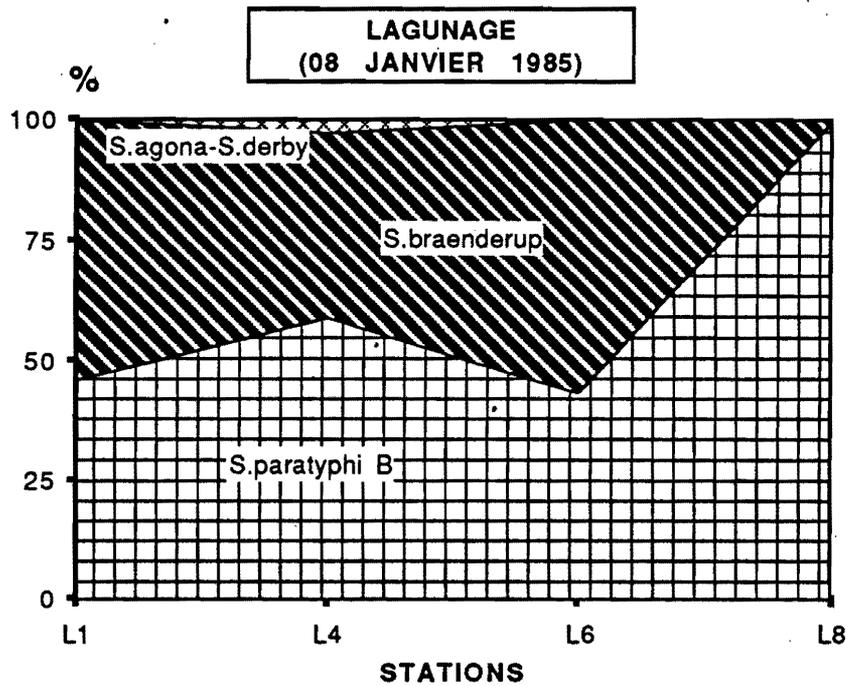


Figure 19 c : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de janvier 1985.

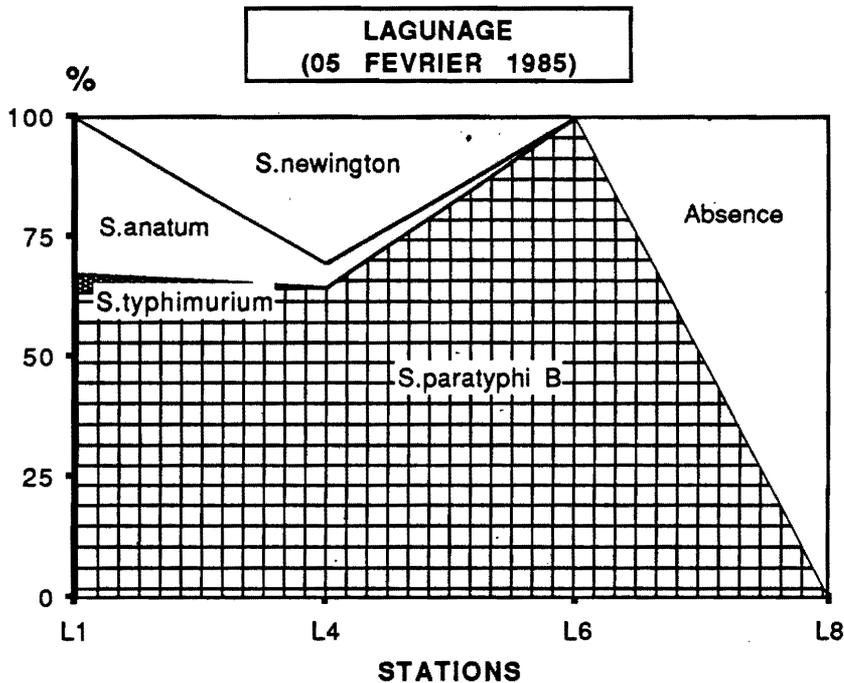


Figure 19 d : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de février 1985.

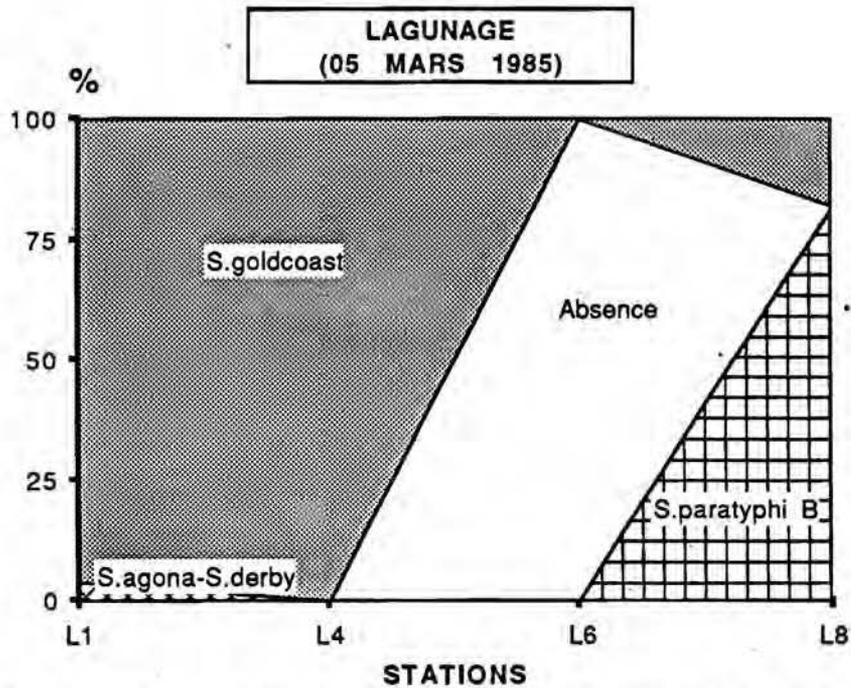


Figure 19 e : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents sérotypes de *Salmonella* dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de mars 1985.

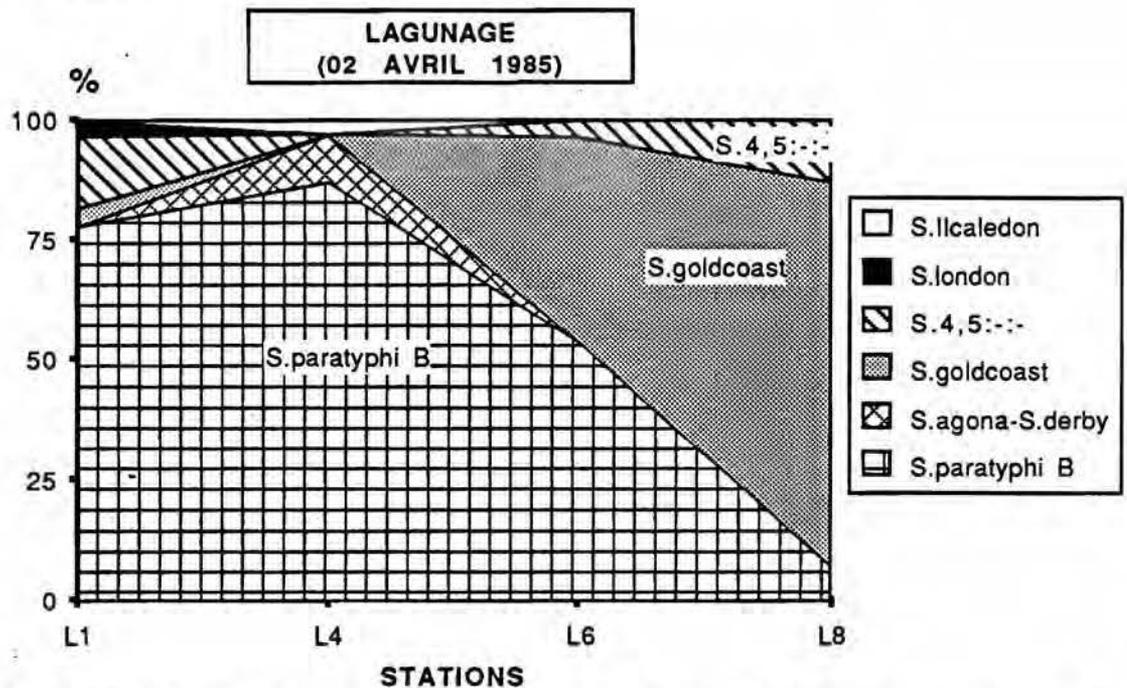


Figure 19 f : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents sérotypes de *Salmonella* dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de avril 1985.

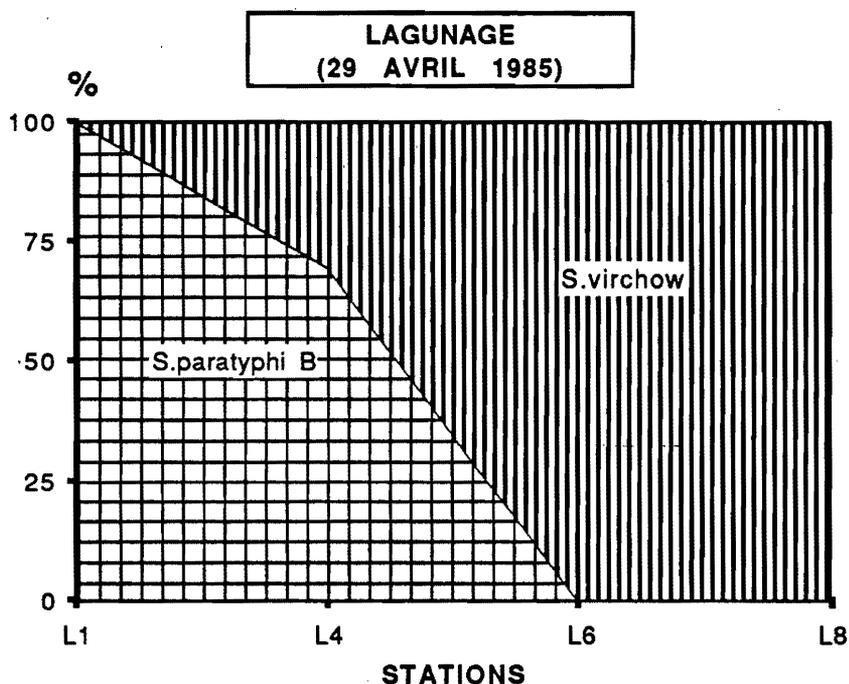


Figure 19 g : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de avril 1985.

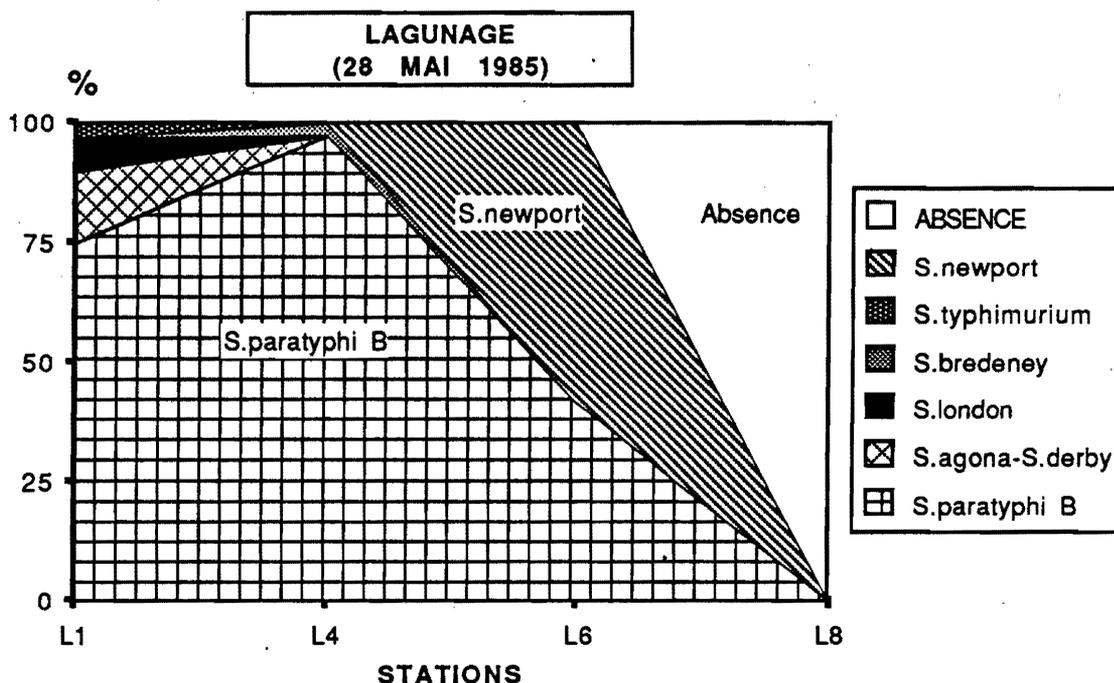


Figure 19 h : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de mai 1985.

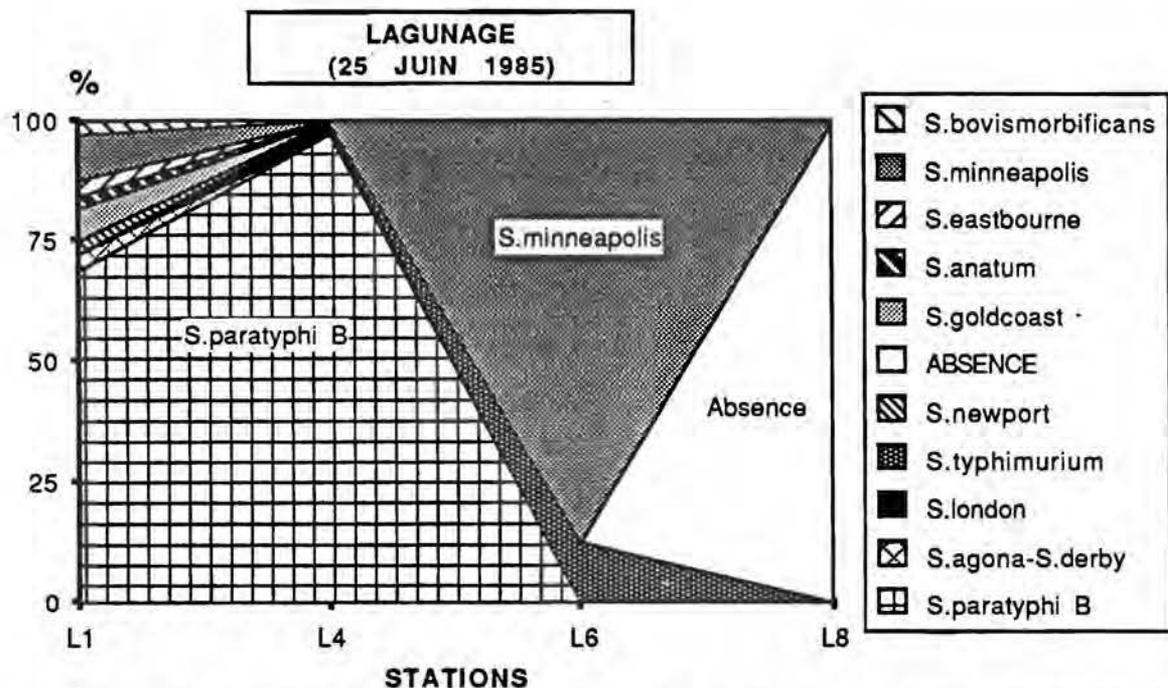


Figure 19 i : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de juin 1985.

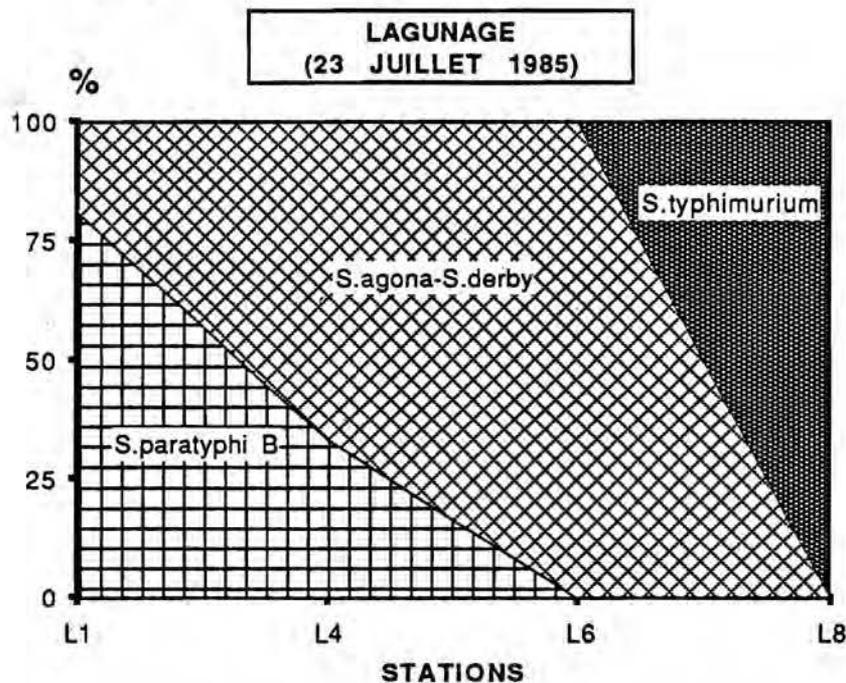


Figure 19 j : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de juillet 1985.

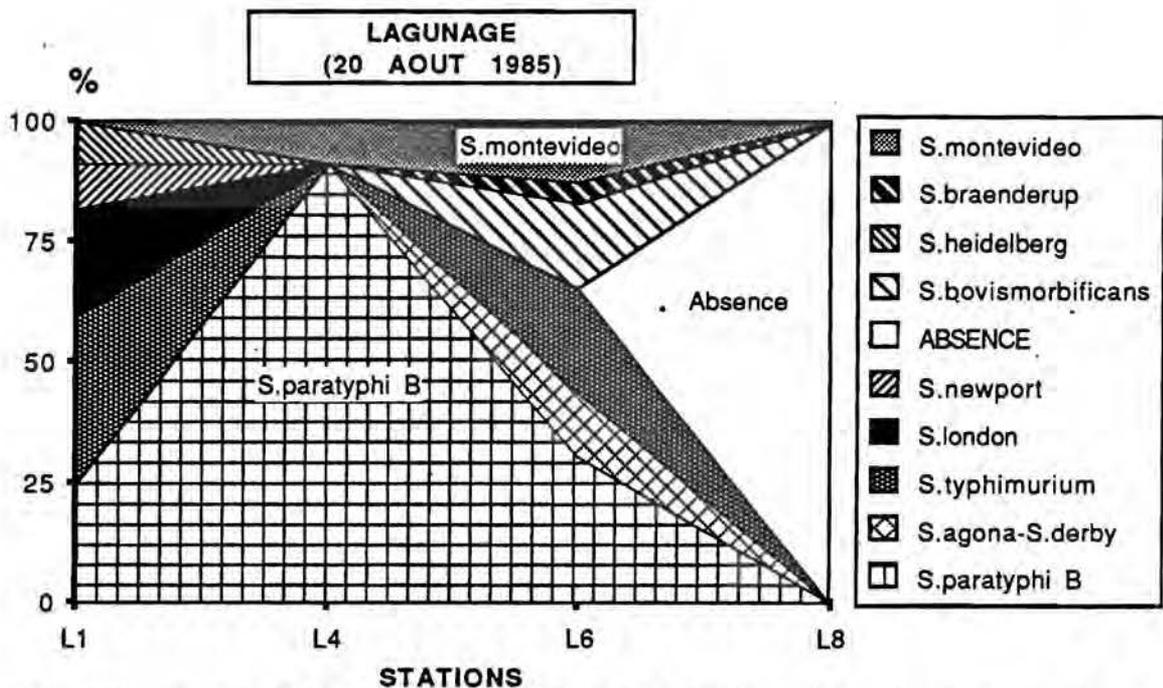


Figure 19 k : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de août 1985.

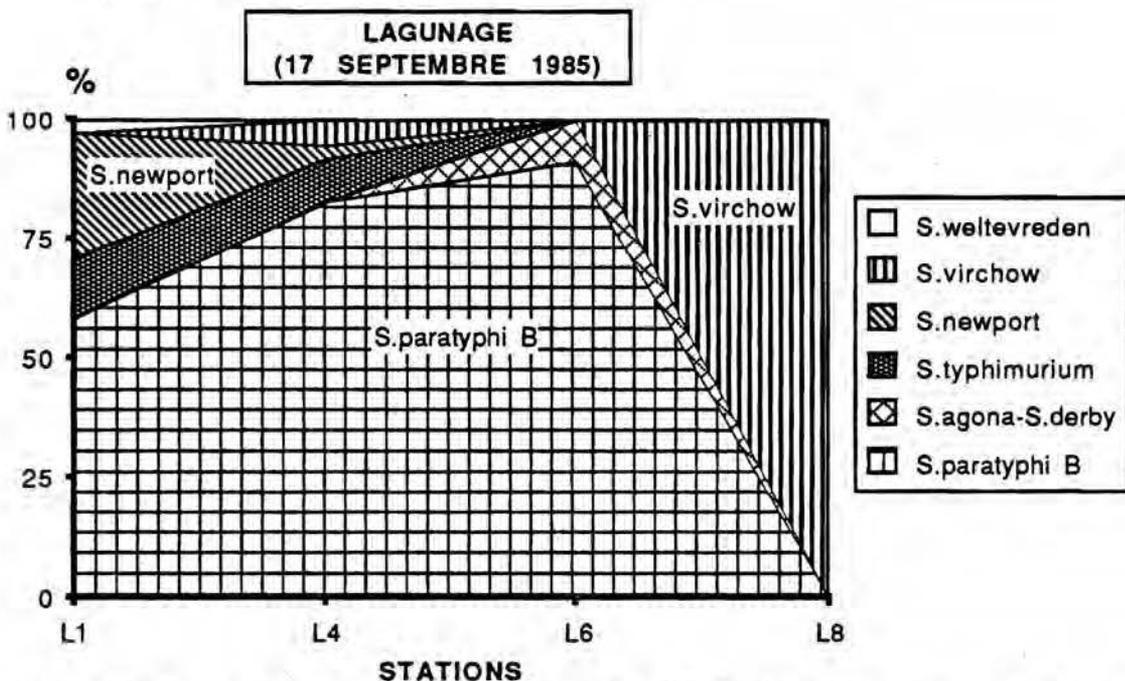


Figure 19 l : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de septembre 1985.

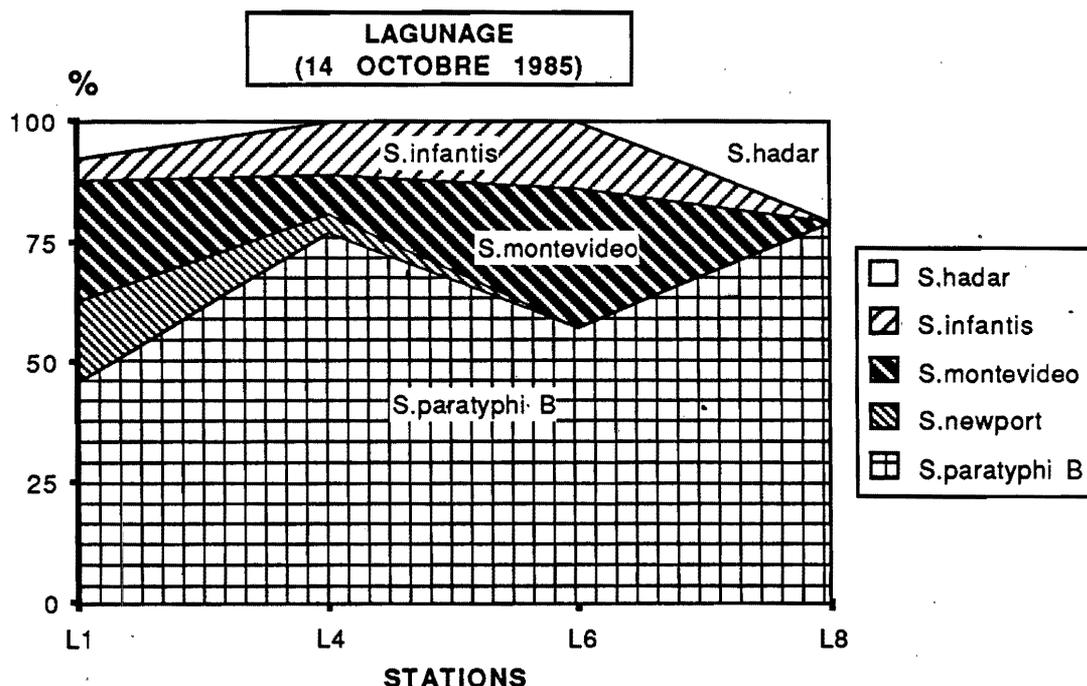


Figure 19 m : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de octobre 1985.

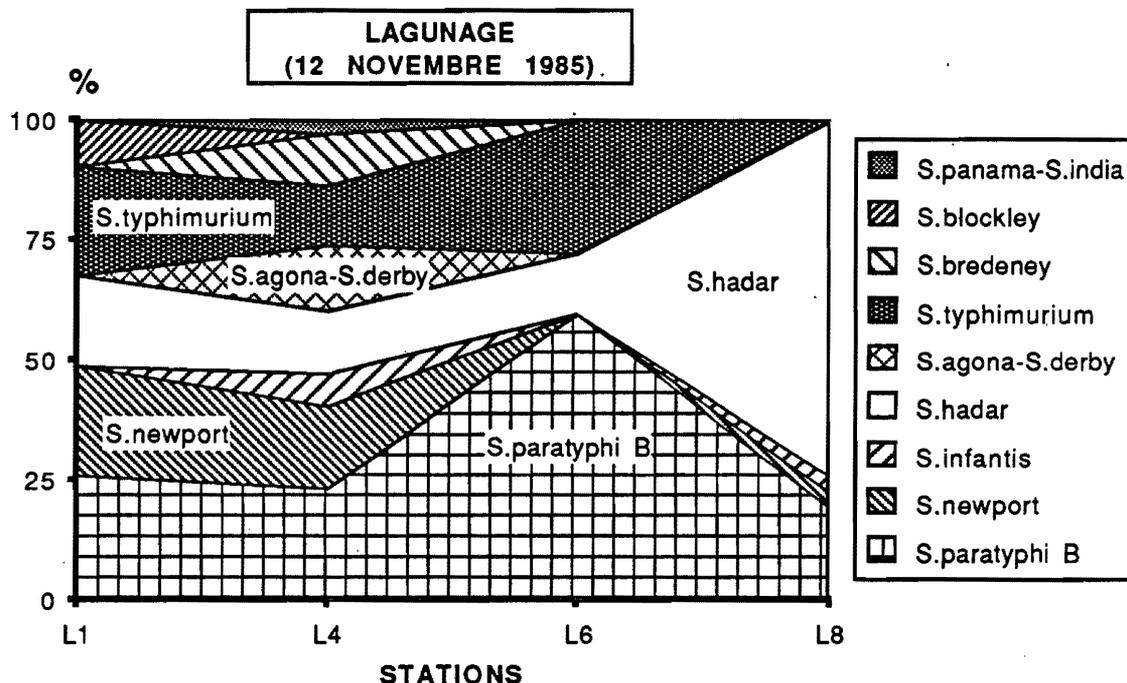


Figure 19 n : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de novembre 1985.

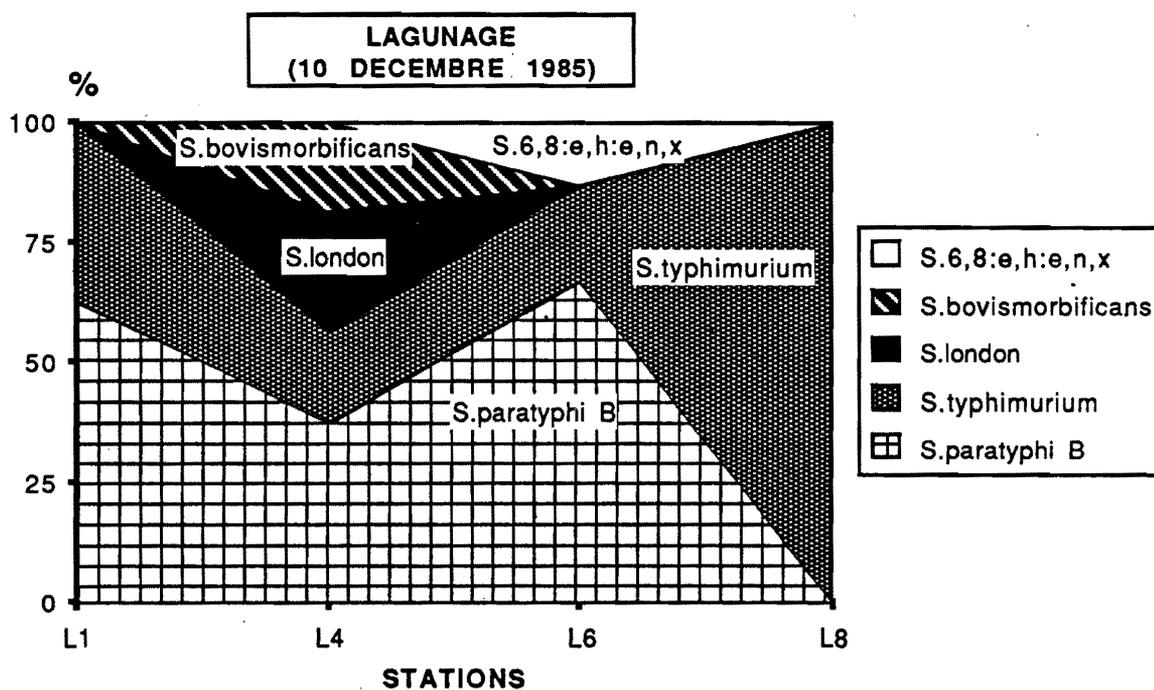


Figure 19 o : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de décembre 1985.

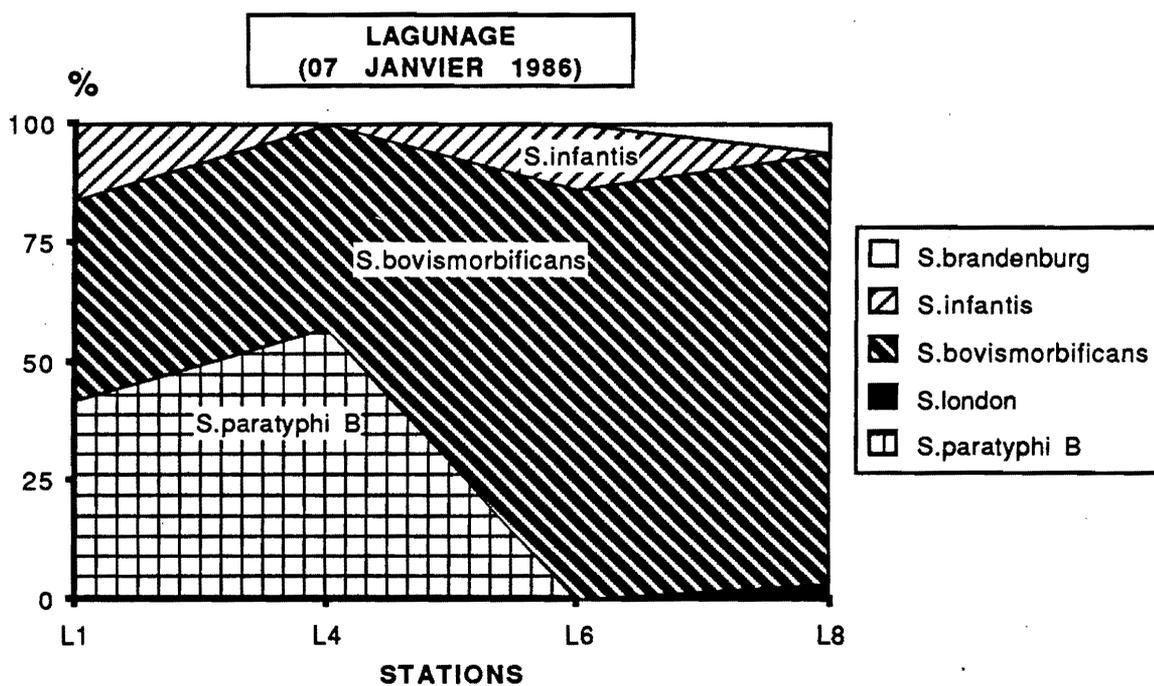


Figure 19 p : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de janvier 1986.

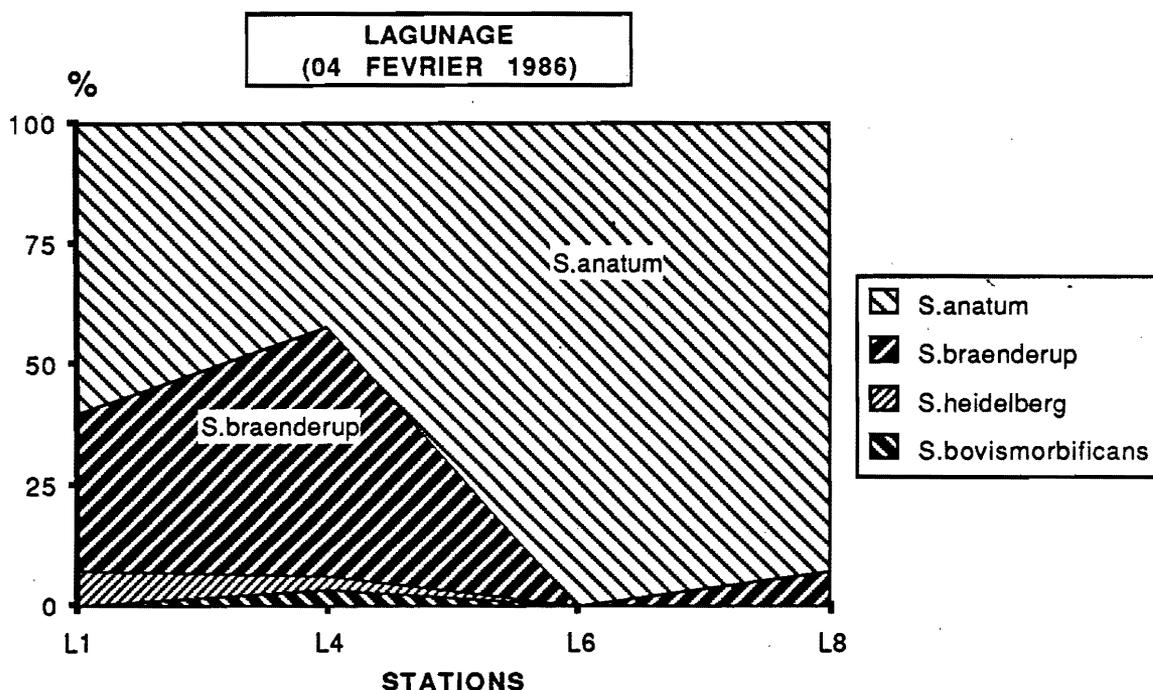


Figure 19 q : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de février 1986.

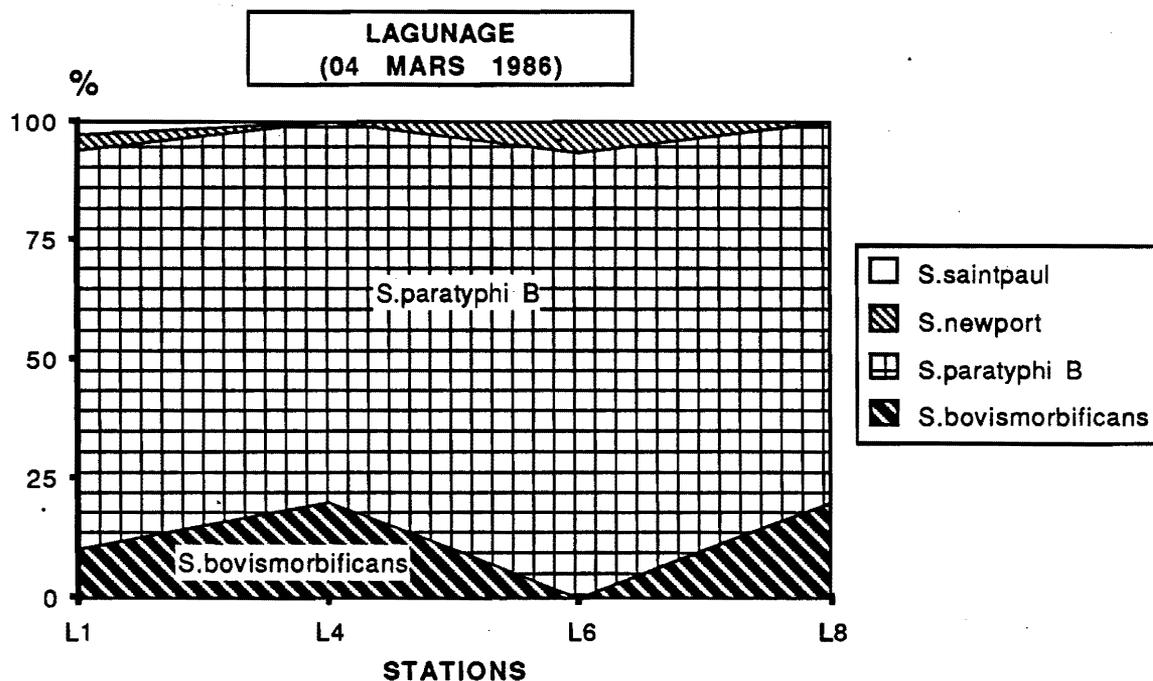


Figure 19 r : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de mars 1986.

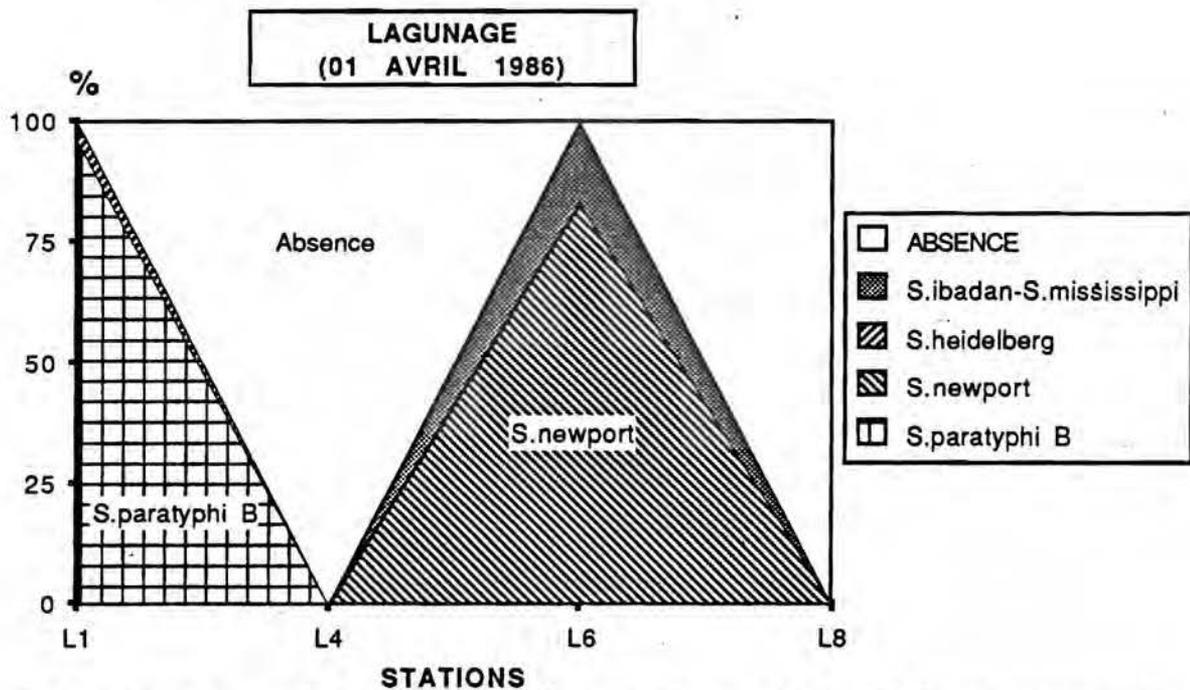


Figure 19 s : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de avril 1986.

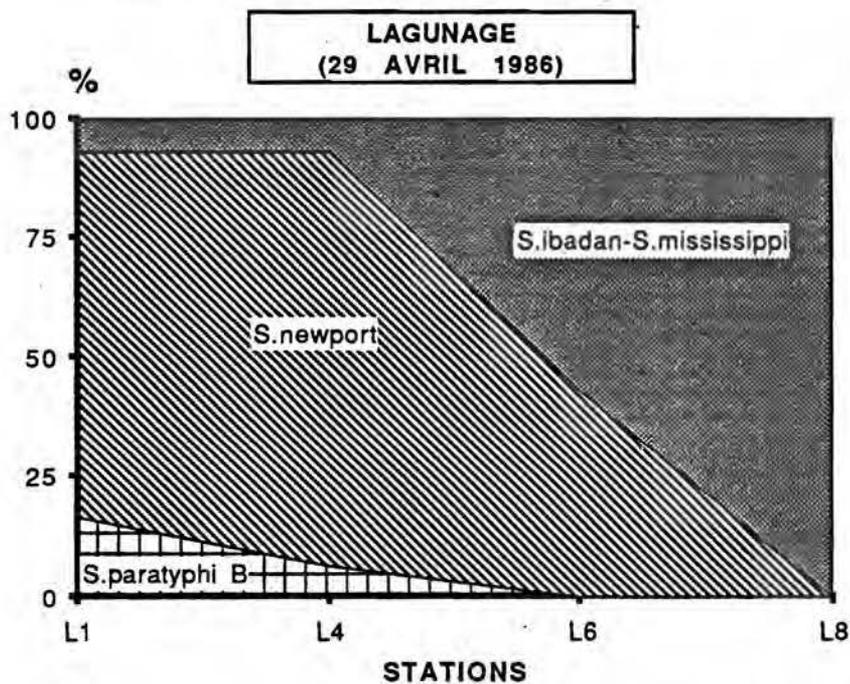


Figure 19 t : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de avril 1986.

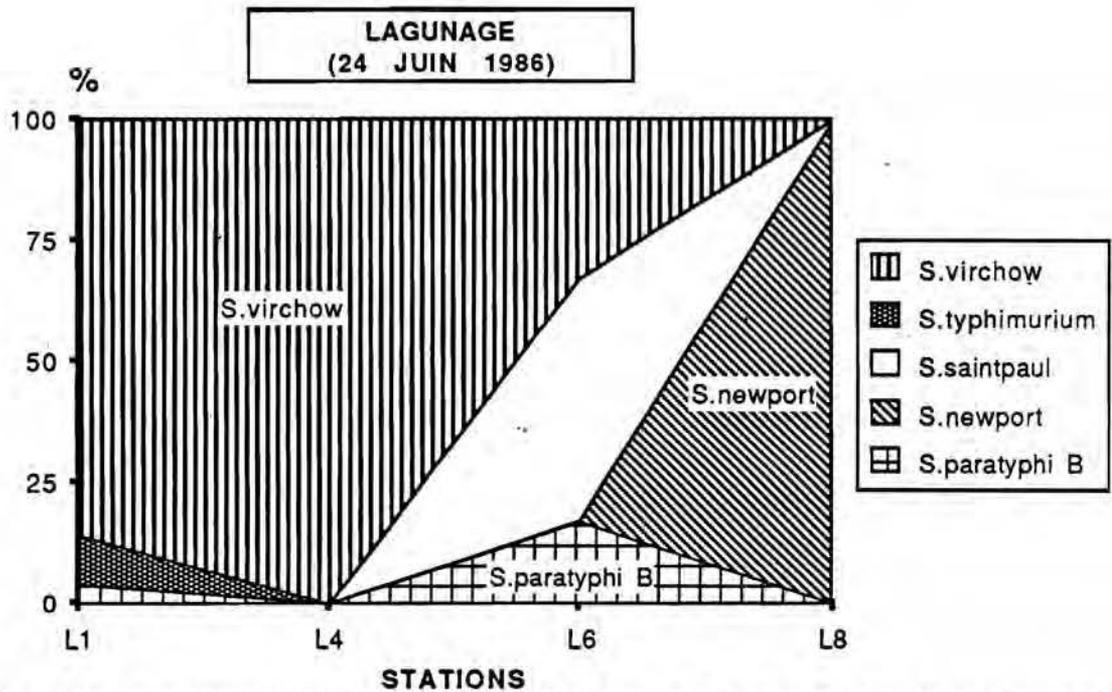


Figure 19 u : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de juin 1986.

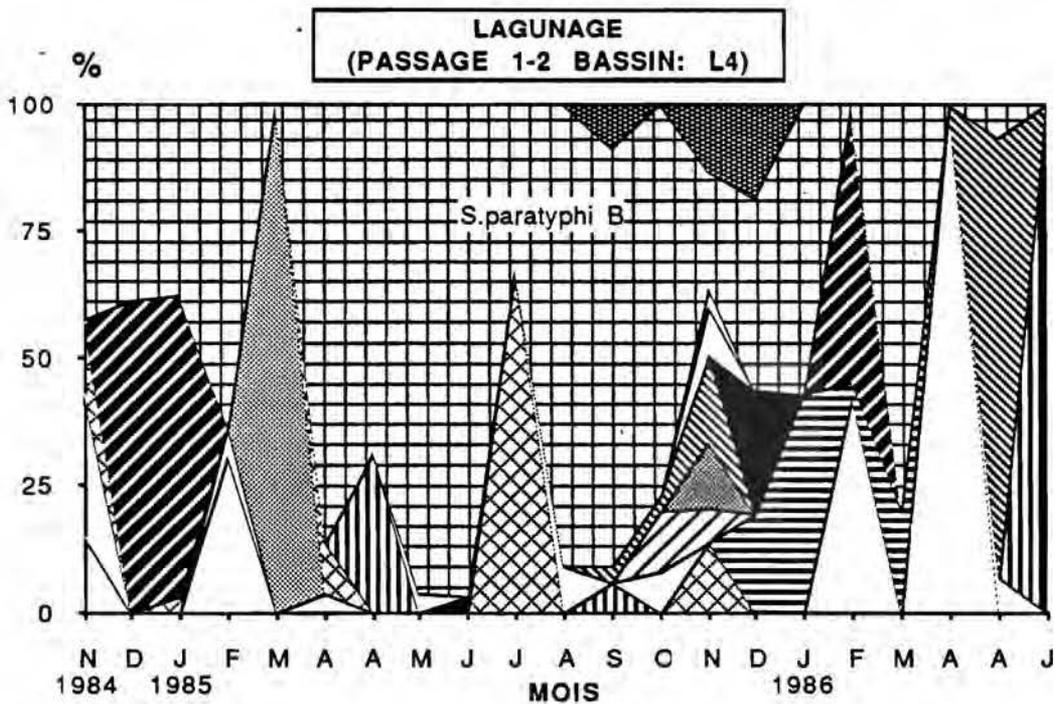


Figure 24 : Evolutions temporelles exprimées en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux du lagunage de Mèze à la sortie du premier bassin (L4).

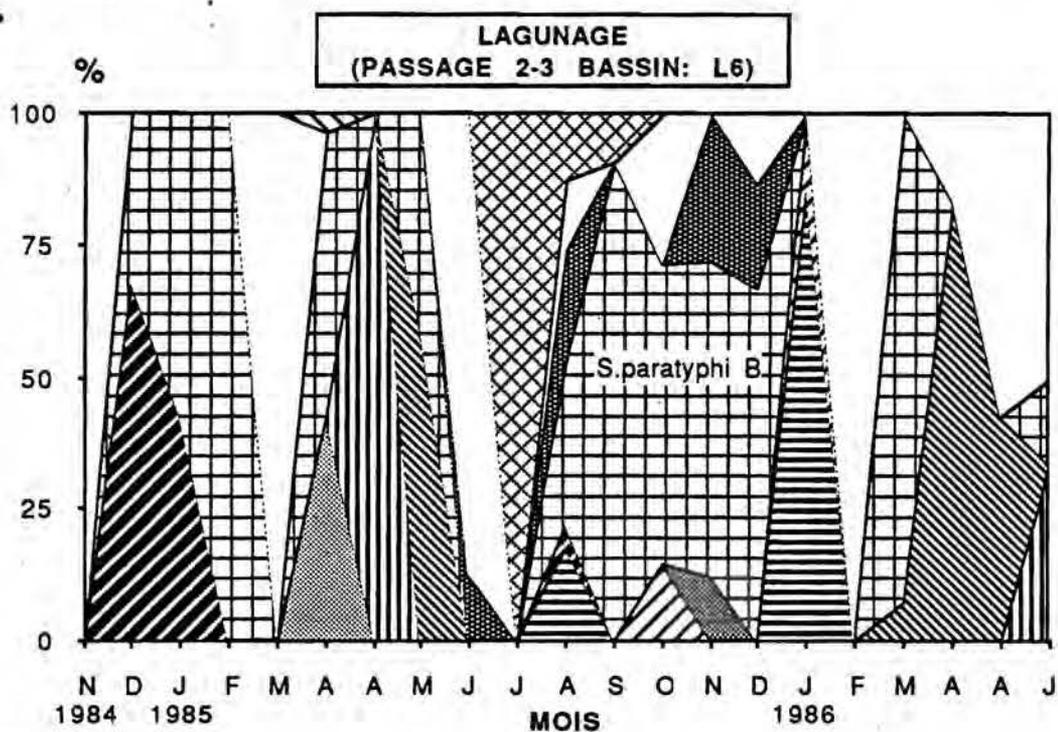


Figure 25 : Evolutions temporelles exprimées en fréquence relative (%) des différents sérotypes de *Salmonella* dans les eaux du lagunage de Mèze à la sortie du deuxième bassin (L6).

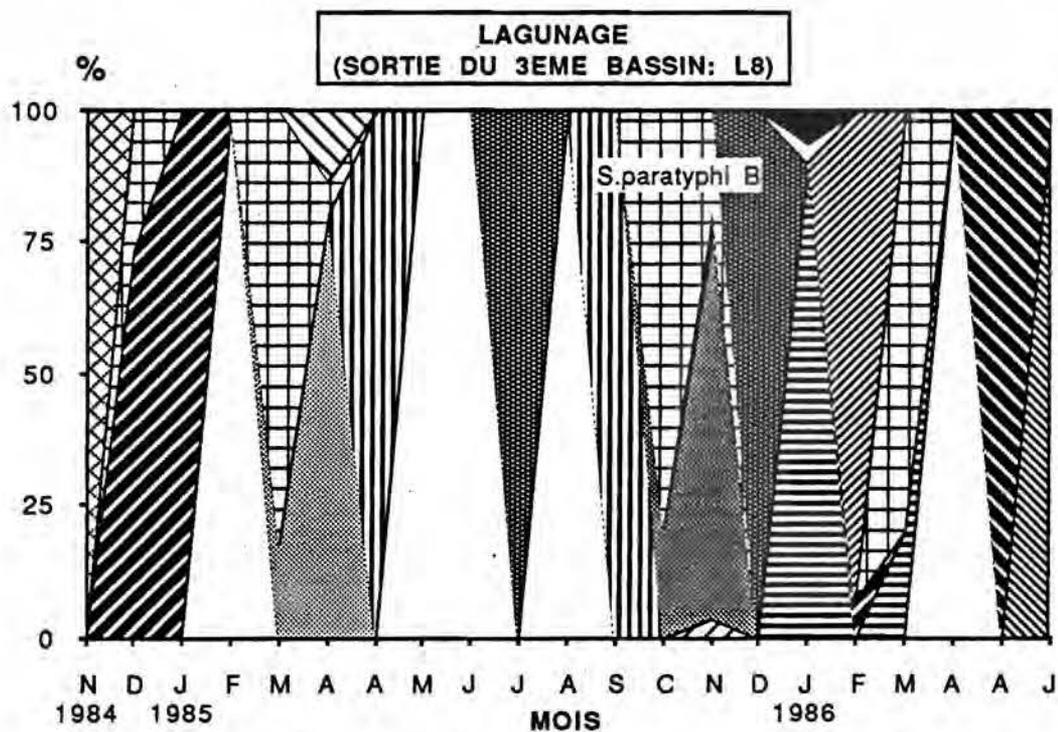


Figure 26 : Evolutions temporelles exprimées en fréquence relative (%) des différents sérotypes de *Salmonella* dans les eaux du lagunage de Mèze à la sortie du troisième bassin (L8).

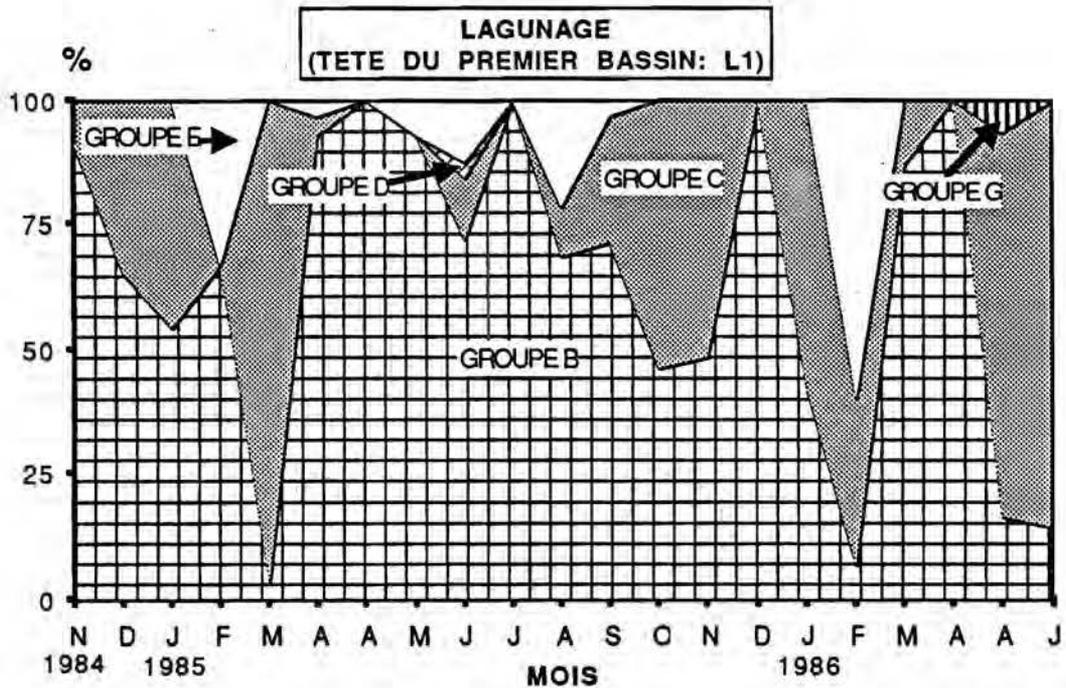


Figure 27 : Evolutions temporelles exprimées en fréquence relative (%) des différents sérotypes de *Salmonella* dans les eaux du lagunage de Mèze à l'entrée du premier bassin (L1).

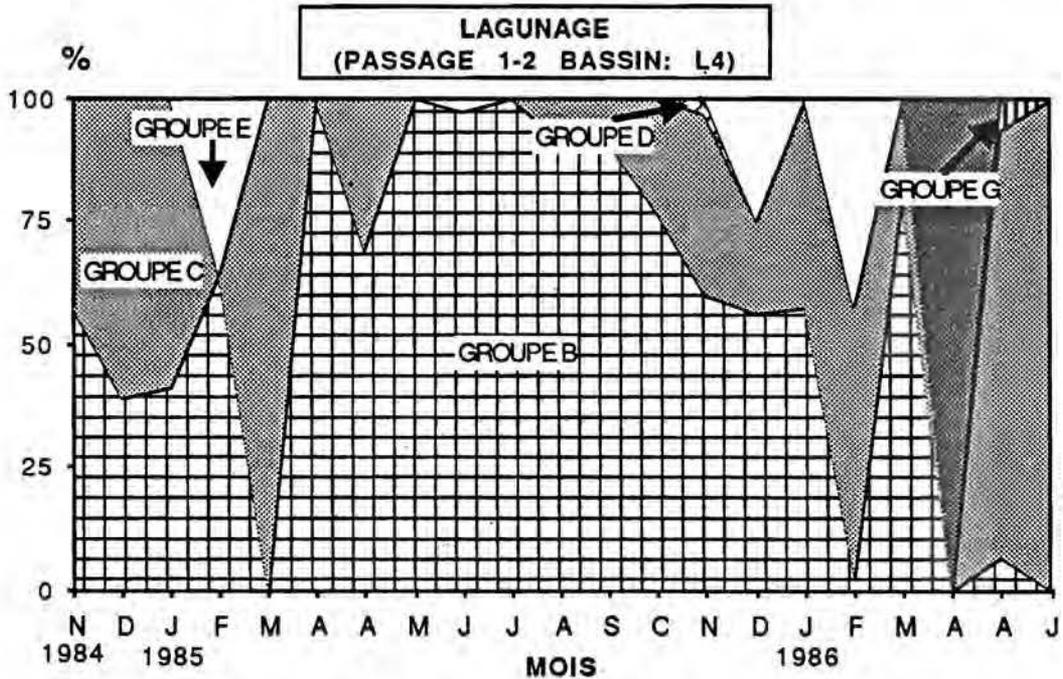


Figure 28 : Evolutions temporelles exprimées en fréquence relative (%) des différents sérotypes de *Salmonella* dans les eaux du lagunage de Mèze à la sortie du premier bassin (L4).

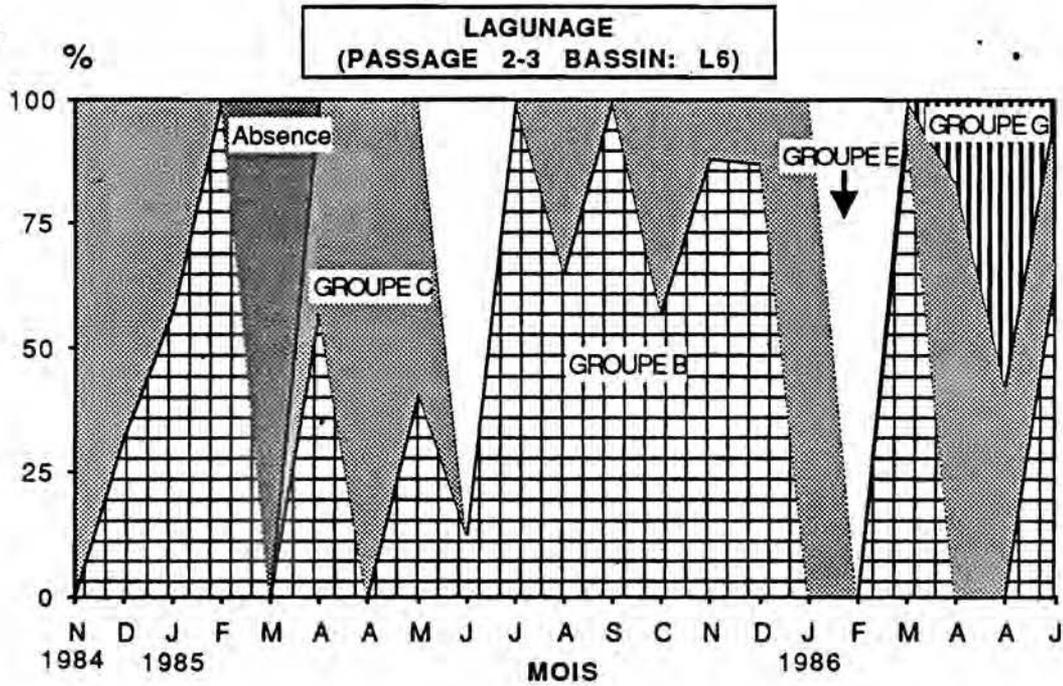


Figure 29 : Evolutions temporelles exprimées en fréquence relative (%) des différents sérotypes de *Salmonella* dans les eaux du lagunage de Mèze à la sortie du deuxième bassin (L6).

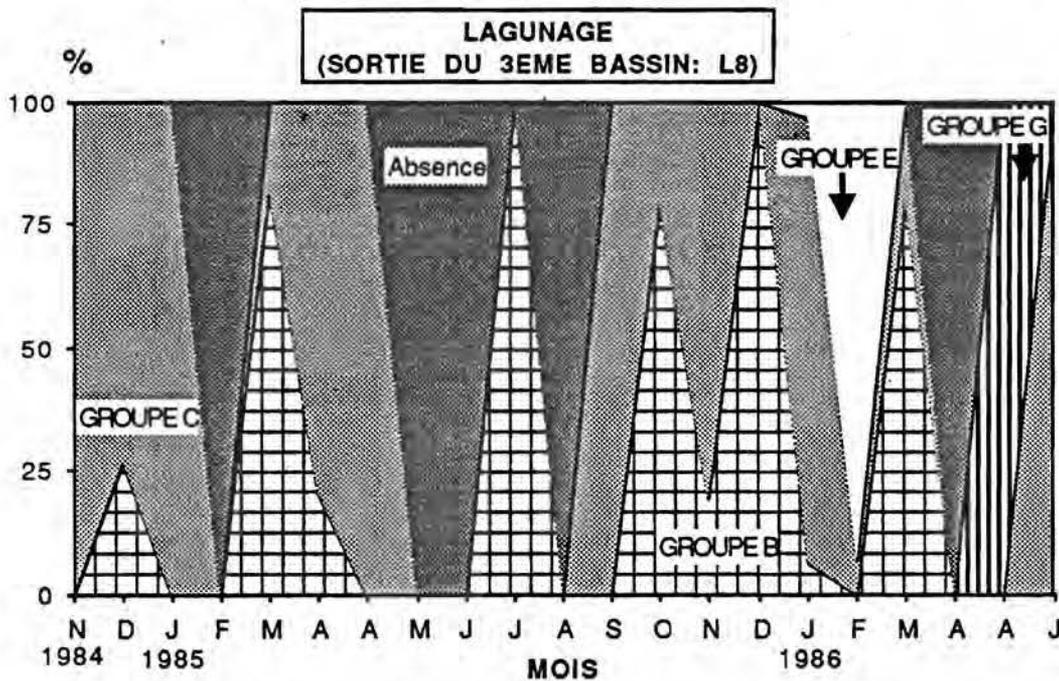


Figure 30 : Evolutions temporelles exprimées en fréquence relative (%) des différents sérotypes de *Salmonella* dans les eaux du lagunage de Mèze à la sortie du troisième bassin (L8).

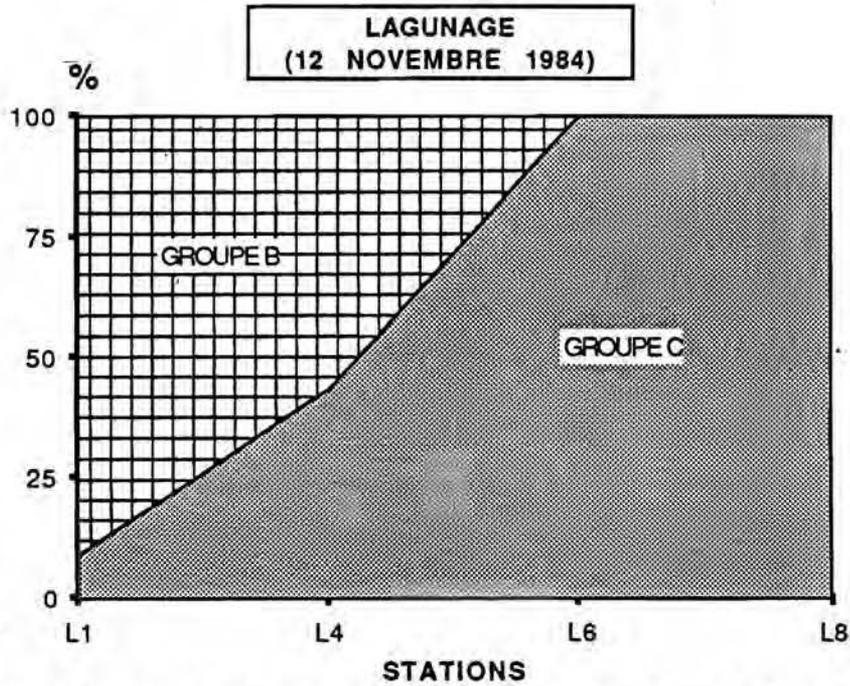


Figure 31 a : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de novembre 1984.

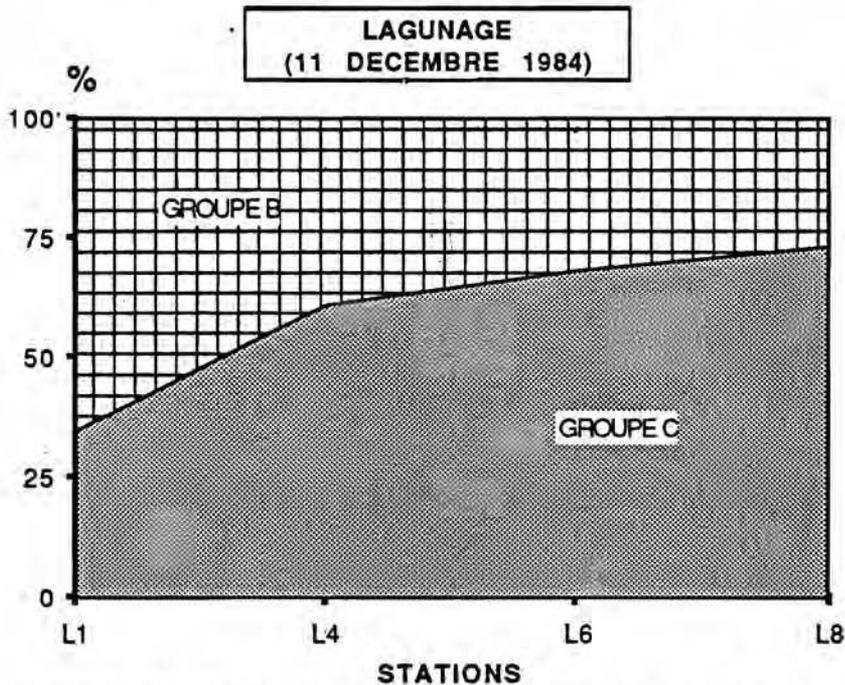


Figure 31 b : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de décembre 1984.

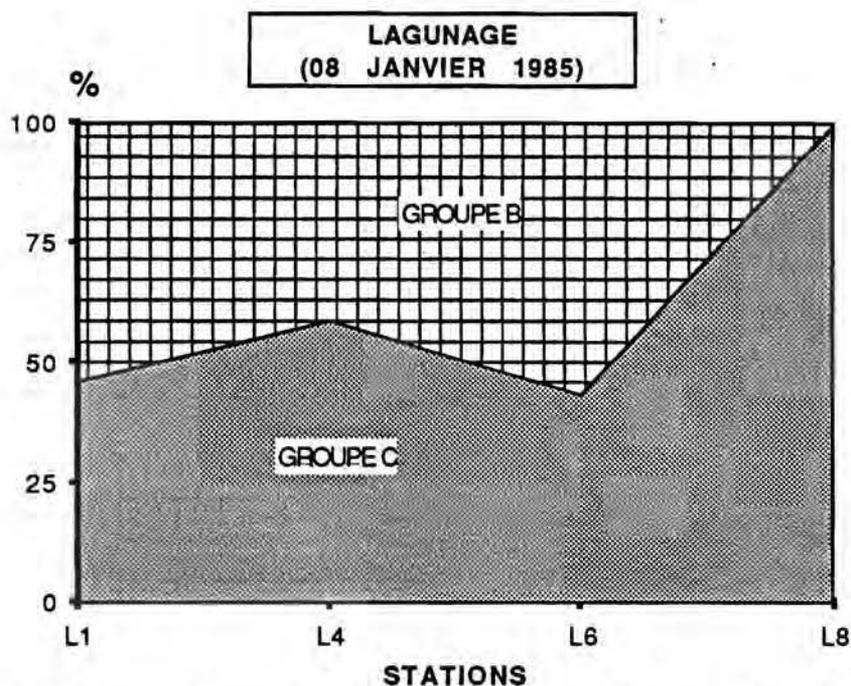


Figure 31 c : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de janvier 1985.

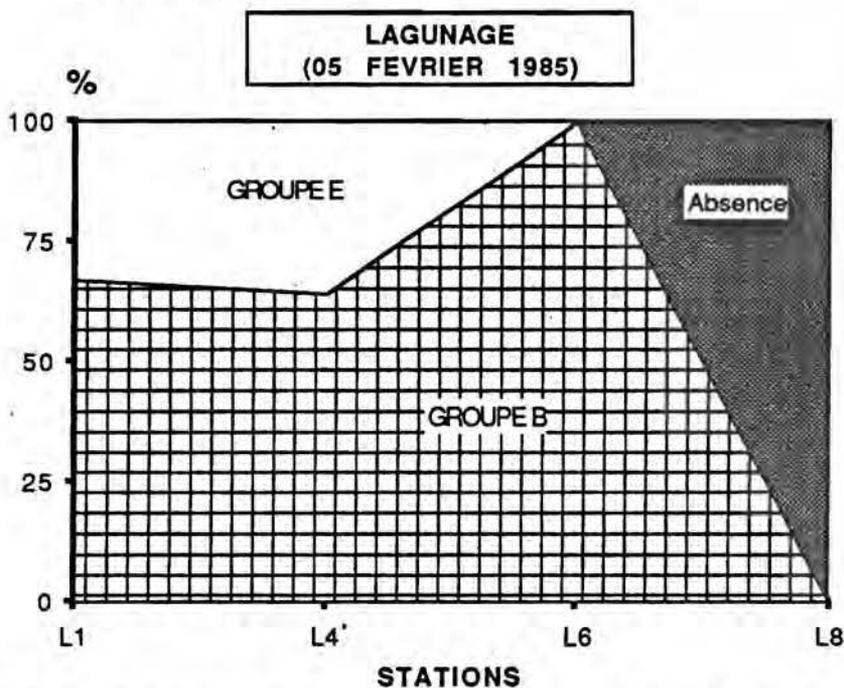


Figure 31 d : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de février 1985.

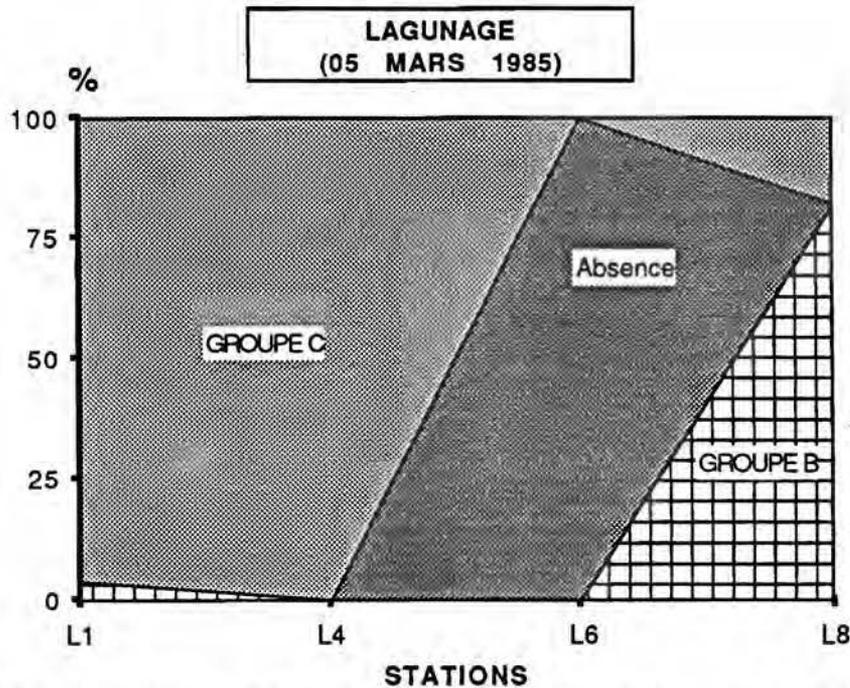


Figure 31 e : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de mars 1985.

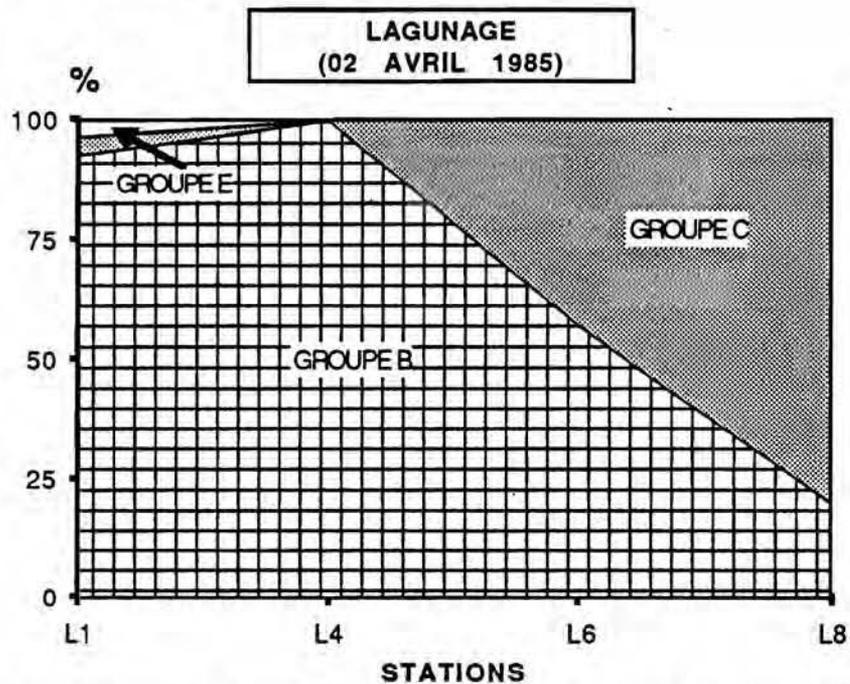


Figure 31 f : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de avril 1985.

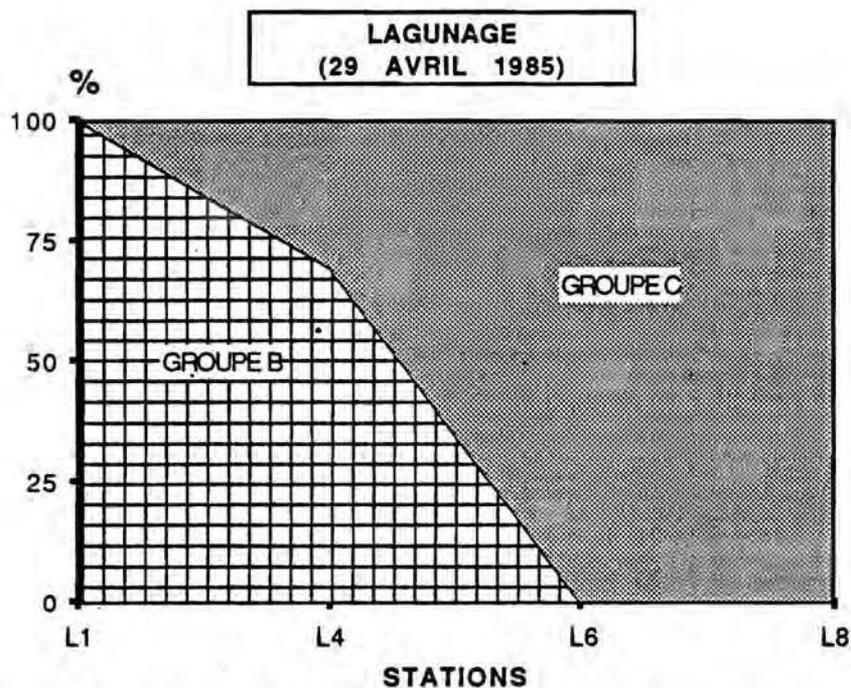


Figure 31 g : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de avril 1985.

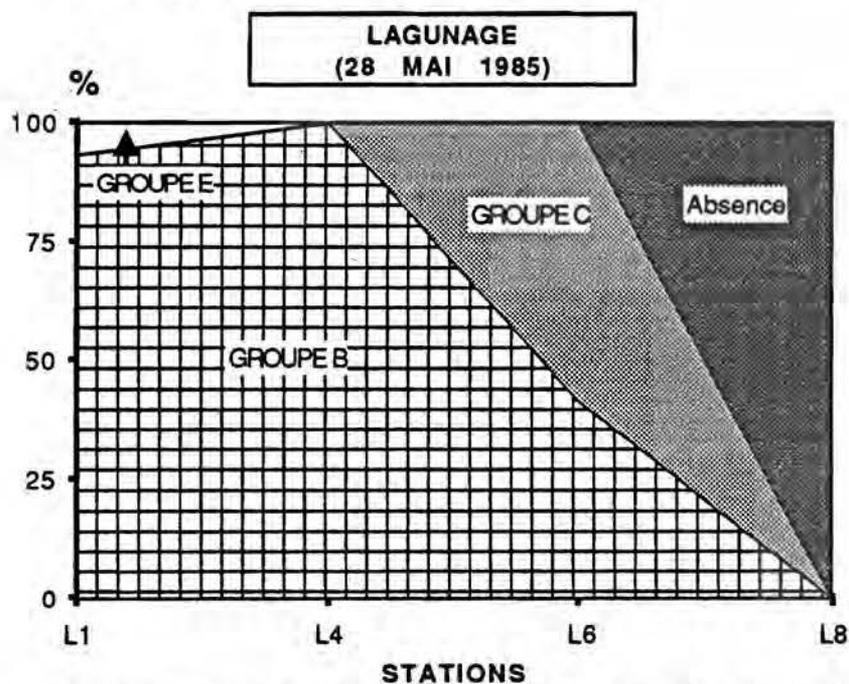


Figure 31 h : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de mai 1985.

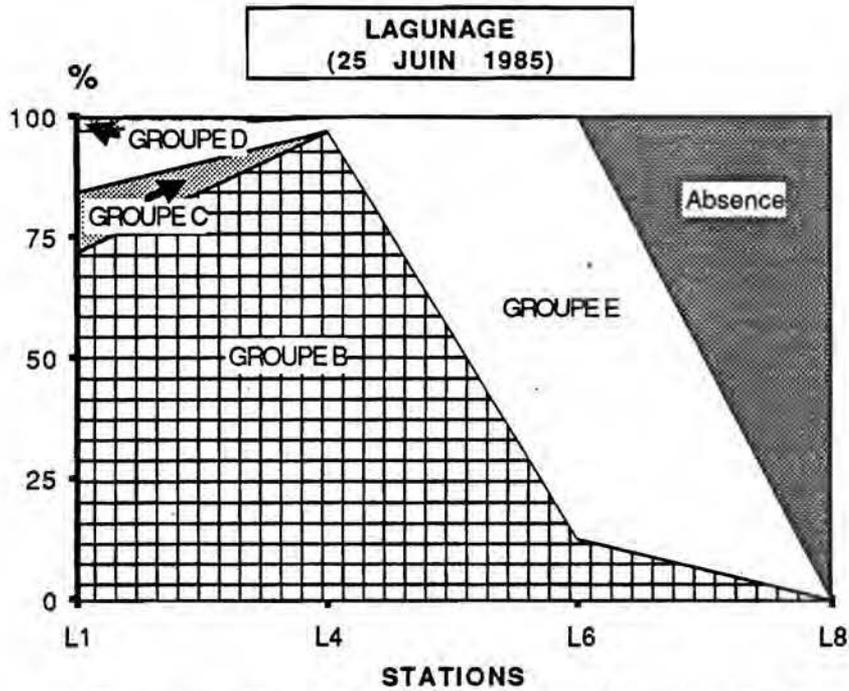


Figure 31 i : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de juin 1985.

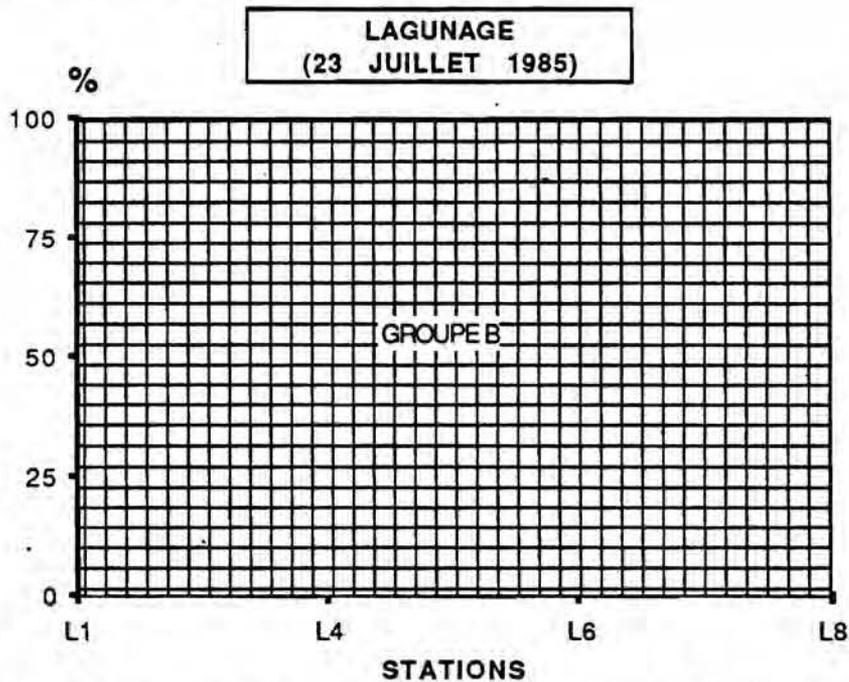


Figure 31 j : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de juillet 1985.

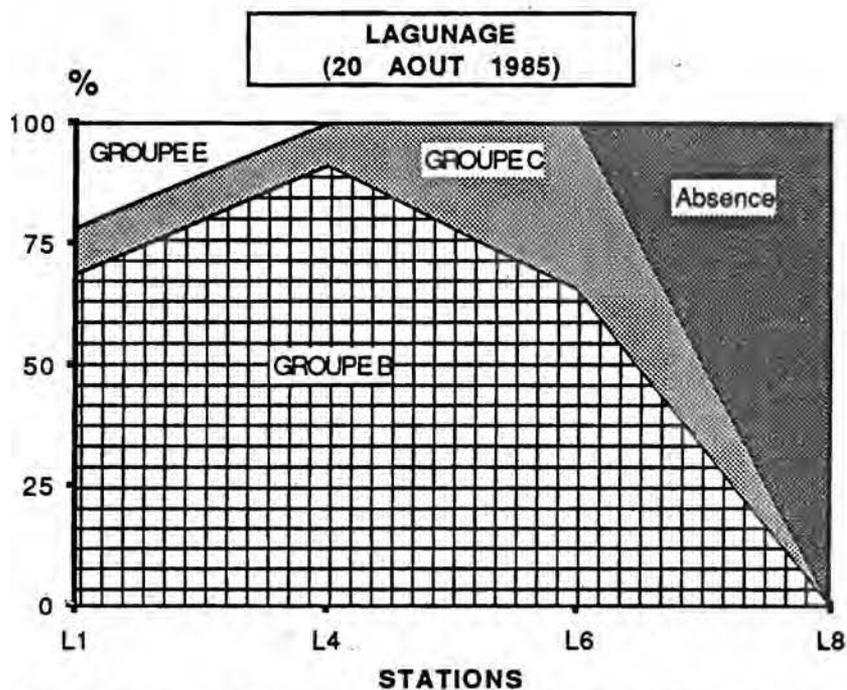


Figure 31 k : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de août 1985.

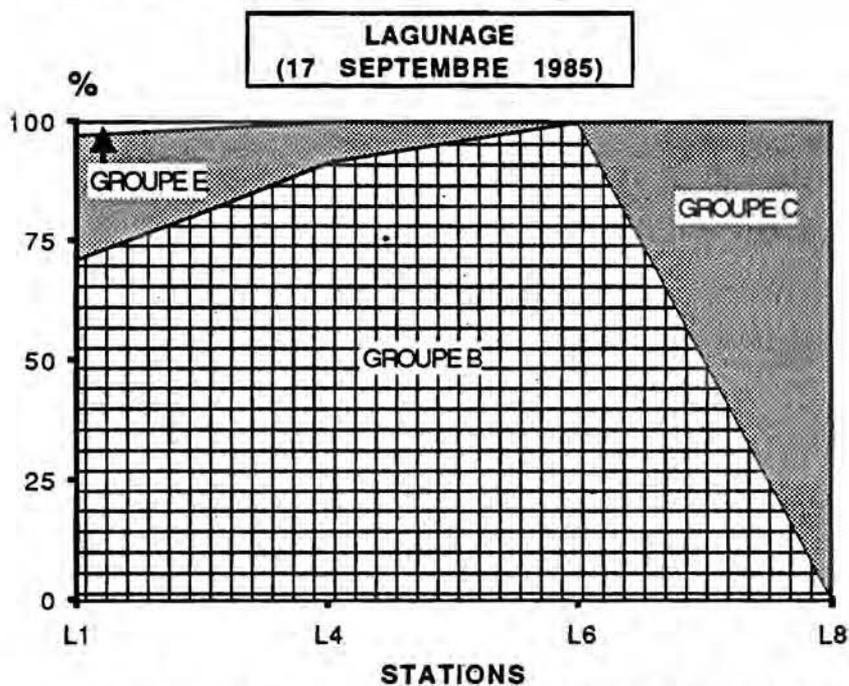


Figure 31 l : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de septembre 1985.

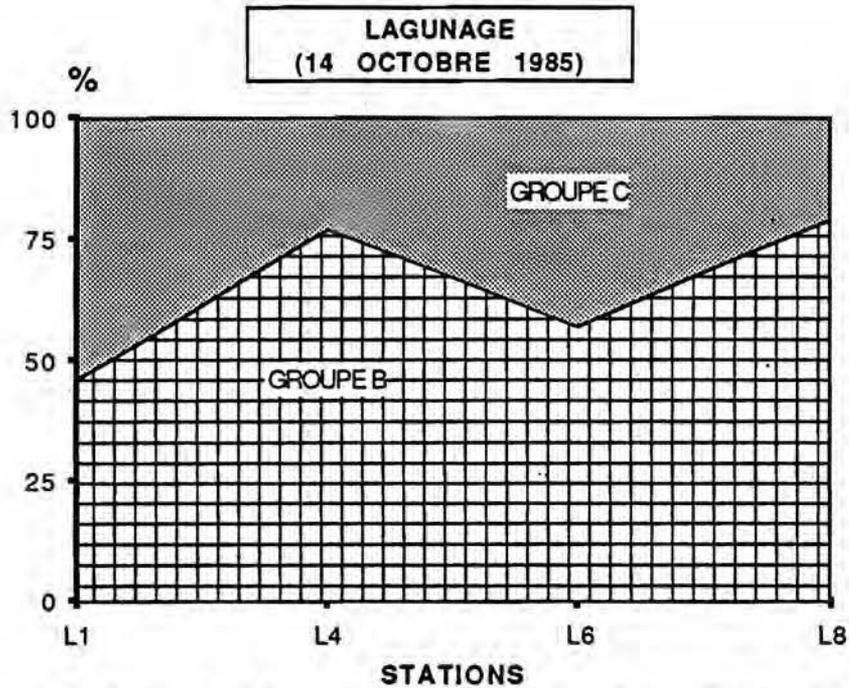


Figure 31 m : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de octobre 1985.

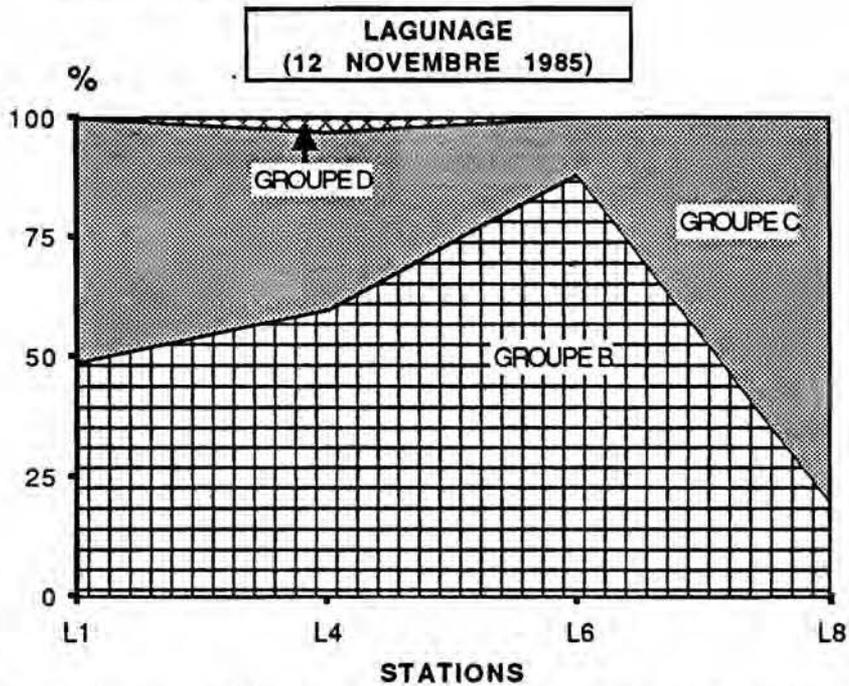


Figure 31 n : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de novembre 1985.

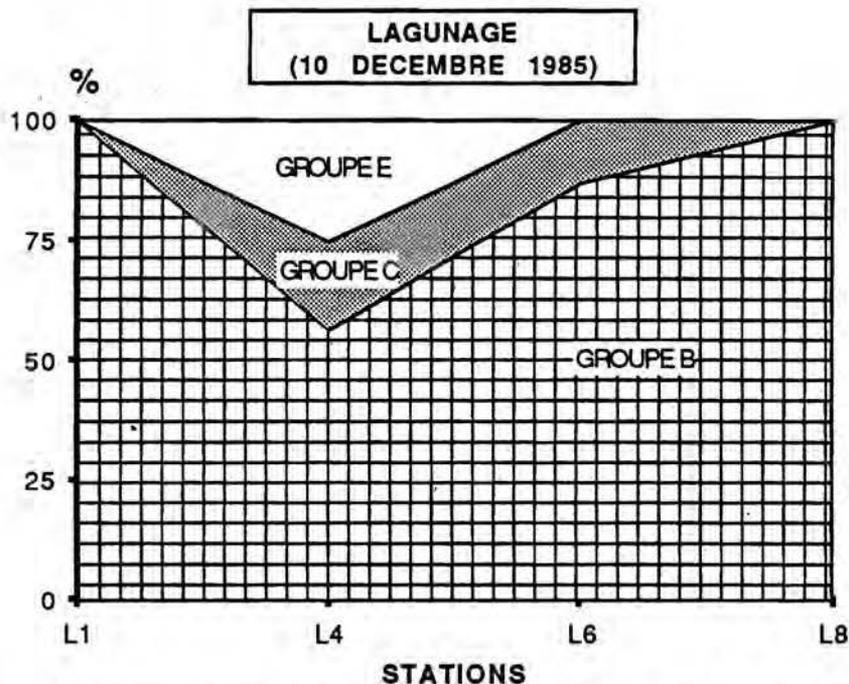


Figure 31 o : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de décembre 1985.

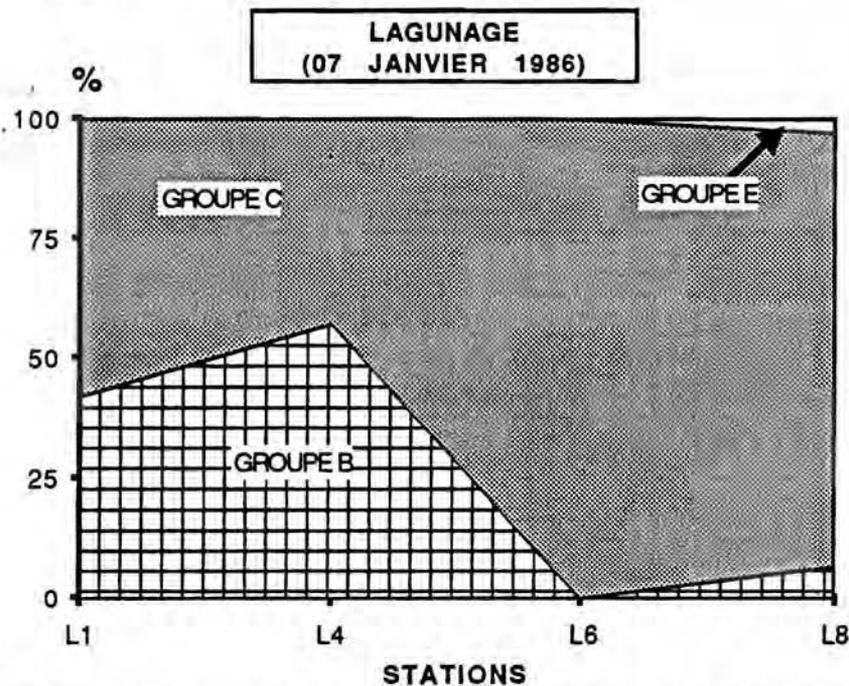


Figure 31 p : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de janvier 1985.

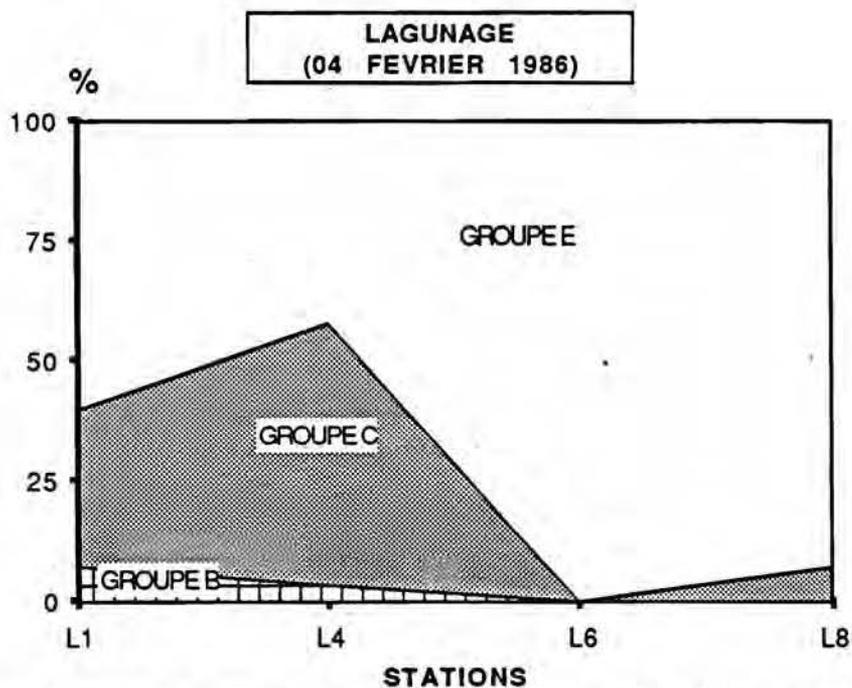


Figure 31 q : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de février 1986.

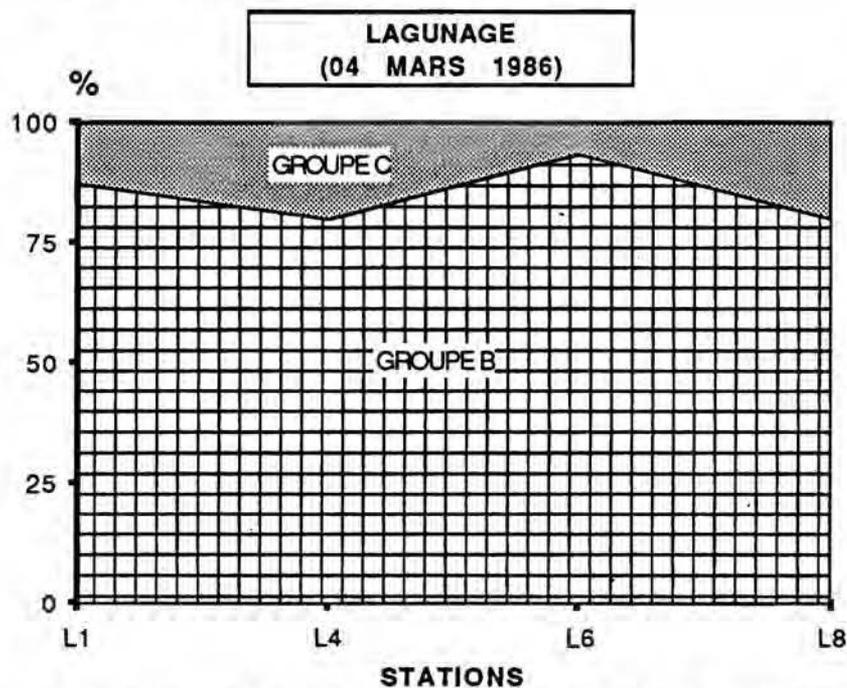


Figure 31 r : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de mars 1986.

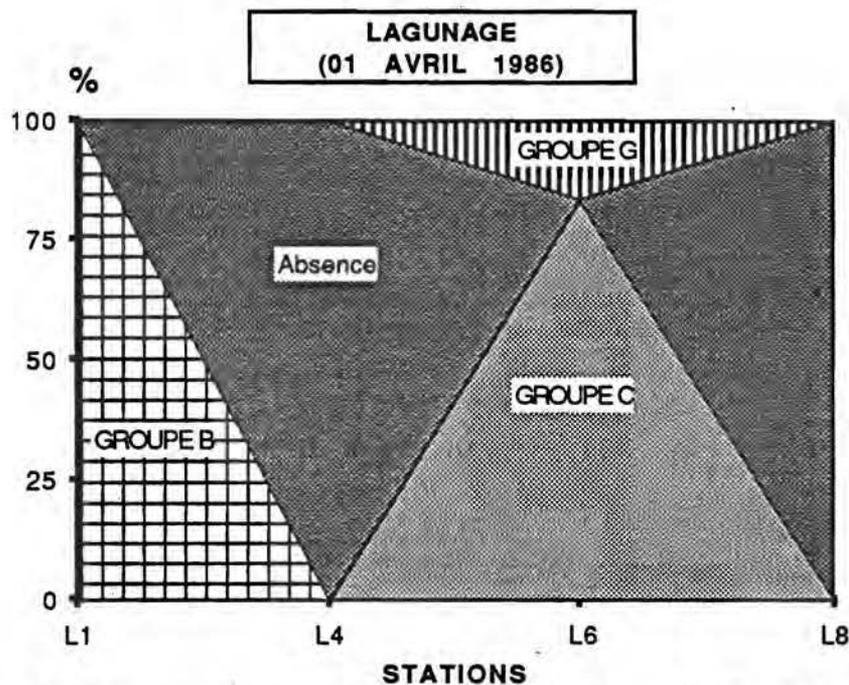


Figure 31 s : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de avril 1986.

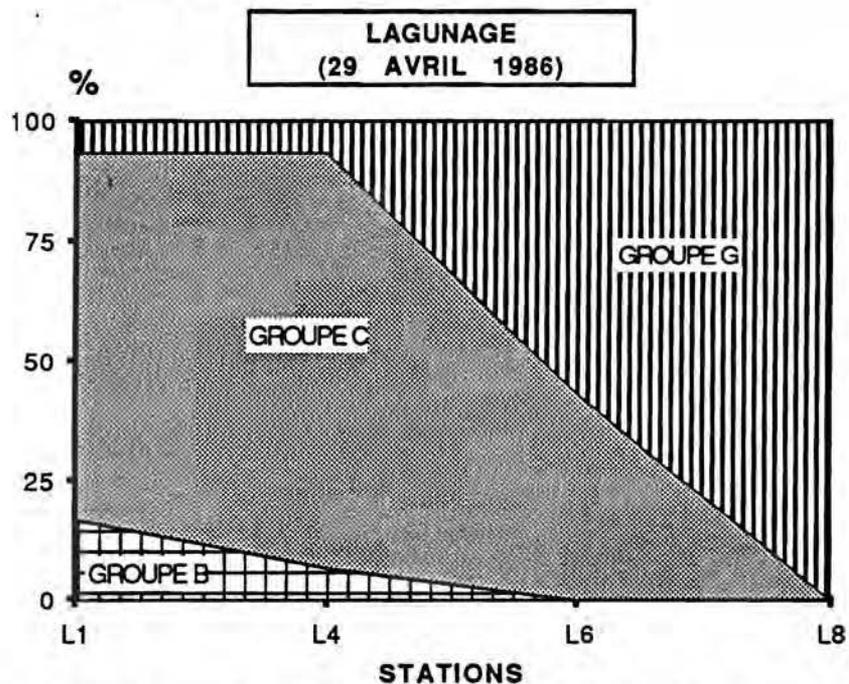


Figure 31 t : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de avril 1986.

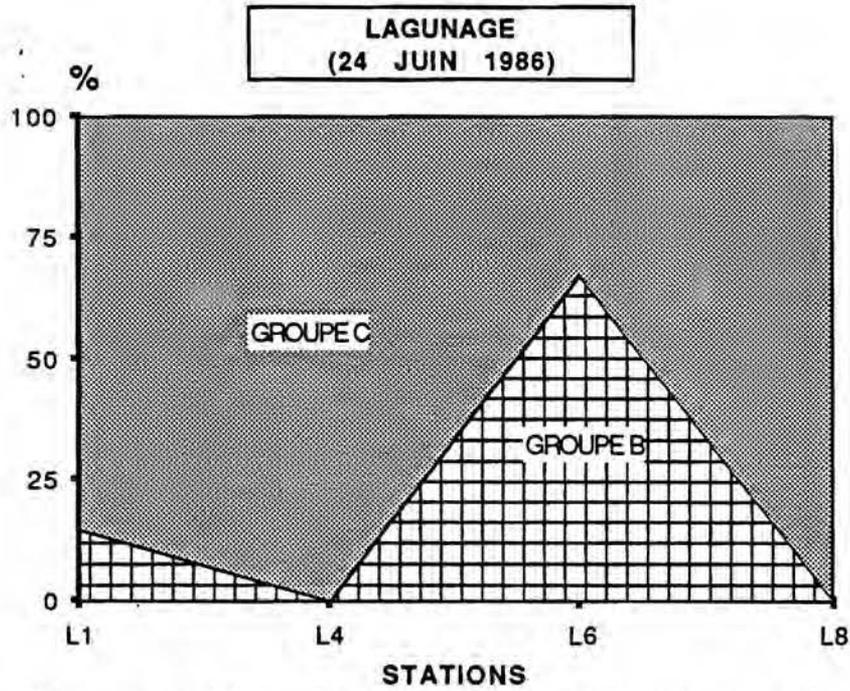


Figure 31 u : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* dans les eaux du lagunage aux différentes stations au mois de juin 1986.

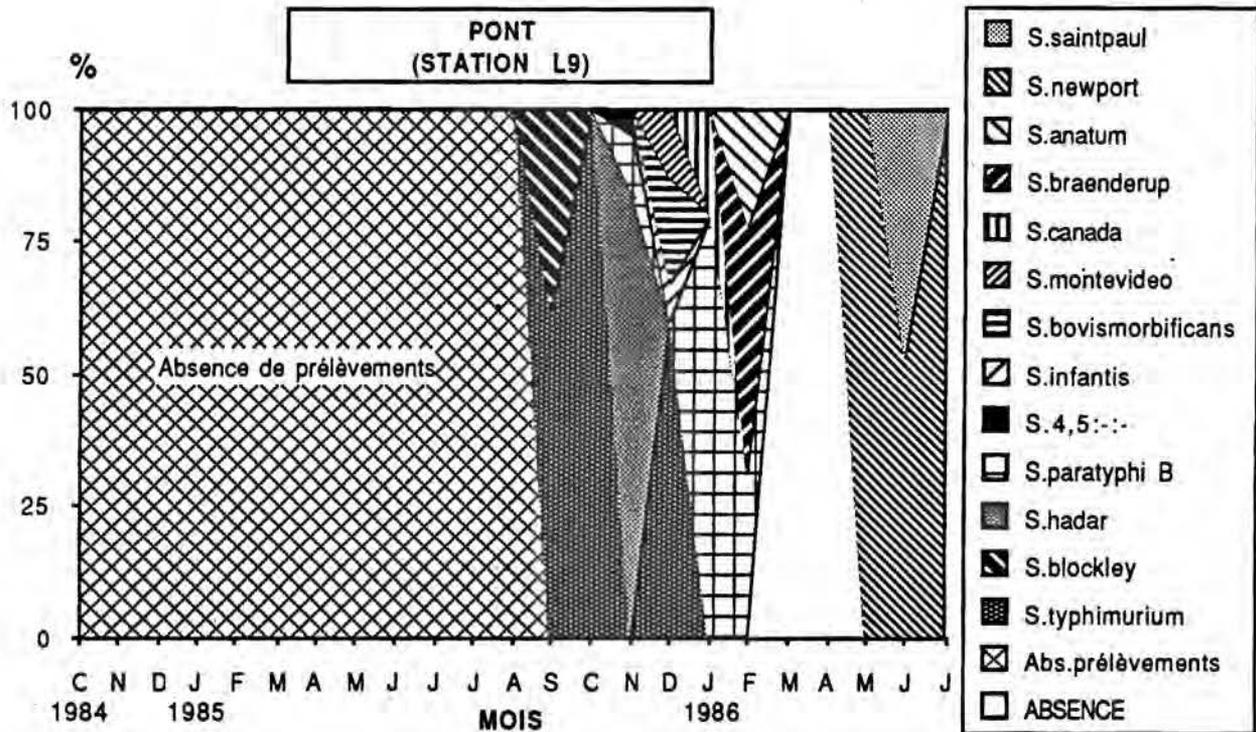


Figure 41 : Evolutions temporelles exprimées en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux du chenal (L9).

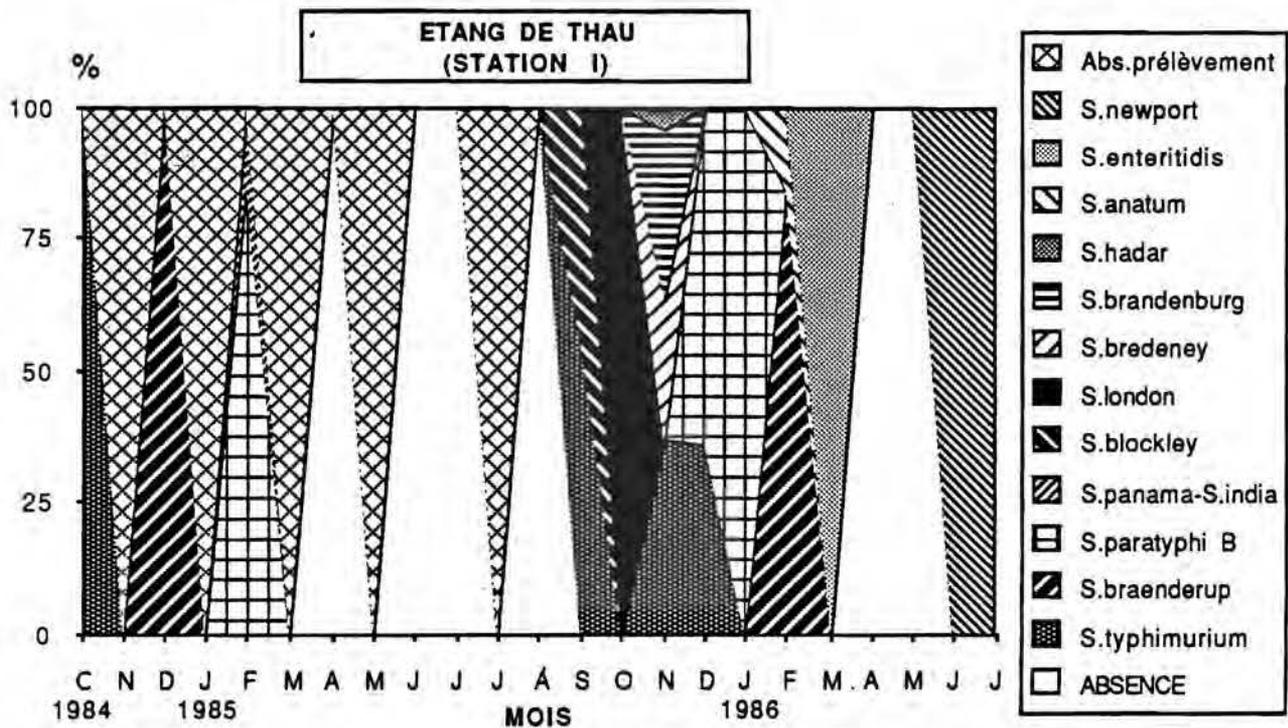


Figure 42 : Evolutions temporelles exprimées en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux de l'étang de Thau au niveau de la station I.

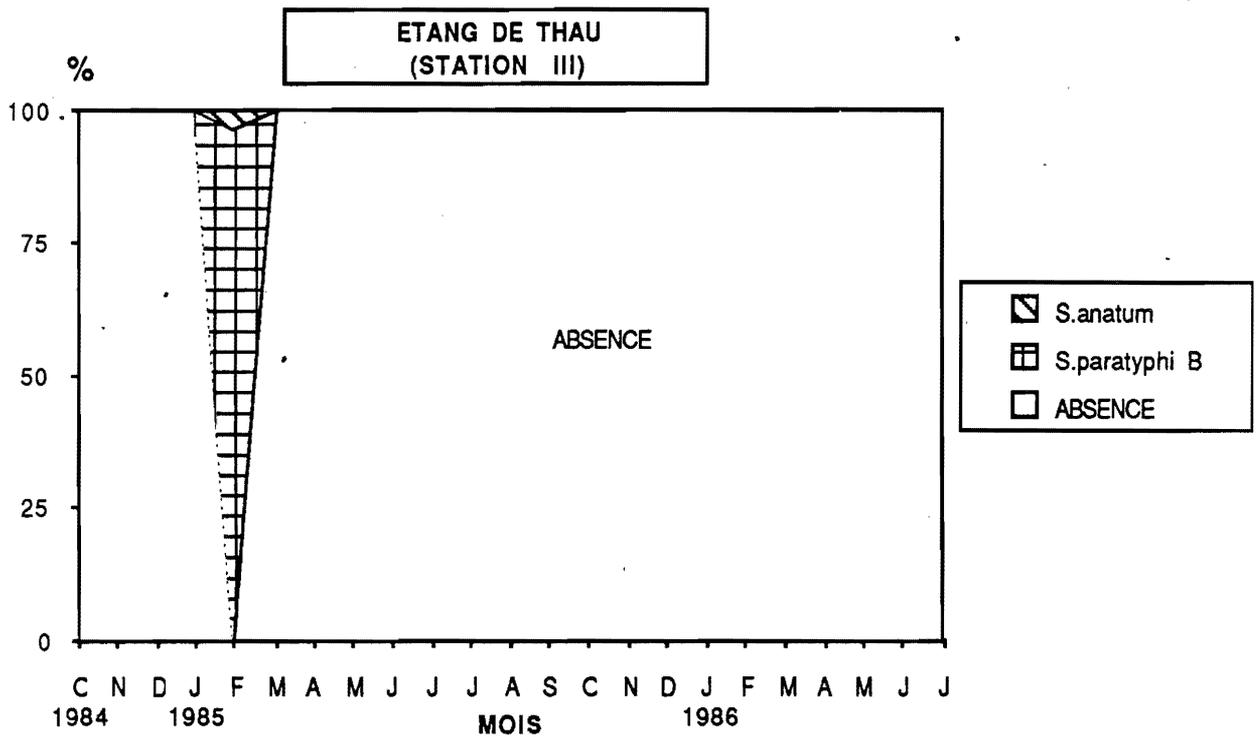


Figure 43 : Evolutions temporelles exprimées en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux de l'étang de Thau au niveau de la station III.

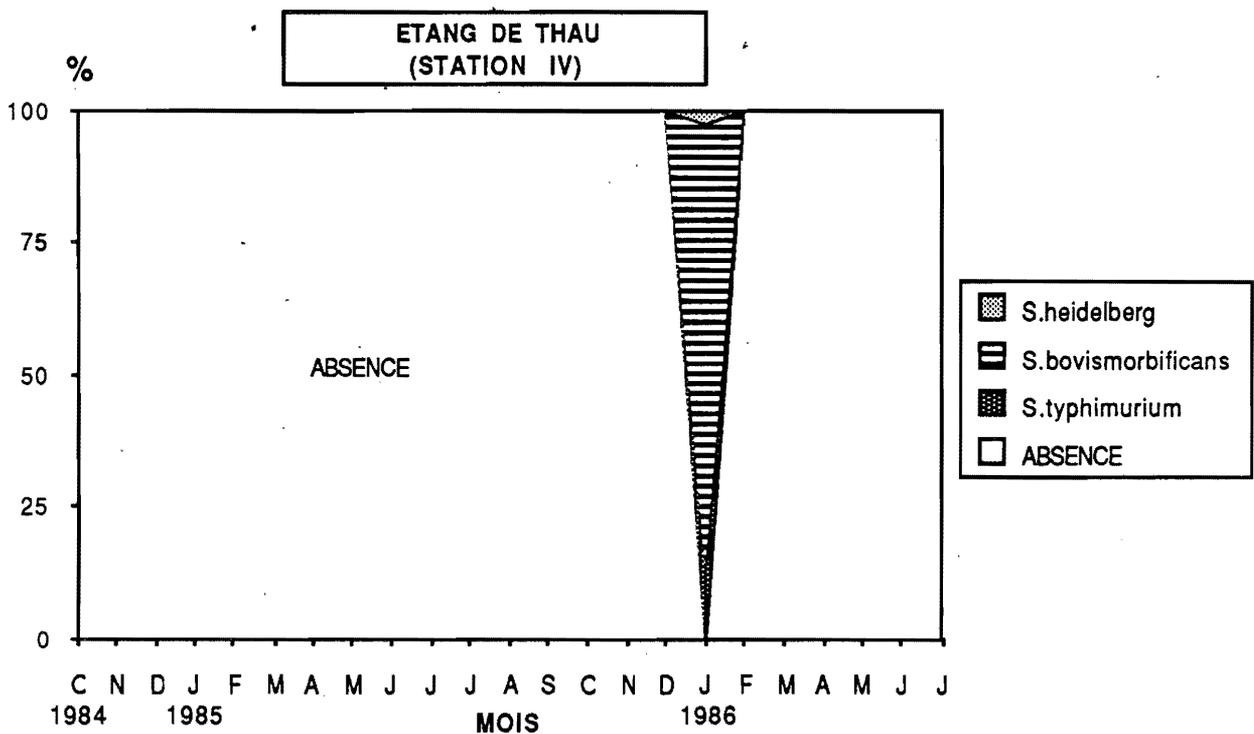


Figure 44 : Evolutions temporelles-exprimées en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux de l'étang de Thau au niveau de la station IV.

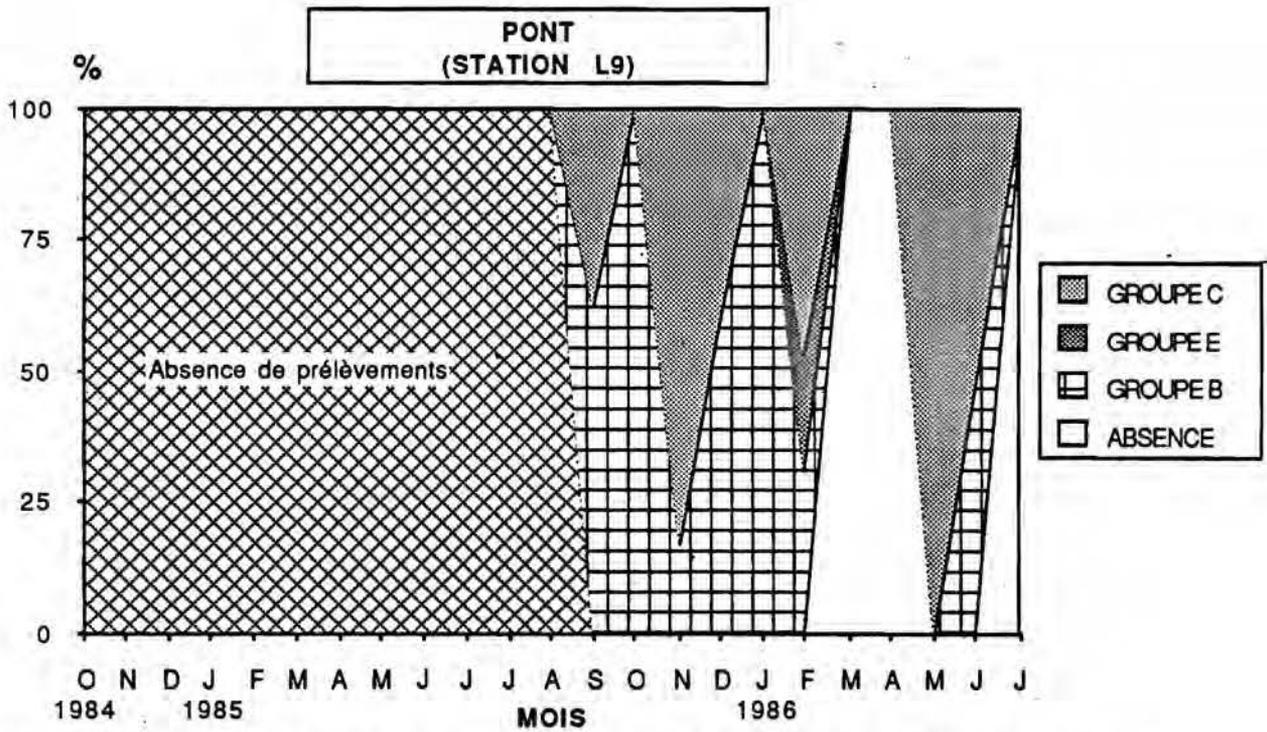


Figure 47 : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* dans les eaux du chenal (L9).

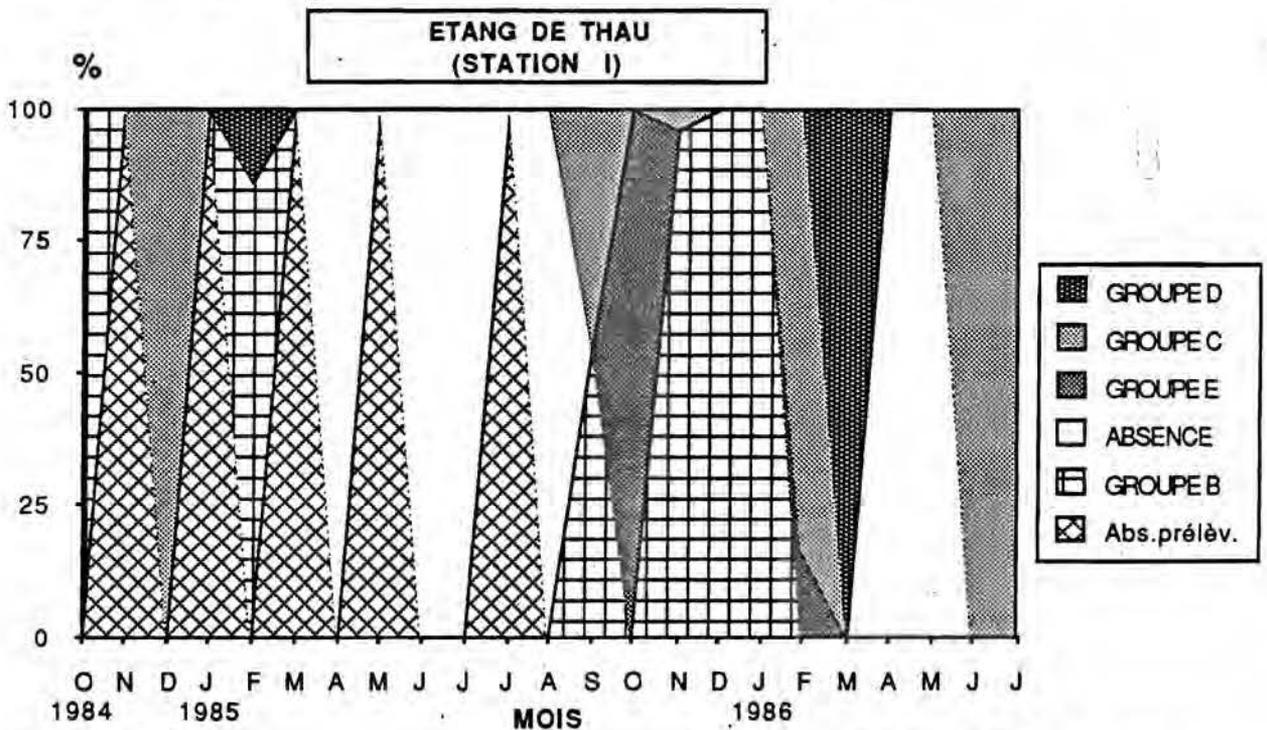


Figure 48 : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* dans les eaux de l'étang de Thau au niveau de la station I.

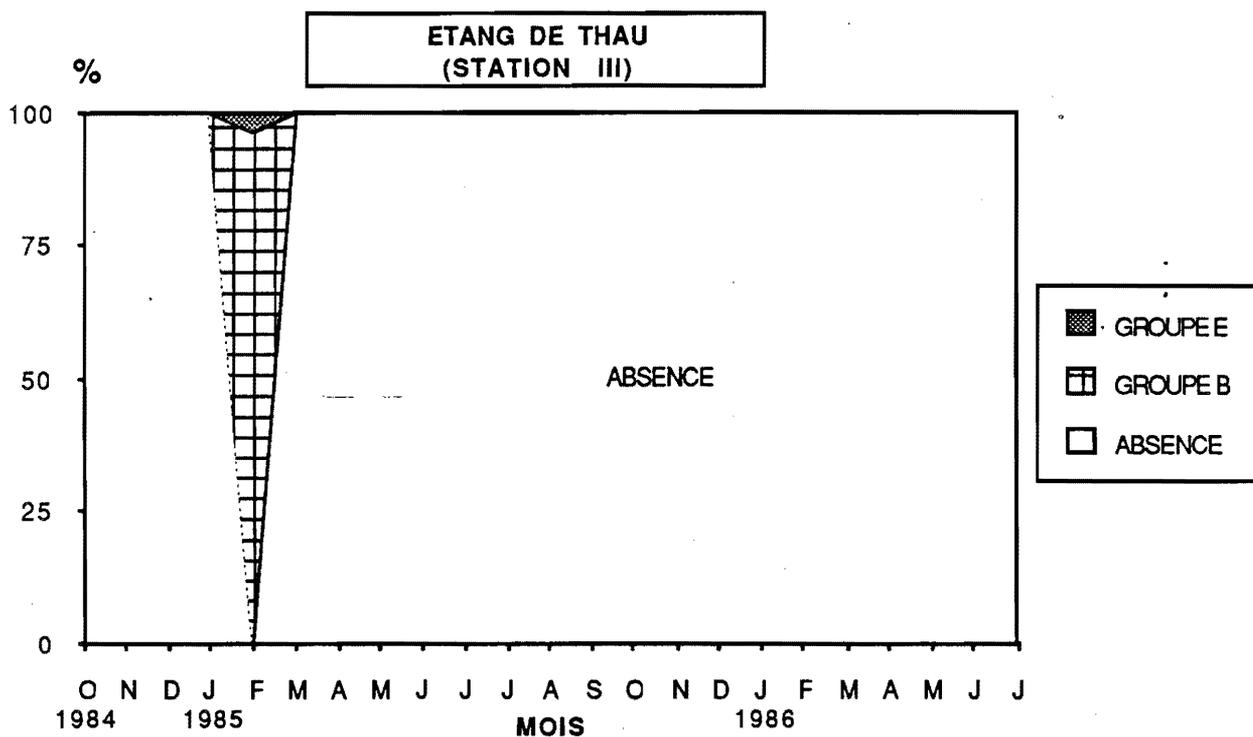


Figure 49 : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de Salmonella dans les eaux de l'étang de Thau au niveau de la station III.

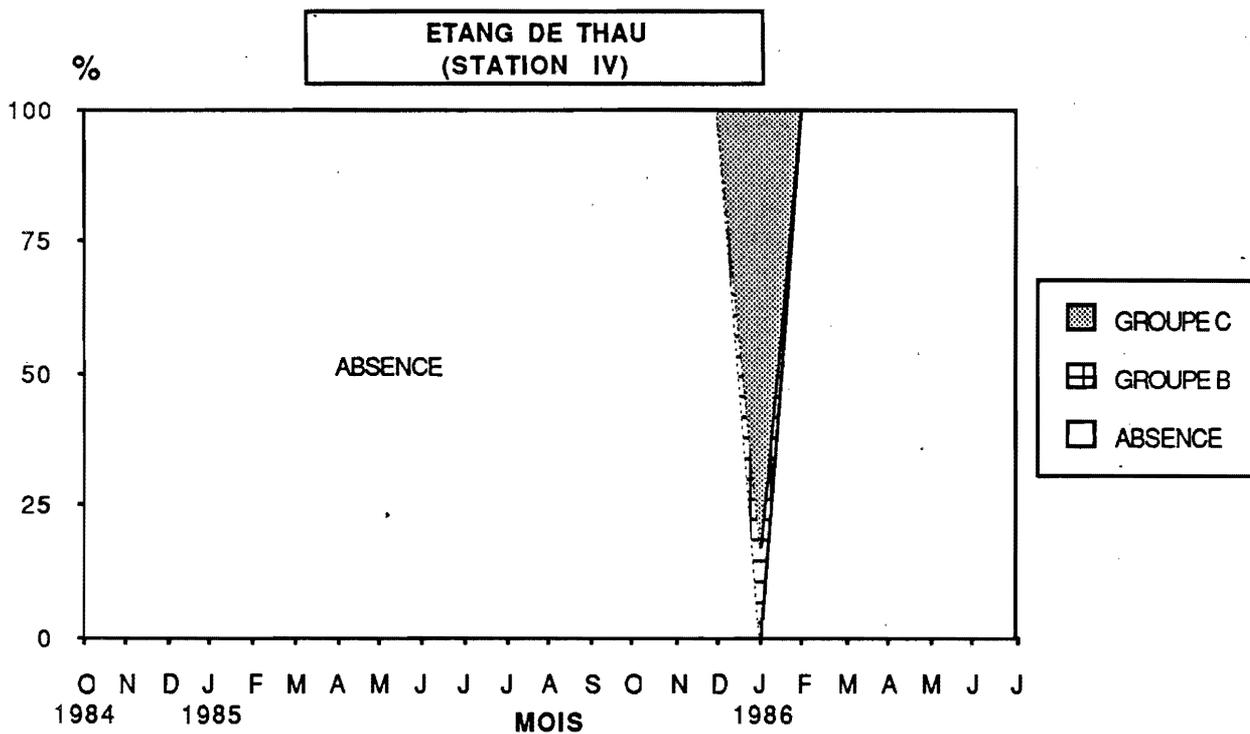


Figure 50 : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de Salmonella dans les eaux de l'étang de Thau au niveau de la station IV.

Tableau III : Abondances des coliformes fécaux dans les eaux à l'entrée du premier bassin du lagunage de Mèze aux différentes périodes.

STATION:	TETE DU PREMIER BASSIN	
PARAMETRES:	m (C.F.)/100 ml	LOG10 m (C.F.)
DATES:		
12.11.1984	3.425.000	6,53
11.12.1984	4.450.000	6,65
08.01.1985	2.125.000	6,33
05.02.1985	3.025.000	6,48
05.03.1985	1.175.000	6,07
02.04.1985	2.425.000	6,38
29.04.1985	3.100.000	6,49
28.05.1985	2.375.000	6,38
25.06.1985	1.870.000	6,27
23.07.1985	1.750.000	6,24
20.08.1985	1.275.000	6,11
17.09.1985	7.725.000	6,89
14.10.1985	5.725.000	6,76
12.11.1985	4.875.000	6,69
10.12.1985	3.850.000	6,59
07.01.1986	2.075.000	6,32
04.02.1986	2.975.000	6,47
04.03.1986	1.800.000	6,26
01.04.1986	1.717.500	6,23
29.04.1986	1.575.000	6,20
24.06.1986	2.225.000	6,35

*à l'entrée
6.5/100ml*

Tableau IV : Abondances des coliformes fécaux dans les eaux de sortie du premier bassin du lagunage de Mèze aux différentes périodes.

STATION:	PASSAGE PREMIER-DEUXIEME BASSIN	
PARAMETRES:	m (C.F.)/100 ml	LOG10 m (C.F.)
DATES:		
12.11.1984	3.225.000	6,51
11.12.1984	4.075.000	6,61
08.01.1985	2.750.000	6,44
05.02.1985	1.525.000	6,18
05.03.1985	100.000	5,00
02.04.1985	737.500	5,87
29.04.1985	1.125.000	6,05
28.05.1985	1.122.500	6,05
25.06.1985	357.500	5,55
23.07.1985	132.500	5,12
20.08.1985	560.000	5,75
17.09.1985	2.322.500	6,37
14.10.1985	3.925.000	6,59
12.11.1985	1.650.000	6,22
10.12.1985	2.150.000	6,33
07.01.1986	2.450.000	6,39
04.02.1986	1.750.000	6,24
04.03.1986	1.800.000	6,26
01.04.1986	1.135.000	6,05
29.04.1986	1.425.000	6,15
24.06.1986	1.387.500	6,14

Tableau V : Abondances des coliformes fécaux dans les eaux de sortie du deuxième bassin du lagunage de Mèze aux différentes périodes.

STATION: PARAMETRES: DATES:	PASSAGE DEUXIEME-TROISIEME BASSIN	
	m (C.F.)/100 ml	LOG10 m (C.F.)
12.11.1984	225.000	5,35
11.12.1984	1.275.000	6,11
08.01.1985	1.065.000	6,03
05.02.1985	262.500	5,45
05.03.1985	180.000	5,26
02.04.1985	54.750	4,74
29.04.1985	83.250	4,92
28.05.1985	50.000	4,70
25.06.1985	4.750	3,68
23.07.1985	525	2,72
20.08.1985	23.250	4,37
17.09.1985	222.500	5,35
14.10.1985	485.000	5,69
12.11.1985	665.000	5,82
10.12.1985	262.500	5,42
07.01.1986	182.500	5,26
04.02.1986	550.000	5,74
04.03.1986	685.000	5,84
01.04.1986	74.250	4,87
29.04.1986	52.500	4,72
24.06.1986	81.750	4,91

Tableau VI : Abondances des coliformes fécaux dans les eaux de sortie du troisième bassin du lagunage de Mèze aux différentes périodes.

STATION: PARAMETRES: DATES:	SORTIE DU TROISIEME BASSIN	
	m (C.F.)/100 ml	LOG10 m (C.F.)
12.11.1984	11.000	4,04
11.12.1984	25.500	4,41
08.01.1985	197.250	5,30
05.02.1985	46.500	4,67
05.03.1985	17.750	4,25
02.04.1985	500	2,70
29.04.1985	1225	3,09
28.05.1985	700	2,85
25.06.1985	540	2,73
23.07.1985	255	2,41
20.08.1985	1025	3,01
17.09.1985	5225	3,72
14.10.1985	7750	3,89
12.11.1985	57.000	4,76
10.12.1985	44.250	4,65
07.01.1986	45.500	4,66
04.02.1986	131.100	5,12
04.03.1986	265.000	5,42
01.04.1986	1.500	3,18
29.04.1986	2.086	3,32
24.06.1986	257,5	2,41

$$\bar{x} = 3,83 / 100 \text{ ml}$$

24/06/86
209/06/86
n = 21

Tableau VII : Abattements des abondances des coliformes fécaux et pourcentages d'épuration obtenus suivant la période pour chaque bassin du lagunage de Méze.

BASSIN:	PARAMETRES:	COLIFORMES FECAUX					
		PREMIER BASSIN (L1/L4)		DEUXIEME BASSIN (L4/L6)		TROISIEME BASSIN (L6/L8)	
DATES:		ABATT.ULOG10	% EPURATION	ABATT.ULOG10	% EPURATION	ABATT.ULOG10	% EPURATION
12.11.1984		0,02	5,84	1,16	93,02	1,31	95,11
11.12.1984		0,04	8,43	0,50	68,71	1,70	98,00
08.01.1985		*	*	0,41	61,27	0,73	81,48
05.02.1985		0,3	49,59	0,73	81,47	0,78	83,54
05.03.1985		1,07	91,49	*	*	1,01	90,14
02.04.1985		0,51	69,59	1,13	92,58	2,04	99,09
29.04.1985		0,44	63,71	1,13	92,60	1,83	98,53
28.05.1985		0,33	52,74	1,35	95,54	1,85	98,60
25.06.1985		0,72	80,88	1,87	98,67	0,95	88,63
23.07.1985		1,12	92,43	2,40	99,60	0,31	51,43
20.08.1985		0,36	56,06	1,38	95,85	1,36	95,59
17.09.1985		0,52	69,93	1,02	90,42	1,63	97,65
14.10.1985		0,17	31,44	0,90	87,64	1,80	98,40
12.11.1985		0,47	66,15	0,40	59,70	1,06	91,43
10.12.1985		0,26	44,15	0,91	87,79	0,77	83,14
07.01.1986		*	*	1,13	92,55	0,60	75,07
04.02.1986		0,23	41,18	0,50	68,57	0,62	76,16
04.03.1986		0,00	0,00	0,42	61,94	0,42	61,31
01.04.1986		0,18	33,91	1,18	93,46	1,69	97,98
29.04.1986		0,05	9,52	1,43	96,31	1,40	96,03
24.06.1986		0,21	37,64	1,23	94,11	2,50	99,68

Tableau XIII : Abattements des abondances des Salmonella et pourcentages d'épuration obtenus suivant la période pour chaque bassin du lagunage de Méze.

BASSIN:	PARAMETRES:	SALMONELLA					
		PREMIER BASSIN (L1/L4)		DEUXIEME BASSIN (L4/L6)		TROISIEME BASSIN (L6/L8)	
DATES:		ABATT.ULOG10	% EPURATION	ABATT.ULOG10	% EPURATION	ABATT.ULOG10	% EPURATION
12.11.1984		0,56	73,33	0,82	90,00	0,00	0,00
11.12.1984		*	*	*	*	1,73	98,26
08.01.1985		1,20	94,25	0,35	60,87	0,25	55,55
05.02.1985		0,56	74,44	0,60	82,61	0,35	90,00
05.03.1985		0,51	69,56	1,18	98,71	0,60	82,61
02.04.1985		0,22	42,50	0,00	0,00	0,60	82,61
29.04.1985		0,56	74,44	0,60	82,61	0,00	0,00
28.05.1985		0,00	0,00	0,00	0,00	1,01	100,00
25.06.1985		0,56	74,44	0,95	98,26	0,06	100,00
23.07.1985		0,00	0,00	1,91	99,83	*	*
20.08.1985		0,60	82,61	0,22	42,50	1,01	100,00
17.09.1985		0,35	60,87	0,91	90,00	0,60	95,55
14.10.1985		0,22	42,50	0,35	60,87	0,91	90,00
12.11.1985		0,22	42,50	0,18	34,78	0,94	90,00
10.12.1985		0,51	69,56	0,45	67,14	0,51	69,56
07.01.1986		1,20	94,25	0,35	60,87	0,25	55,55
04.02.1986		0,00	0,00	1,33	95,55	0,00	0,00
04.03.1986		*	*	0,91	90,00	0,66	100,00
01.04.1986		0,73	90,00	*	*	0,41	100,00
29.04.1986		0,00	0,00	0,72	83,33	0,85	100,00
24.06.1986		0,56	74,44	0,00	0,00	0,00	0,00

Tableau VIII : Abattements et pourcentages d'épuration suivant la période et en fonction du temps de séjour des coliformes fécaux et Salmonella obtenus au niveau du lagunage de Mèze. été : 28 jours; été et printemps: 28 et 56 jours; hiver: 56 jours. *: abattements statistiquement significatifs.

DATES:	PARAMETRES:	COLIFORMES FECAUX		SALMONELLA	
		ABATT.ULOG10	%EPUR.	ABATT.ULOG10	%EPUR.
11.12.1984		2,12	99,25	0,560	73,33
08.01.1985		1,23	94,24	1,380*	97,33
05.02.1985		1,98	98,95	2,146*	99,90
05.03.1985		2,08	99,16	2,146*	99,90
02.04.1985		3,37-3,78	99,96-99,98	1,56*-1,16*	98,26-95,55
29.04.1985		3,29-2,98	99,95-99,89	0,82 -1,56*	90,00-98,26
28.05.1985		3,64-3,53	99,98-99,97	1,57*-1,23*	100,00-100,00
25.06.1985		3,65	99,98	1,010*	100,00
23.07.1985		3,86	99,99	0,560	74,44
20.08.1985		3,23	99,94	1,970*	100,00
17.09.1985		2,39	99,59	1,906*	99,83
14.10.1985		3,00-2,22	99,90-99,39	1,31*-1,31*	96,10-96,10
12.11.1985		2,00-2,13	99,00-99,26	1,36*-1,12*	96,25-93,48
10.12.1985		2,04-2,11	99,10-99,23	1,63*-1,63*	98,25-98,25
07.01.1986		2,03	99,10	1,800*	99,00
04.02.1986		1,47	96,59	0,740	82,61
04.03.1986		0,90	87,23	2,210*	100,00
01.04.1986		3,08-3,29	99,92-99,95	1,01*-2,56*	100,00-100,00
29.04.1986		2,91-2,94	99,88-99,88	1,01*-1,01*	100,00-100,00
02.06.1986		2,14-2,17	99,26-99,32	1,51-0,95	99,55-98,26
24.06.1986		3,79	99,98	0,560	74,44

Tableau IX : Abondances des Salmonella à l'entrée du premier bassin du lagunage de Méze. L.SUP.: limite supérieure de la valeur à 95%; L.INF. : limite inférieure de la valeur à 95%.

STATION L1					
DATES:	PARAMETRES:	N.P.P.(SALM)/L	LOG10 (N.P.P.)+1	L.SUP.	L.INF.
12.11.1984		60,0	1,79	200,0	20,0
11.12.1984		160,0	2,21	840,0	80,0
08.01.1985		160,0	2,21	840,0	80,0
05.02.1985		36,0	1,57	156,0	12,0
05.03.1985		92,0	1,97	516,0	28,0
02.04.1985		16,0	1,23	84,0	4,0
29.04.1985		36,0	1,57	156,0	12,0
28.05.1985		9,2	1,01	51,6	2,8
25.06.1985		36,0	1,57	156,0	12,0
23.07.1985		92,0	1,97	516,0	28,0
20.08.1985		92,0	1,97	516,0	28,0
17.09.1985		92,0	1,97	516,0	28,0
14.10.1985		160,0	2,21	840,0	80,0
12.11.1985		160,0	2,21	840,0	80,0
10.12.1985		92,0	1,97	516,0	28,0
07.01.1986		160,0	2,21	840,0	80,0
04.02.1986		360,0	2,56	1560,0	120,0
04.03.1986		9,2	1,01	51,6	2,8
01.04.1986		9,2	1,01	51,6	2,8
29.04.1986		36,0	1,57	156,0	12,0
24.06.1986		36,0	1,57	156,0	12,0

Tableau X : Abondances des Salmonella à la sortie du premier bassin du lagunage de Méze. L.SUP.: limite supérieure de la valeur à 95%; L.INF. : limite inférieure de la valeur à 95%.

STATION L4					
DATES:	PARAMETRES:	N.P.P. (SALM)/L	LOG10 (N.P.P.)+1	L.SUP.	L.INF.
12.11.1984		16,0	1,23	84,0	4,0
11.12.1984		360,0	2,56	1560,0	120,0
08.01.1985		9,2	1,01	51,6	2,8
05.02.1985		9,2	1,01	51,6	2,8
05.03.1985		28,0	1,46	112,0	8,0
02.04.1985		9,2	1,01	51,6	2,8
29.04.1985		9,2	1,01	51,6	2,8
28.05.1985		9,2	1,01	51,6	2,8
25.06.1985		9,2	1,01	51,6	2,8
23.07.1985		92,0	1,97	516,0	28,0
20.08.1985		16,0	1,23	84,0	4,0
17.09.1985		36,0	1,57	156,0	12,0
14.10.1985		92,0	1,97	516,0	28,0
12.11.1985		92,0	1,97	516,0	28,0
10.12.1985		28,0	1,46	112,0	8,0
07.01.1986		9,2	1,01	51,6	2,8
04.02.1986		360,0	2,56	1560,0	120,0
04.03.1986		36,0	1,57	156,0	12,0
01.04.1986		0,92	0,28	5,16	0,3
29.04.1986		36,0	1,57	156,0	12,0
24.06.1986		9,2	1,01	51,6	2,8

Tableau XI : Abondances des Salmonella à la sortie du deuxième bassin du lagunage de Mèze. L.SUP.: limite supérieure de la valeur à 95%; L.INF. : limite inférieure de la valeur à 95%.

STATION L6					
DATES:	PARAMETRES:	N.P.P. (SALM)/L	LOG10 (N.P.P.)+1	L.SUP.	L.INF.
12.11.1984		1,60	0,410	8,40	0,40
11.12.1984		920,00	2,960	5160,00	280,00
08.01.1985		3,60	0,660	15,20	0,80
05.02.1985		1,60	0,410	8,40	0,40
05.03.1985		0,92	0,283	5,16	0,28
02.04.1985		9,20	1,010	51,60	2,80
29.04.1985		1,60	0,410	8,40	0,40
28.05.1985		9,20	1,010	51,60	2,80
25.06.1985		0,16	0,064	0,84	0,04
23.07.1985		0,16	0,064	0,84	0,04
20.08.1985		9,20	1,010	51,60	2,80
17.09.1985		3,60	0,660	15,20	0,80
14.10.1985		36,00	1,570	156,00	12,00
12.11.1985		60,00	1,790	200,00	20,00
10.12.1985		9,20	1,010	51,60	2,80
07.01.1986		3,60	0,660	15,20	0,80
04.02.1986		16,00	1,230	84,00	4,00
04.03.1986		3,60	0,660	15,20	0,80
01.04.1986		1,60	0,410	8,40	0,40
29.04.1986		6,00	0,850	20,00	2,00
24.06.1986		9,20	1,010	51,60	2,80

Tableau XII : Abondances des Salmonella à la sortie du troisième bassin du lagunage de Mèze. L.SUP.: limite supérieure de la valeur à 95%; L.INF. : limite inférieure de la valeur à 95%.

STATION L8					
DATES:	PARAMETRES:	N.P.P. (SALM)/L	LOG10 (N.P.P.)+1	L.SUP.	L.INF.
12.11.1984		1,60 +	0,410	8,40	0,40
11.12.1984		16,00 +	1,230	84,00	4,00
08.01.1985		1,60 +	0,410	8,40	0,40
05.02.1985		0,16 +	0,064	0,84	0,04
05.03.1985		0,16 +	0,064	0,84	0,04
02.04.1985		1,60 +	0,410	8,40	0,40
29.04.1985		1,60 +	0,410	8,40	0,40
28.05.1985		0,00 -	0,000	-	-
25.06.1985		0,00 -	0,000	-	-
23.07.1985		9,20 +	1,010	51,60	2,80
20.08.1985		0,00 -	0,000	-	-
17.09.1985		0,16 +	0,064	0,84	0,04
14.10.1985		3,60 +	0,660	15,20	0,80
12.11.1985		6,00 +	0,850	20,00	2,00
10.12.1985		2,80 +	0,580	11,20	0,80
07.01.1986		1,60 +	0,410	8,40	0,40
04.02.1986		16,00 +	1,230	84,00	4,00
04.03.1986		0,00 -	0,000	-	-
01.04.1986		0,00 -	0,000	-	-
29.04.1986		0,00 -	0,000	-	-
02.06.1986		0,16 +	0,064	5,16	0,04
24.06.1986		9,20 +	1,010	51,60	2,80

$$\sum \frac{16^+}{22} = 72,7\%$$

Tableaux XIV : Distribution spatio-temporelle des sérotypes de Salmonella et pourcentage de chaque sérotype en fonction du nombre total de souches isolées aux différentes stations du lagunage de Méze et aux différentes périodes.

DATES:	12 NOVEMBRE 1984				11 DECEMBRE 1984				08 JANVIER 1985				05 FEVRIER 1985				05 MARS 1985				02 AVRIL 1985				29 AVRIL 1985			
SEROTYPES: / STATIONS:	L1	L4	L6	L8	L1	L4	L6	L8	L1	L4	L6	L8	L1	L4	L6	L8	L1	L4	L6	L8	L1	L4	L6	L8	L1	L4	L6	L8
S. agona-S. derby		3								1							1					3						
S. anatum													9	2														
S. blockley																												
S. bovismorbificans																												
S. braenderup					16	31	38	30	23	20	9	26																
S. brandenburg																												
S. bredeney																												
S. II caledon																						1						
S. eastbourne																												
S. goldcoast																	28	29		5	1			12	24			
S. hadar																												
S. heidelberg	15																											
S. ibadan-S. mississippi																												
S. infantis																												
S. livingstone	5	4	12																									
S. london																						1						
S. manhattan				1																								
S. minneapolis																												
S. montevideo																												
S. newington																												
S. newport														12														
S. panama-S. india																												
S. paratyphi B	38	8			30	20	18	11	27	13	12		17	25	28					23	21	26	15	2	30	20		
S. saintpaul																												
S. typhimurium																												
S. virchow																									9	9	8	
S. weltevreden																												
S. 4,5:-:-																					4		1	4				
S. 6,8:e,h:a,n,x																												
S. 6,8:w:-		2																										
TOTAL:	58	17	12	1	46	51	56	41	50	34	21	26	27	39	28	-	29	29	-	28	27	30	28	30	30	29	9	8

Tableaux XIV : Distribution spatio-temporelle des sérotypes de Salmonella et pourcentage de chaque sérotype en fonction du nombre total de souches isolées aux différentes stations du lagunage de Méze et aux différentes périodes.

DATES:	28 MAI 1985				25 JUIN 1985				23 JUILLET 1985				20 AOUT 1985				17 SEPTEMBRE 1985				14 OCTOBRE 1985				12 NOVEMBRE 1985				
SEROTYPES: / STATIONS:	L1	L4	L6	L8	L1	L4	L6	L8	L1	L4	L6	L8	L1	L4	L6	L8	L1	L4	L6	L8	L1	L4	L6	L8	L1	L4	L6	L8	
S.agona-S.derby	4				1				6	20	30				3				2							4			
S.anatum					1																								
S.blockley																										3			
S.bovismorbificans					1										4														
S.braenderup														1															
S.brandenburg																													
S.bredeney		1																										3	
S.ii caledon																													
S.eastbourne					1																								
S.goldcoast					2																								
S.hadar																					2				5	6	4	3	23
S.heidelberg												3																	
S.ibadan-S.mississippi																													
S.infantis																					1	3	4				2		1
S.livingstone																													
S.london	2					1						7																	
S.manhattan																													
S.minneapolis					3		14																						
S.montevideo													2	3						6	2	8							
S.newington																													
S.newport			20		1							3				8	1			4	1				7	5		1	
S.panama-S.india																												1	
S.paratyphi B	21	29	14		22	34			25	10		9	20	7		19	28	20		11	20	16	19	8	7	15	6		
S.saintpaul																													
S.typhimurium	1						2				30	11		5		4	3							7	4	7			
S.virchow																	2		23										
S.weltevreden																1													
S.4,5:-:-																													
S.6,8:e,h:e,n,x																													
S.6,8:w:-																													
TOTAL:	28	30	34	-	32	35	16	-	31	30	30	30	33	22	23	-	32	34	22	23	24	26	28	24	31	30	25	31	

Tableaux XIV : Distribution spatio-temporelle des sérotypes de Salmonella et pourcentage de chaque sérotype en fonction du nombre total de souches isolées aux différentes stations du lagunage de Mèze et aux différentes périodes.

DATES: SEROTYPES: / STATIONS:	10 DECEMBRE 1985				07 JANVIER 1986				04 FEVRIER 1986				04 MARS 1986				01 AVRIL 1986				29 AVRIL 1986				24 JUIN 1986				NOMBRE SOUCHES	%
	L1	L4	L6	L8	L1	L4	L6	L8	L1	L4	L6	L8	L1	L4	L6	L8	L1	L4	L6	L8	L1	L4	L6	L8	L1	L4	L6	L8		
S. agona-S. derby																												78	3,78	
S. anatum									18	14	30	28																102	4,94	
S. blockley																												3	0,15	
S. bovismorbificans		3			13	12	6	28		1			3	3		5												79	3,82	
S. braenderup									10	17		2																223	10,79	
S. brandenburg								2																				2	0,10	
S. bredeney																												4	0,19	
S. II caledon																												1	0,05	
S. eastbourne																												1	0,05	
S. goldcoast																												101	4,89	
S. hadar																												43	2,08	
S. heidelberg									2	1							1											22	1,06	
S. ibadan-S. mississippi																		1			2	1	4	34				42	2,03	
S. infantis					5		1																					17	0,82	
S. livingstone																												21	1,02	
S. london		4						1																				16	0,77	
S. manhattan																												1	0,05	
S. minneapolis																												17	0,82	
S. monteideo																												21	1,02	
S. newington																												12	0,58	
S. newport													1		1			5			23	13	3				30	127	6,15	
S. panama-S. india																												1	0,05	
S. paratyphi B	20	6	10		13	16						25	12	14	20	24				5	1			1		1	912	44,14		
S. saintpaul													1														3	4	0,19	
S. typhimurium	12	3	3	21																				3				117	5,66	
S. virchow																								24	8	2		85	4,11	
S. woltevrede																												1	0,05	
S. 4,5:-:-																												9	0,44	
S. 6,8:e,h:e,n,x				2																								2	0,10	
S. 6,8:w:-:-																												2	0,10	
TOTAL:	32	16	15	21	31	28	7	31	30	33	30	30	30	15	15	25	25	-	6	-	30	15	7	34	28	8	6	30	2066	100,00

Tableau XV : Valeurs des indices de structure (diversité de Shannon: H et régularité: R) des sérotypes de Salmonella isolés dans les eaux à l'entrée et à la sortie du premier bassin du lagunage de Méze aux différentes périodes.

STATION:	PARAMETRES:	TETE DU PREMIER BASSIN (L1)		PASSAGE 1-2 EME BASSIN (L4)	
DATES:		DIVERSITE (H)	REGULARITE (R)	DIVERSITE (H)	REGULARITE (R)
12.11.1984		1,208	0,206	1,842	0,484
11.12.1984		0,932	0,169	0,966	0,170
08.01.1985		0,995	0,176	1,127	0,222
05.02.1985		1,124	0,236	1,153	0,218
05.03.1985		0,214	0,044	0,000	0,000
02.04.1985		1,042	0,219	0,673	0,137
29.04.1985		0,000	0,000	0,893	0,184
28.05.1985		1,155	0,240	0,209	0,042
25.06.1985		1,722	0,344	0,185	0,036
23.07.1985		0,707	0,143	0,918	0,187
20.08.1985		2,152	0,43	0,436	0,098
17.09.1985		1,499	0,303	0,926	0,182
14.10.1985		1,936	0,422	1,113	0,237
12.11.1985		2,258	0,456	2,838	0,578
10.12.1985		0,955	0,191	1,937	0,484
07.01.1986		1,474	0,297	0,984	0,205
04.02.1986		1,232	0,251	1,319	0,261
04.03.1986		0,875	0,178	0,721	0,185
01.04.1986		0,242	0,052	.	.
29.04.1986		0,988	0,201	0,703	0,180
24.06.1986		0,708	0,147	0,000	0,000

Tableau XVI : Valeurs des indices de structure (diversité de Shannon: H et régularité: R) des sérotypes de Salmonella isolés dans les eaux à la sortie du deuxième et troisième bassins du lagunage de Méze aux différentes périodes.

STATION:	PARAMETRES:	PASSAGE 2-3 EME BASSIN (L6)		SORTIE DU TROISIEME BASSIN (L8)	
DATES:		DIVERSITE (H)	REGULARITE (R)	DIVERSITE (H)	REGULARITE (R)
12.11.1984		0,000	0,000	0,000	0,000
11.12.1984		0,905	0,156	0,839	0,157
08.01.1985		0,985	0,224	0,000	0,000
05.02.1985		0,000	0,000	.	.
05.03.1985		.	.	0,675	0,140
02.04.1985		1,179	0,245	0,906	0,184
29.04.1985		0,000	0,000	0,000	0,000
28.05.1985		0,977	0,192	.	.
25.06.1985		0,543	0,136	.	.
23.07.1985		0,000	0,000	0,000	0,000
20.08.1985		2,397	0,530	.	.
17.09.1985		0,440	0,099	0,000	0,000
14.10.1985		1,379	0,287	0,738	0,161
12.11.1985		1,323	0,285	1,092	0,220
10.12.1985		1,241	0,318	0,000	0,000
07.01.1986		0,591	0,211	0,543	0,118
04.02.1986		0,000	0,000	0,355	0,072
04.03.1986		0,355	0,091	0,721	0,155
01.04.1986		0,651	0,252	.	.
29.04.1986		0,984	0,350	0,000	0,000
24.06.1986		1,460	0,565	0,000	0,000

Tableaux XVII : Distribution spatio-temporelle des groupes antigéniques de Salmonella et pourcentage de chaque groupe en fonction du nombre total de souches isolées aux différentes stations du lagunage de Méze et aux différentes périodes.

DATES:	12 NOVEMBRE 1984				11 DECEMBRE 1984				08 JANVIER 1985				05 FEVRIER 1985				05 MARS 1985				02 AVRIL 1985				29 AVRIL 1985				
GROUPES: /STATIONS:	L1	L4	L6	L8	L1	L4	L6	L8	L1	L4	L6	L8	L1	L4	L6	L8	L1	L4	L6	L8	L1	L4	L6	L8	L1	L4	L6	L8	
B	53	11			30	20	18	11	27	14	12		18	25	28		1				23	25	30	16	6	30	20		
C	5	6	12	1	16	31	38	30	23	20	9	26					28	29		5	1		12	24			9	9	8
D																													
E													9	14							1								
G																													
TOTAL	58	17	12	1	46	51	56	41	50	34	21	26	27	39	28		29	29		28	27	30	28	30	30	29	9	8	

Tableaux XVII (suite)

DATES:	28 MAI 1985				25 JUIN 1985				23 JUILLET 1985				20 AOUT 1985				17 SEPTEMBRE 1985				14 OCTOBRE 1985				12 NOVEMBRE 1985			
GROUPES: /STATIONS:	L1	L4	L6	L8	L1	L4	L6	L8	L1	L4	L6	L8	L1	L4	L6	L8	L1	L4	L6	L8	L1	L4	L6	L8	L1	L4	L6	L8
B	26	30	14		23	34	2		31	30	30	30	23	20	15		23	31	22		11	20	16	19	15	18	22	6
C			20		4								3	2	8		8	3		23	13	6	12	5	16	11	3	25
D					1																					1		
E	2				4	1	14						7				1											
G																												
TOTAL	28	30	34		32	35	16		31	30	30	30	33	22	23		32	34	22	23	24	26	28	24	31	30	25	31

Tableaux XVII (suite)

DATES:	10 DECEMBRE 1985				07 JANVIER 1986				04 FEVRIER 1986				04 MARS 1986				01 AVRIL 1986				29 AVRIL 1986				24 JUIN 1986				NOMBRE DE SOUCHES	%
GROUPES: /STATIONS:	L1	L4	L6	L8	L1	L4	L6	L8	L1	L4	L6	L8	L1	L4	L6	L8	L1	L4	L6	L8	L1	L4	L6	L8	L1	L4	L6	L8		
B	32	9	13	21	13	16		2	2	1			26	12	14	20	25	2	1		5	1			4	4	4		1149	55,61
C		3	2		18	12	7	28	10	18		2	4	3	1	5			5		23	13	3		24	8	2	30	725	35,09
D																													2	0,10
E		4						1	18	14	30	28																	148	7,16
G																	1				2	1	4	34					42	2,03
TOTAL	32	16	15	21	31	28	7	31	30	33	30	30	30	15	15	25	25		6		25	15	7	34	28	8	6	30	2066	100,00

Tableau XVIII : Abondances des coliformes fécaux dans les eaux de sortie du troisième bassin du lagunage de Mèze aux différentes périodes. m (C.F.): valeur moyenne

STATION: PARAMETRES: DATES:	SORTIE DU TROISIEME BASSIN	
	m (C.F.)/100 ml	LOG10 m (C.F.)
08.10.1984	-	-
21.11.1984	-	-
17.12.1985	-	-
14.01.1985	-	-
11.02.1985	-	-
11.03.1985	17.000	4,23
09.04.1985	1.500	3,18
06.05.1985	100,0	2,00
03.06.1985	35,0	1,54
01.07.1985	125,0	2,10
29.07.1985	502,5	2,70
26.08.1985	950,0	2,98
24.09.1985	12.500	4,10
22.10.1985	9.125	3,96
18.11.1985	37.750	4,58
16.12.1986	138.000	5,14
13.01.1986	56.833	4,75
10.02.1986	330.000	5,52
10.03.1986	117.500	5,07
07.04.1986	3.150	3,50
06.05.1986	925,0	2,97
02.06.1986	10.500	4,02
30.06.1986	1.650	3,22

Tableau XIX : Abondances des coliformes fécaux dans les eaux du chenal aux différentes périodes. m (C.F.): valeur moyenne

STATION: PARAMETRES: DATES:	STATION L9 (PONT)	
	m (C.F.)/100 ml	LOG10 m (C.F.)
08.10.1984	-	-
21.11.1984	-	-
17.12.1985	-	-
14.01.1985	-	-
11.02.1985	-	-
11.03.1985	-	-
09.04.1985	-	-
06.05.1985	-	-
03.06.1985	-	-
01.07.1985	-	-
29.07.1985	-	-
26.08.1985	-	-
24.09.1985	-	-
22.10.1985	-	-
18.11.1985	20.250	4,31
16.12.1986	95.750	4,98
13.01.1986	53.500	4,73
10.02.1986	107.750	5,03
10.03.1986	88.000	4,94
07.04.1986	1.175	3,07
06.05.1986	347,5	2,54
02.06.1986	6.900	3,84
30.06.1986	2.625	3,42

Tableau XX : Abondances des coliformes fécaux dans les eaux de la station I aux différentes périodes. m (C.F.): valeur moyenne

STATION:	STATION I	
PARAMETRES:	m (C.F.)/100 ml	LOG10 m (C.F.)
DATES:		
08.10.1984	492,5	2,69
21.11.1984	3.000	3,48
17.12.1985	1175,0	3,07
14.01.1985	-	-
11.02.1985	3.025	3,48
11.03.1985	3.025	3,48
09.04.1985	10,0	1,00
06.05.1985	82,5	1,92
03.06.1985	22,5	1,35
01.07.1985	80,0	1,90
29.07.1985	105,0	2,02
26.08.1985	1.400	3,15
24.09.1985	3.275	3,51
22.10.1985	2.275	3,36
18.11.1985	22.000	4,34
16.12.1986	86.750	4,94
13.01.1986	42.250	4,62
10.02.1986	139.000	5,14
10.03.1986	18.500	4,27
07.04.1986	447,5	2,65
06.05.1986	67,5	1,83
02.06.1986	5.500	3,74
30.06.1986	1.125	3,05

$$\Sigma = 68.99 / 22 = 3.13$$

Tableau XXI : Abondances des coliformes fécaux dans les eaux de la station III aux différentes périodes. m (C.F.): valeur moyenne

STATION:	STATION III	
PARAMETRES:	m (C.F.)/100 ml	LOG10 m (C.F.)
DATES:		
08.10.1984	65,0	1,81
21.11.1984	117,5	2,07
17.12.1985	155,0	2,19
14.01.1985	-	-
11.02.1985	375,0	2,57
11.03.1985	60,0	1,78
09.04.1985	0,0	0,00
06.05.1985	17,5	1,24
03.06.1985	2,5	0,40
01.07.1985	52,5	1,72
29.07.1985	32,5	1,51
26.08.1985	2,5	0,40
24.09.1985	875,0	2,94
22.10.1985	147,5	2,17
18.11.1985	515,0	2,71
16.12.1986	20,0	1,30
13.01.1986	15.333	4,18
10.02.1986	6.325	3,80
10.03.1986	25,0	1,40
07.04.1986	62,5	1,79
06.05.1986	20,0	1,30
02.06.1986	80,0	1,90
30.06.1986	42,5	1,63

Tableau XXII : Abondances des coliformes fécaux dans les eaux de la station IV aux différentes périodes. m (C.F.): valeur moyenne

STATION: DATES:	STATION IV	
	PARAMETRES: m (C.F.)/100 ml	LOG10 m (C.F.)
08.10.1984	37,5	1,57
21.11.1984	400,0	2,60
17.12.1985	80,0	1,90
14.01.1985	980,0	2,99
11.02.1985	202,5	2,31
11.03.1985	922,5	2,96
09.04.1985	7,5	0,87
06.05.1985	22,5	1,35
03.06.1985	5,0	0,70
01.07.1985	7,5	0,87
29.07.1985	12,5	1,10
26.08.1985	65,0	1,81
24.09.1985	0,0	0,00
22.10.1985	112,5	2,05
18.11.1985	10.050	4,00
16.12.1986	2,5	0,40
13.01.1986	11.750	4,07
10.02.1986	9.500	3,98
10.03.1986	157,5	2,20
07.04.1986	160,0	2,20
06.05.1986	22,5	1,35
02.06.1986	595,0	2,77
30.06.1986	70,0	1,84

Tableau XXIII : Abondances des coliformes fécaux dans les eaux de la station V aux différentes périodes. m (C.F.): valeur moyenne

STATION: DATES:	STATION V	
	PARAMETRES: m (C.F.)/100 ml	LOG10 m (C.F.)
08.10.1984	70,0	1,84
21.11.1984	147,5	2,17
17.12.1985	10,0	1,00
14.01.1985	232,5	2,37
11.02.1985	87,5	1,94
11.03.1985	52,5	1,72
09.04.1985	0,0	0,00
06.05.1985	0,0	0,00
03.06.1985	0,0	0,00
01.07.1985	2,5	0,40
29.07.1985	2,5	0,40
26.08.1985	2,5	0,40
24.09.1985	0,0	0,00
22.10.1985	10,0	1,00
18.11.1985	522,5	2,72
16.12.1986	7,5	0,87
13.01.1986	180,0	2,25
10.02.1986	752,5	2,88
10.03.1986	37,5	1,57
07.04.1986	60,0	1,78
06.05.1986	0,0	0,00
02.06.1986	2,5	0,40
30.06.1986	20,0	1,30

F = 1,12 / 100 ml

Tableau XXIV : Abondances des coliformes fécaux dans les eaux de la station G aux différentes périodes. m (C.F.): valeur moyenne

STATION:	STATION G	
PARAMETRES:	m (C.F.)/100 ml	LOG10 m (C.F.)
DATES:		
08.10.1984	0,0	0,00 ✓
21.11.1984	0,0	0,00 ✓
17.12.1985	127,5	2,10 ✓
14.01.1985	20,0	1,30 ✓
11.02.1985	0,0	0,00 ✓
11.03.1985	0,0	0,00 ✓
09.04.1985	0,0	0,00 ✓
06.05.1985	0,0	0,00 ✓
03.06.1985	0,0	0,00 ✓
01.07.1985	2,5	0,40 ✓
29.07.1985	2,5	0,40 ✓
26.08.1985	0,0	0,00 ✓
24.09.1985	0,0	0,00 ✓
22.10.1985	5,0	0,70 ✓
18.11.1985	5,0	0,70 ✓
16.12.1986	0,0	0,00 ✓
13.01.1986	5,0	0,70 ✓
10.02.1986	1.176	3,07 ✓
10.03.1986	0,0	0,00 ✓
07.04.1986	355,0	2,55 ✓
06.05.1986	0,0	0,00 ✓
02.06.1986	0,0	0,00 ✓
30.06.1986	2,5	0,40 ✓

$$\Sigma = 12,32 / 23 = 0,53 / 100 \text{ ml}$$

Tableau XXV : Abondances des Salmonella dans les eaux de sortie du troisième bassin du lagunage de Mèze aux différentes périodes. L.SUP. : limite supérieure de la valeur à 95%; L.INF. : limite inférieure de la valeur à 95%.

STATION PS					
DATES:	PARAMETRES:	N.P.P.(SALM)/L	LOG10 (N.P.P.)+1	L.SUP.	L.INF.
08.10.1984		2,30	0,518	12,90	0,70
21.11.1984		1,60	0,410	8,40	0,40
17.12.1985		16,00	1,230	84,00	4,00
14.01.1985		1,60	0,410	8,40	0,40
11.02.1985		0,16	0,064	5,16	0,04
11.03.1985		0,16	0,064	5,16	0,04
09.04.1985		1,60	0,410	8,40	0,40
06.05.1985		1,60	0,410	8,40	0,40
03.06.1985		0,00	0,000	-	-
01.07.1985		0,00	0,000	-	-
29.07.1985		9,20	1,010	51,60	2,80
26.08.1985		0,00	0,000	-	-
24.09.1985		0,00	0,000	-	-
22.10.1985		0,16	0,064	5,16	0,04
18.11.1985		3,60	0,663	15,20	0,80
16.12.1986		2,80	0,580	11,20	0,80
13.01.1986		0,16	0,064	5,16	0,04
10.02.1986		9,20	1,010	51,60	2,80
10.03.1986		0,16	0,064	5,16	0,04
07.04.1986		0,00	0,000	-	-
06.05.1986		0,00	0,000	-	-
02.06.1986		0,16	0,064	5,16	0,04
30.06.1986		1,60	0,410	8,40	0,40

Tableau XXVI : Abondances des Salmonella dans les eaux du chenal aux différentes périodes. L.SUP. : limite supérieure de la valeur à 95%; L.INF. : limite inférieure de la valeur à 95%.

STATION L9					
DATES:	PARAMETRES:	N.P.P.(SALM)/L	LOG10 (N.P.P.)+1	L.SUP.	L.INF.
08.10.1984		-	-	-	-
21.11.1984		-	-	-	-
17.12.1985		-	-	-	-
14.01.1985		-	-	-	-
11.02.1985		-	-	-	-
11.03.1985		-	-	-	-
09.04.1985		-	-	-	-
06.05.1985		-	-	-	-
03.06.1985		-	-	-	-
01.07.1985		-	-	-	-
29.07.1985		-	-	-	-
26.08.1985		-	-	-	-
24.09.1985		0,28	0,107	60,00	0,08
22.10.1985		3,60	0,663	15,20	0,80
18.11.1985		3,60	0,663	15,20	0,80
16.12.1986		16,00	1,230	84,00	8,00
13.01.1986		0,16	0,064	5,16	0,04
10.02.1986		16,00	1,230	84,00	8,00
10.03.1986		0,00	0,000	-	-
07.04.1986		0,00	0,000	-	-
06.05.1986		0,16	0,064	5,16	0,04
02.06.1986		0,16	0,064	5,16	0,04
30.06.1986		9,20	1,010	51,60	2,80

Tableau XXVII : Abondances des Salmonella dans les eaux de l'étang de Thau au niveau de la station I aux différentes périodes. L.SUP. : limite supérieure de la valeur à 95%; L.INF. : limite inférieure de la valeur à 95%.

STATION I	PARAMETRES:	N.P.P.(SALM)/L	LOG10 (N.P.P.)+1	L.SUP.	L.INF.
DATES:					
08.10.1984		0,80 +	0,255	4,20	0,20
21.11.1984		1,60 +	0,415	8,40	0,40
17.12.1985		6,00 +	0,845	20,00	2,00
14.01.1985		1,60 +	0,415	8,40	0,40
11.02.1985		9,20 +	1,010	51,60	2,80
11.03.1985		0,16 +	0,064	5,16	0,04
09.04.1985		0,00	0,000	-	-
06.05.1985		1,60 L	0,415	8,40	0,40
03.06.1985		0,00	0,000	-	-
01.07.1985		0,00	0,000	-	-
29.07.1985		3,60 +	0,663	15,20	0,80
26.08.1985		0,00	0,000	-	-
24.09.1985		0,16 +	0,064	5,16	0,04
22.10.1985		0,16 +	0,064	5,16	0,04
18.11.1985		3,60 +	0,663	15,20	0,80
16.12.1986		3,60 +	0,663	15,20	0,80
13.01.1986		0,16 +	0,064	5,16	0,04
10.02.1986		3,60 +	0,663	15,20	0,80
10.03.1986		0,16 +	0,064	5,16	0,04
07.04.1986		0,00	0,000	-	-
06.05.1986		0,00	0,000	-	-
02.06.1986		3,60 +	0,663	15,20	0,80
30.06.1986		1,60 +	0,415	8,40	0,40

$\Sigma 17/13 = 73,9\%$

Tableau XXVIII : Abondances des Salmonella dans les eaux de l'étang de Thau au niveau des stations III et IV aux différentes périodes. L.SUP. : limite supérieure de la valeur à 95%; L.INF. : limite inférieure de la valeur à 95%.

STATION III/IV	PARAMETRES:	N.P.P.(SALM)/L	LOG10 (N.P.P.)+1	L.SUP.	L.INF.
DATES:					
08.10.1984		0,00	0,00	-	-
21.11.1984		0,00	0,00	-	-
17.12.1985		0,00	0,00	-	-
14.01.1985		0,00	0,00	-	-
11.02.1985		0,16 +	0,064	0,84	0,04
11.03.1985		0,00	0,00	-	-
09.04.1985		0,00	0,00	-	-
06.05.1985		0,00	0,00	-	-
03.06.1985		0,00	0,00	-	-
01.07.1985		0,00	0,00	-	-
29.07.1985		0,00	0,00	-	-
26.08.1985		0,00	0,00	-	-
24.09.1985		0,00	0,00	-	-
22.10.1985		0,00	0,00	-	-
18.11.1985		0,00	0,00	-	-
16.12.1986		0,00	0,00	-	-
13.01.1986		0,08 +	0,033	0,56	0,02
10.02.1986		0,00	0,00	-	-
10.03.1986		0,00	0,00	-	-
07.04.1986		0,00	0,00	-	-
06.05.1986		0,00	0,00	-	-
02.06.1986		0,00	0,00	-	-
30.06.1986		0,00	0,00	-	-

2/23

Tableau XXIX : Abondances des Salmonella dans les eaux de l'étang de Thau au niveau des stations V et G aux différentes périodes. L.SUP. : limite supérieure de la valeur à 95%; L.INF. : limite inférieure de la valeur à 95%.

STATION V/G	PARAMETRES:	N.P.P.(SALM)/10 L	LOG10 (N.P.P.)+1	L.SUP.	L.INF.
DATES:					
08.10.1984		0,00	0,00	-	-
21.11.1984		0,00	0,00	-	-
17.12.1985		0,00	0,00	-	-
14.01.1985		0,00	0,00	-	-
11.02.1985		0,00	0,00	-	-
11.03.1985		0,00	0,00	-	-
09.04.1985		0,00	0,00	-	-
06.05.1985		0,00	0,00	-	-
03.06.1985		0,00	0,00	-	-
01.07.1985		0,00	0,00	-	-
29.07.1985		0,00	0,00	-	-
26.08.1985		0,00	0,00	-	-
24.09.1985		0,00	0,00	-	-
22.10.1985		0,00	0,00	-	-
18.11.1985		0,00	0,00	-	-
16.12.1986		0,00	0,00	-	-
13.01.1986		0,00	0,00	-	-
10.02.1986		0,00	0,00	-	-
10.03.1986		0,00	0,00	-	-
07.04.1986		0,00	0,00	-	-
06.05.1986		0,00	0,00	-	-
02.06.1986		0,00	0,00	-	-
30.06.1986		0,00	0,00	-	-

Tableaux XXX : Distribution spatio-temporelle des sérotypes de Salmonella et pourcentage de chaque sérotype en fonction du nombre total de souches isolées aux différentes stations implantées dans l'étang de Thau et aux différentes périodes.

DATES:	08 OCTOBRE 1984				17 DECEMBRE 1984				11 FEVRIER 1985				24 SEPTEMBRE 1985				22 OCTOBRE 1985				18 NOVEMBRE 1985							
SEROTYPES: / STATIONS:	PS	L9	St.I	III/IV	PS	L9	St.I	III/IV	PS	L9	St.I	III/IV	PS	L9	St.I	III/IV	PS	L9	St.I	III/IV	PS	L9	St.I	III/IV				
S. agona-S. derby																							7					
S. anatum												1																
S. blockley													3	9														
S. bovismorbificans																												
S. braenderup							50																					
S. brandenburg																								7				
S. bredeney															2								10	6				
S. canada																												
S. enteritidis																							3	15	1			
S. hadar																												
S. heidelberg																												
S. infantis																												
S. london																							9					
S. monteideo																												
S. newport																												
S. panama-S. india											5																	
S. paratyphi B											30	27										3			2	7		
S. saintpaul																												
S. typhimurium				30									5	11								5			8	8		
S. virchow																												
S. 4,5:-:-																									1			
S. 6,8:G:-																												
TOTAL:				30				50				35	28		8	20					5	5	9		20	18	22	15

Tableaux XXX suite

DATES:	16 DECEMBRE 1985				13 JANVIER 1986				10 FEVRIER 1986				10 MARS 1986				06 MAI 1986				02 JUIN 1986				30 JUIN 1986				NOMBRE DE	%
SEROTYPES: / STATIONS:	PS	L9	St.I	III/IV	PS	L9	St.I	III/IV	PS	L9	St.I	III/IV	PS	L9	St.I	III/IV	PS	L9	St.I	III/IV	PS	L9	St.I	III/IV	PS	L9	St.I	III/IV	SOCHES:	
S. agona-S. derby																											7	1,13		
S. anatum										5	7	5															18	2,90		
S. blockley																											12	1,93		
S. bovismorbificans	3					30				30																	63	10,15		
S. braenderup											18	15	26														109	17,55		
S. brandenburg																											7	1,13		
S. bredeney																											18	2,90		
S. canada						6																					6	0,97		
S. enteritidis														1		30											31	4,99		
S. hadar																											19	3,06		
S. heidelberg									1	7																	8	1,29		
S. infantis	1																										1	0,16		
S. london																											9	1,45		
S. monteideo	2																										2	0,32		
S. newport																	7						8	30		9	54	8,70		
S. panama-S. india																											5	0,81		
S. paratyphi B		9				24	22			10		14															148	23,83		
S. saintpaul																				1	7						8	1,29		
S. typhimurium	9	5						5																			86	13,85		
S. virchow																									8		8	1,29		
S. 4,5:-:-																											1	0,16		
S. 6,8:G:-									1																		1	0,16		
TOTAL:	15	14			30	30	22	36	31	32	31		15		30					7			9	15	30		9	621	100,00	

Tableau XXXI : Valeurs des indices de structure (diversité de Shannon: H et régularité: R) des sérotypes de Salmonella isolés dans les eaux de l'étang aux différentes stations et aux différentes périodes.

STATION: PARAMETRES: DATES:	POINT DE SORTIE (PS)		PONT (L9)		STATION I		STATION III/IV	
	DIVERSITE (H)	REGULARITE (R)	DIVERSITE (H)	REGULARITE (R)	DIVERSITE (H)	REGULARITE (R)	DIVERSITE (H)	REGULARITE (R)
08.10.1984	-	-	-	-	0,000	0,000	-	-
17.12.1985	-	-	-	-	0,000	0,000	-	-
11.02.1985	-	-	-	-	0,591	0,115	0,222	0,046
24.09.1985	-	-	0,955	0,318	0,992	0,230	-	-
22.10.1985	0,971	0,418	0,000	0,000	0,000	0,000	-	-
18.11.1985	1,440	0,333	0,800	0,192	1,769	0,397	-	-
16.12.1986	0,996	0,255	0,155	0,398	0,940	0,247	-	-
13.01.1986	0,000	0,000	0,721	0,147	0,000	0,000	0,760	0,147
10.02.1986	1,523	0,307	1,516	0,303	0,637	0,128	-	-
10.03.1986	0,355	0,091	-	-	0,000	0,000	-	-
06.05.1986	-	-	0,000	0,000	-	-	-	-
02.06.1986	0,503	0,159	0,996	0,255	0,000	0,000	-	-
30.06.1986	-	-	-	-	0,000	0,000	-	-

Tableaux XXXII : Distribution spatio-temporelle des groupes antigéniques de Salmonella et pourcentage de chaque groupe en fonction du nombre total de souches isolées dans les eaux de l'étang de Thau aux différentes stations et aux différentes périodes.

DATES:	08 OCTOBRE 1984				17 DECEMBRE 1984				11 FEVRIER 1985				24 SEPTEMBRE 1985			
SEROTYPES: / STATIONS:	PS	L9	St.I	III/IV	PS	L9	St.I	III/IV	PS	L9	St.I	III/IV	PS	L9	St.I	III/IV
B			30								30	27		5	11	
C							50							3	9	
D											5					
E												1				
TOTAL:			30				50				35	28		8	20	

Tableaux XXXII : Distribution spatio-temporelle des groupes antigéniques de Salmonella et pourcentage de chaque groupe en fonction du nombre total de souches isolées dans les eaux de l'étang de Thau aux différentes stations et aux différentes périodes.

DATES:	22 OCTOBRE 1985				18 NOVEMBRE 1985				16 DECEMBRE 1985				13 JANVIER 1986			
SEROTYPES: / STATIONS:	PS	L9	St.I	III/IV	PS	L9	St.I	III/IV	PS	L9	St.I	III/IV	PS	L9	St.I	III/IV
B	5	5			17	3	21		15	9	14			30	22	6
C					3	15	1			6			30			30
D																
E			9													
TOTAL:	5	5	9		20	18	22		15	15	14		30	30	22	36

Tableaux XXXII : Distribution spatio-temporelle des groupes antigéniques de Salmonella et pourcentage de chaque groupe en fonction du nombre total de souches isolées dans les eaux de l'étang de Thau aux différentes stations et aux différentes périodes.

DATES:	10 FEVRIER 1986				10 MARS 1986				06 MAI 1986				02 JUIN 1986				30 JUIN 1986				NOMBRE DE	%
SEROTYPES: / STATIONS:	PS	L9	St.I	III/IV	PS	L9	St.I	III/IV	PS	L9	St.I	III/IV	PS	L9	St.I	III/IV	PS	L9	St.I	III/IV	SOCHES:	
B	7	10			14								1	7							289	46,54
C	19	15	26						7				8	8	30				9		269	43,32
D					1		30														36	5,80
E	5	7	5																		27	4,35
TOTAL:	31	32	31		15		30		7				9	15	30				9		621	100,00

Tableaux XXXIII : Abondances en fonction du temps d'Escherichia coli et de Salmonella typhimurium dans l'enceinte témoin (enceinte I).

9 JUILLET 1985 : E1		ENCEINTE I	
PARAMETRES:		LOG10 m (E.C.)+1/ml	LOG10 m (S.T.)+1/ml
TEMPS (H):			
0		2,85	2,71
1		*	2,62
2		2,79	2,43
4		1,90	2,25
24		0,00	1,61
48		0,00	1,04
72		0,00	0,78
144		0,00	1,04
192		0,00	1,00
240		0,00	0,98
312		0,00	0,48

Tableaux XXXIII : Abondances en fonction du temps d'Escherichia coli et de Salmonella typhimurium dans l'enceinte témoin (enceinte I).

15 OCTOBRE 1985 : E2		ENCEINTE I	
PARAMETRES:		LOG10 m (E.C.)+1/ml	LOG10 m (S.T.)+1/ml
TEMPS (H):			
0		3,16	2,60
2		*	2,43
4		3,05	2,30
24		2,21	1,32
48		1,81	1,01
72		1,41	0,79
144		0,86	0,50
192		0,00	0,18
240		0,00	0,11
312		0,00	0,08

Tableaux XXXIII : Abondances en fonction du temps d'Escherichia coli et de Salmonella typhimurium dans l'enceinte témoin (enceinte I).

25 FEVRIER 1986 : E3		ENCEINTE I	
PARAMETRES:		LOG10 m (E.C.)+1/ml	LOG10 m (S.T.)+1/ml
TEMPS (H):			
0		4,16	3,05
4		*	2,99
24		4,16	2,56
48		3,28	2,43
72		3,14	2,01
144		3,01	1,48
192		2,83	1,41
240		2,39	1,25
336		*	0,28

Tableaux XXXIII : Abondances en fonction du temps d'Escherichia coli et de Salmonella typhimurium dans l'enceinte témoin (enceinte I).

15 JUILLET 1986 : E4		ENCEINTE I	
PARAMETRES:		LOG10 m (E.C.)+1/ml	LOG10 m (S.T.)+1/ml
TEMPS (H):			
0		2,91	3,47
4		2,86	3,35
24		1,94	3,11
48		0,94	1,04
72		0,00	0,04
144		0,00	0,04
192		0,00	0,04
240		0,00	0,03

Tableaux XXXVI : Abondances en fonction du temps d'Escherichia coli et de Salmonella typhimurium dans l'enceinte où les prédateurs ont été supprimés par filtration (enceinte I').

15 OCTOBRE 1985 : E2		
PARAMETRES: TEMPS (H):	ENCEINTE I'	
	LOG10 m (E.C.)+1/ml	LOG10 m (S.T.)+1/ml
0	3,17	3,78
22	3,04	3,07
46	2,83	2,61
118	1,98	2,56
166	2,36	2,46
214	1,72	1,98
286	1,00	0,30
334	0,00	0,11

Tableaux XXXVI : Abondances en fonction du temps d'Escherichia coli et de Salmonella typhimurium dans l'enceinte où les prédateurs ont été supprimés par filtration (enceinte I').

25 FEVRIER 1986 : E3		
PARAMETRES: TEMPS (H):	ENCEINTE I'	
	LOG10 m (E.C.)+1/ml	LOG10 m (S.T.)+1/ml
0	4,40	3,82
24	4,18	3,41
96	2,93	2,66
144	2,49	1,54
192	1,38	*
216	0,00	*
240	0,00	*

Tableaux XXXVI : Abondances en fonction du temps d'Escherichia coli et de Salmonella typhimurium dans l'enceinte où les prédateurs ont été supprimés par filtration (enceinte I').

15 JUILLET 1986 : E4		
PARAMETRES: TEMPS (H):	ENCEINTE I'	
	LOG10 m (E.C.)+1/ml	LOG10 m (S.T.)+1/ml
0	3,68	3,68
24	3,37	3,58
48	3,30	3,18
120	2,88	2,65
168	2,18	2,27
216	1,18	0,70

Tableaux XXXV : Abondances en fonction du temps d'*Escherichia coli* et de *Salmonella typhimurium* dans l'enceinte où se produit un accroissement lent et progressif de la salinité (enceinte II).

9 JUILLET 1985 : E1			
TEMPS (H):	PARAMETRES:	ENCEINTE II	
		LOG10 m (E.C.)+1/ml	LOG10 m (S.T.)+1/ml
0		2,84	2,81
1		*	2,67
2		2,89	2,58
4		1,78	2,55
24		0,00	2,22
48		0,00	1,30
72		0,00	1,04
144		0,00	1,21
192		0,00	0,40
240		0,00	0,18
312		0,00	0,20

Tableaux XXXV : Abondances en fonction du temps d'*Escherichia coli* et de *Salmonella typhimurium* dans l'enceinte où se produit un accroissement lent et progressif de la salinité (enceinte II).

15 OCTOBRE 1985 : E2			
TEMPS (H):	PARAMETRES:	ENCEINTE II	
		LOG10 m (E.C.)+1/ml	LOG10 m (S.T.)+1/ml
0		3,26	2,55
2		*	2,50
4		3,09	2,07
24		2,84	1,86
48		2,27	1,76
72		2,09	1,50
144		1,28	0,95
192		1,09	0,62
240		0,67	0,38
312		0,00	0,38

Tableaux XXXV : Abondances en fonction du temps d'*Escherichia coli* et de *Salmonella typhimurium* dans l'enceinte où se produit un accroissement lent et progressif de la salinité (enceinte II).

25 FEVRIER 1986 : E3			
TEMPS (H):	PARAMETRES:	ENCEINTE II	
		LOG10 m (E.C.)+1/ml	LOG10 m (S.T.)+1/ml
0		4,13	3,00
4		*	2,94
24		4,13	2,60
48		3,26	2,43
72		*	2,31
144		2,83	1,75
192		2,60	1,44
240		2,11	1,26
336		*	0,28

Tableaux XXXV : Abondances en fonction du temps d'*Escherichia coli* et de *Salmonella typhimurium* dans l'enceinte où se produit un accroissement lent et progressif de la salinité (enceinte II).

15 JUILLET 1986 : E4			
TEMPS (H):	PARAMETRES:	ENCEINTE II	
		LOG10 m (E.C.)+1/ml	LOG10 m (S.T.)+1/ml
0		2,96	3,51
4		2,78	3,44
24		2,23	2,38
48		1,92	3,03
72		1,58	3,01
144		1,26	1,61
192		0,60	1,04
240		0,95	0,60

Tableaux XXXVI : Abondances en fonction du temps d'Escherichia coli et de Salmonella typhimurium dans l'enceinte où se produit un accroissement rapide de la salinité (enceinte IV).

9 JUILLET 1985 : E1			
TEMPS (H):	PARAMETRES:	ENCEINTE IV	
		LOG10 m (E.C.)+1/ml	LOG10 m (S.T.)+1/ml
0		2,83	2,69
1		*	2,67
2		2,88	2,56
4		2,00	2,51
24		0,89	2,08
48		0,00	1,98
72		0,00	1,88
144		0,00	0,08
192		0,00	0,00
240		0,00	0,00
312		0,00	0,00

Tableaux XXXVI : Abondances en fonction du temps d'Escherichia coli et de Salmonella typhimurium dans l'enceinte où se produit un accroissement rapide de la salinité (enceinte IV).

15 OCTOBRE 1985 : E2			
TEMPS (H):	PARAMETRES:	ENCEINTE IV	
		LOG10 m (E.C.)+1/ml	LOG10 m (S.T.)+1/ml
0		3,25	2,52
2		*	2,52
4		3,23	2,51
24		1,79	1,92
48		0,74	1,22
72		0,00	0,45
144		0,00	0,17
192		0,00	0,00
240		0,00	0,00
312		0,00	0,00

Tableaux XXXVI : Abondances en fonction du temps d'Escherichia coli et de Salmonella typhimurium dans l'enceinte où se produit un accroissement rapide de la salinité (enceinte IV).

25 FEVRIER 1986 : E3			
TEMPS (H):	PARAMETRES:	ENCEINTE IV	
		LOG10 m (E.C.)+1/ml	LOG10 m (S.T.)+1/ml
0		4,14	2,99
4		*	2,82
24		2,54	1,22
48		0,00	1,00
72		0,00	1,00
144		0,00	0,08
192		0,00	0,04
240		0,00	0,004
336		0,00	0,0004

Tableaux XXXVI : Abondances en fonction du temps d'Escherichia coli et de Salmonella typhimurium dans l'enceinte où se produit un accroissement rapide de la salinité (enceinte IV).

15 JUILLET 1986 : E4			
TEMPS (H):	PARAMETRES:	ENCEINTE IV	
		LOG10 m (E.C.)+1/ml	LOG10 m (S.T.)+1/ml
0		2,94	3,64
4		2,79	3,53
24		2,45	3,47
48		2,23	3,08
72		2,03	2,99
144		0,00	0,78
192		0,00	0,48
240		0,00	0,09

Tableaux XXXVII : Abondances en fonction du temps d'Escherichia coli et de Salmonella typhimurium dans l'enceinte où se produit un apport rapide d'eau sumâtre (enceinte III).

9 JUILLET 1985 : E1			
TEMPS (H):	PARAMETRES:	ENCEINTE III	
		LOG10 m (E.C.)+1/ml	LOG10 m (S.T.)+1/ml
0		2,73	2,67
1		*	2,67
2		2,81	2,67
4		2,16	2,63
24		0,00	2,41
48		0,00	2,06
72		0,00	1,00
144		0,00	0,08
192		0,00	0,00
240		0,00	0,00
312		0,00	0,00

Tableaux XXXVII : Abondances en fonction du temps d'Escherichia coli et de Salmonella typhimurium dans l'enceinte où se produit un apport rapide d'eau sumâtre (enceinte III).

15 OCTOBRE 1985 : E2			
TEMPS (H):	PARAMETRES:	ENCEINTE III	
		LOG10 m (E.C.)+1/ml	LOG10 m (S.T.)+1/ml
0		3,32	2,62
2		*	2,58
4		3,24	2,56
24		3,05	2,08
48		2,60	1,79
72		2,29	1,44
144		0,00	0,00
192		0,00	0,00
240		0,00	0,00
312		0,00	0,00

Tableaux XXXVII : Abondances en fonction du temps d'Escherichia coli et de Salmonella typhimurium dans l'enceinte où se produit un apport rapide d'eau sumâtre (enceinte III).

25 FEVRIER 1986 : E3			
TEMPS (H):	PARAMETRES:	ENCEINTE III	
		LOG10 m (E.C.)+1/ml	LOG10 m (S.T.)+1/ml
0		4,15	2,98
4		*	2,78
24		3,05	2,56
48		2,08	1,22
72		0,00	1,00
144		0,00	0,08
192		0,00	0,04
240		0,00	0,004
336		0,00	0,0004

Tableaux XXXVII : Abondances en fonction du temps d'Escherichia coli et de Salmonella typhimurium dans l'enceinte où se produit un apport rapide d'eau sumâtre (enceinte III).

15 JUILLET 1986 : E4			
TEMPS (H):	PARAMETRES:	ENCEINTE III	
		LOG10 m (E.C.)+1/ml	LOG10 m (S.T.)+1/ml
0		2,92	3,72
4		2,79	3,55
24		2,40	3,53
48		2,12	3,13
72		1,56	2,63
144		0,00	0,75
192		0,00	0,22
240		0,00	0,20

ANNEXE : 2

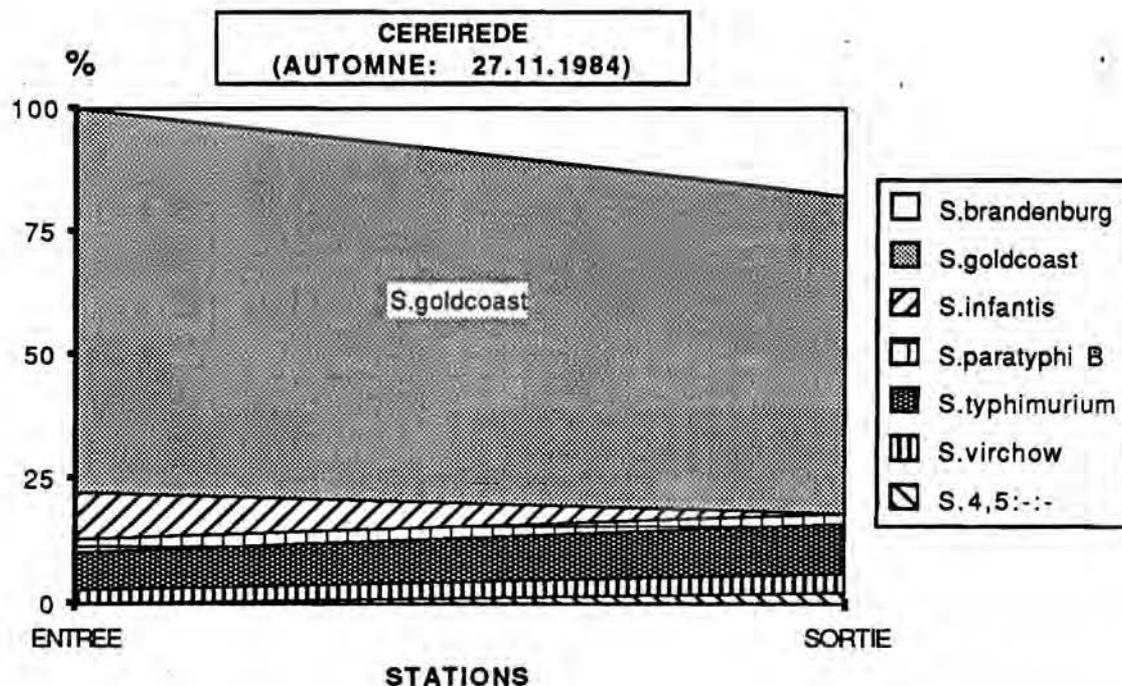


Figure 72 a : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux de la Céreiède au mois de novembre 1984.

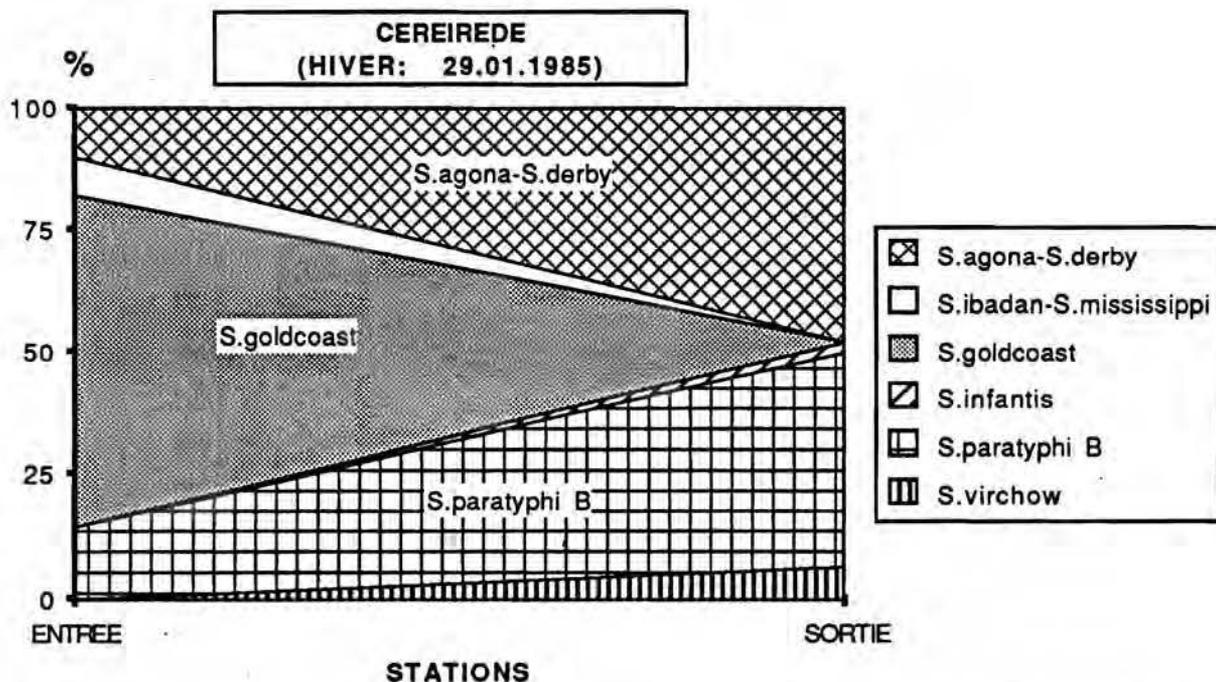


Figure 72 b : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux de la Céreiède au mois de janvier 1985.

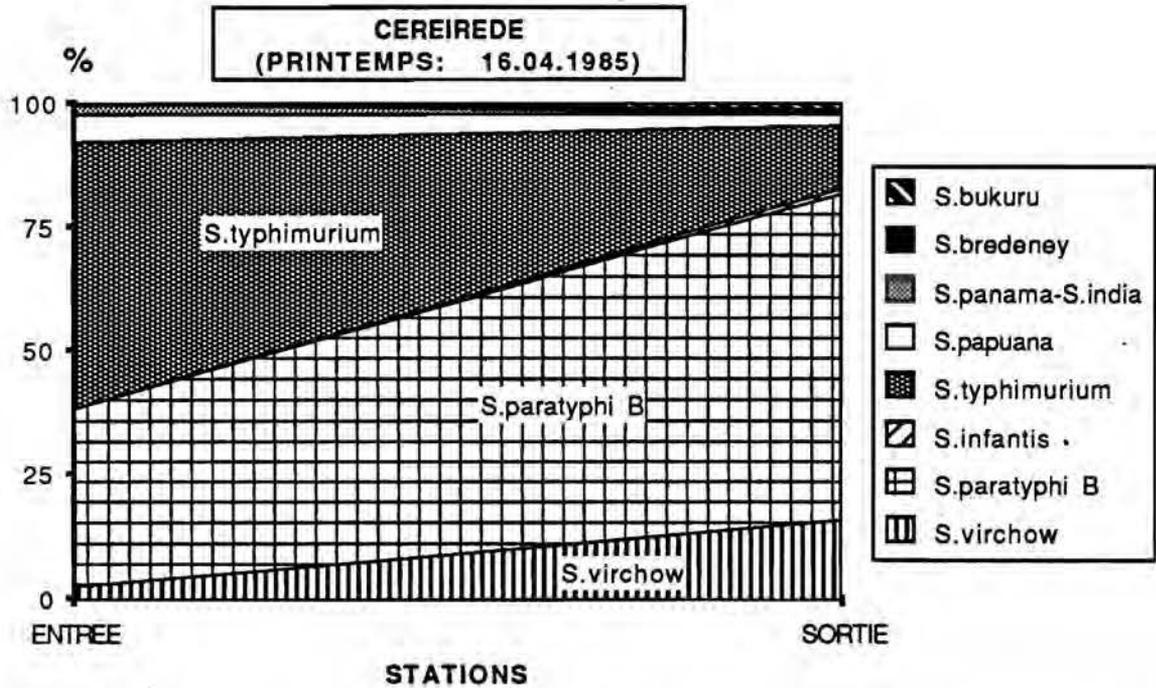


Figure 72 c : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux de la Céreiède au mois d'avril 1985.

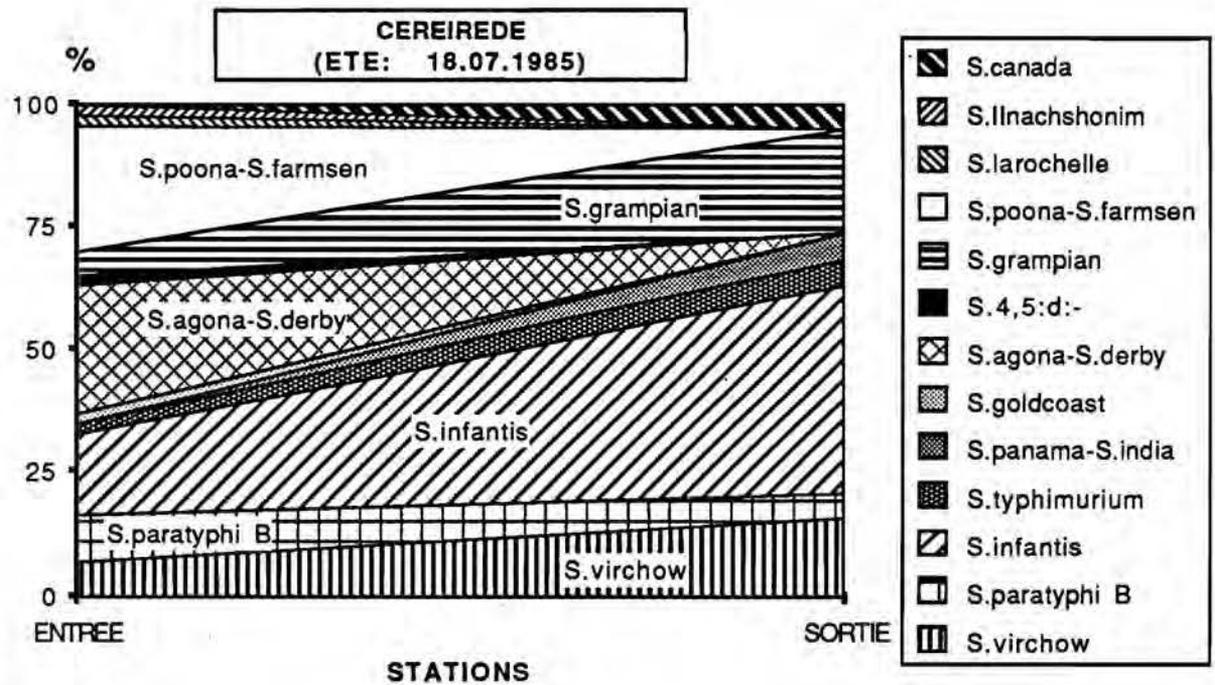


Figure 72 d : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux de la Céreiède au mois de juillet 1985.

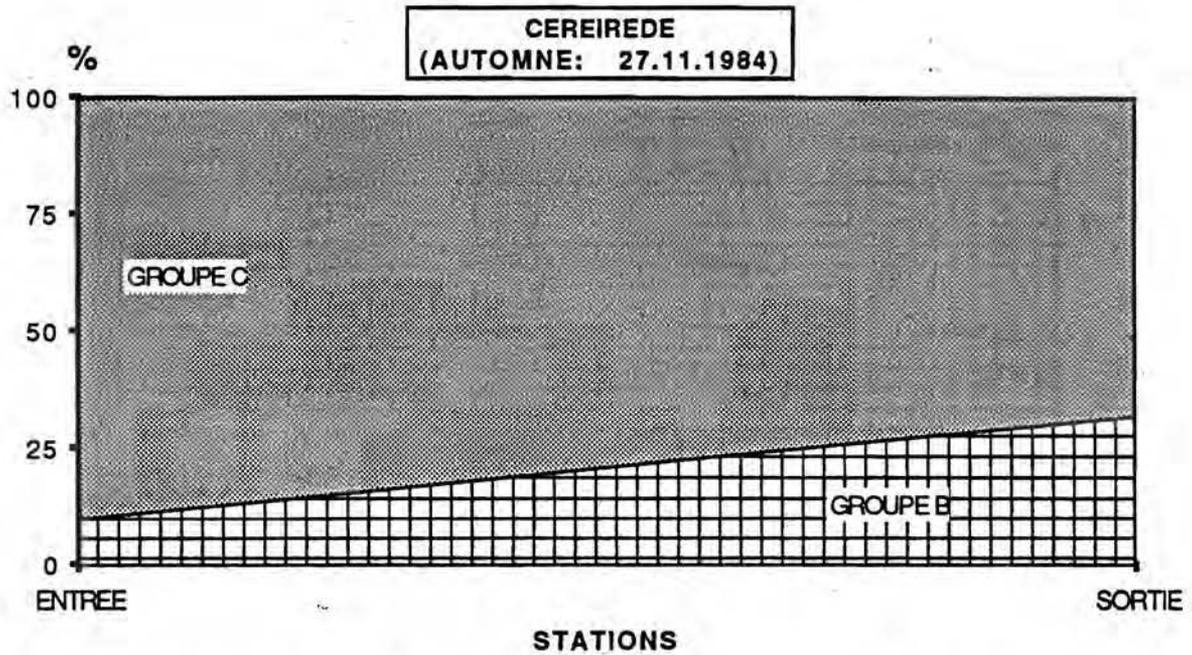


Figure 76 a : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de Salmonella dans les eaux de la Céreirède au mois de novembre 1984.

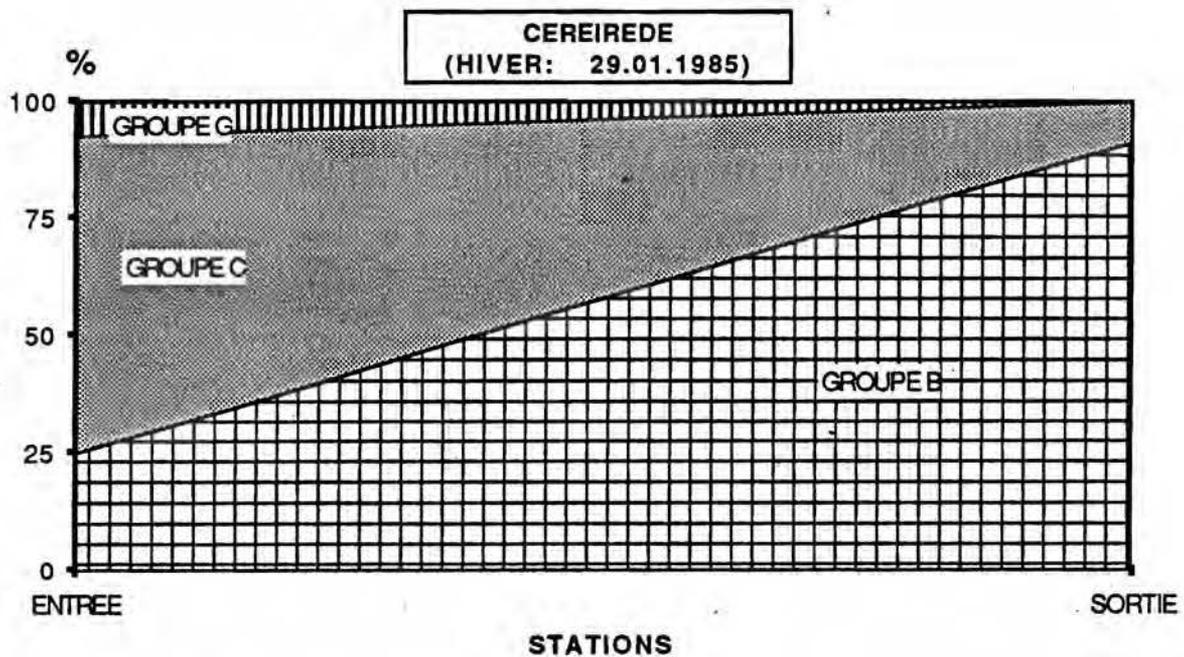


Figure 76 b : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de Salmonella dans les eaux de la Céreirède au mois de janvier 1985.

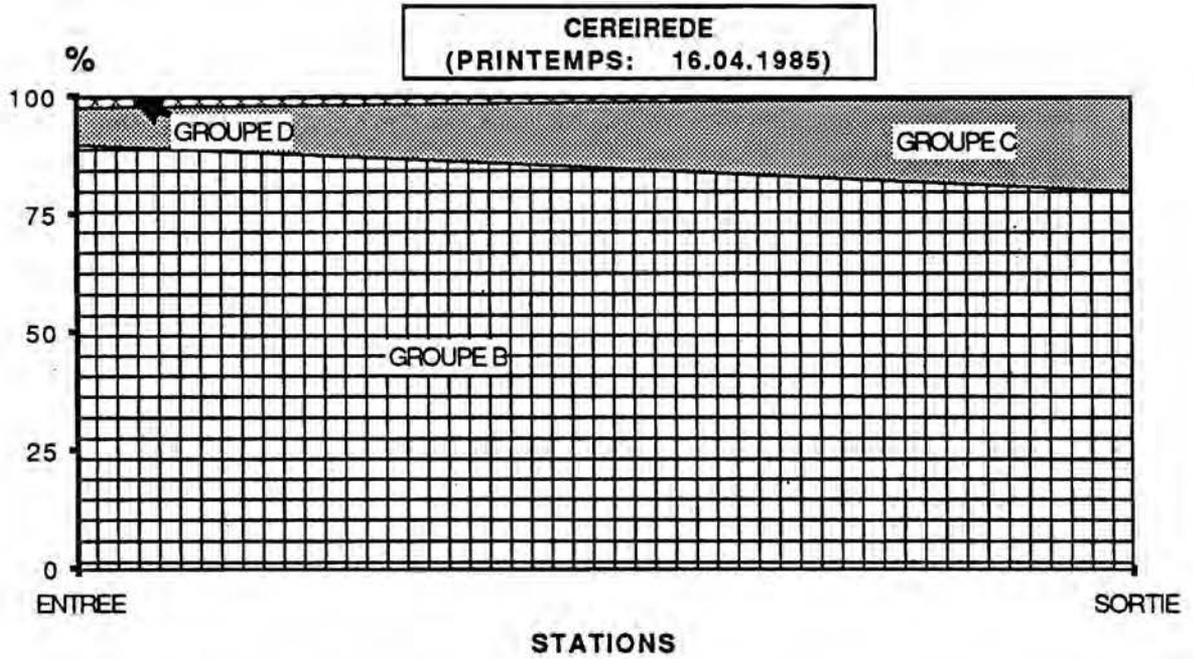


Figure 76 c : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de Salmonella dans les eaux de la Céreirède au mois d'avril 1985.

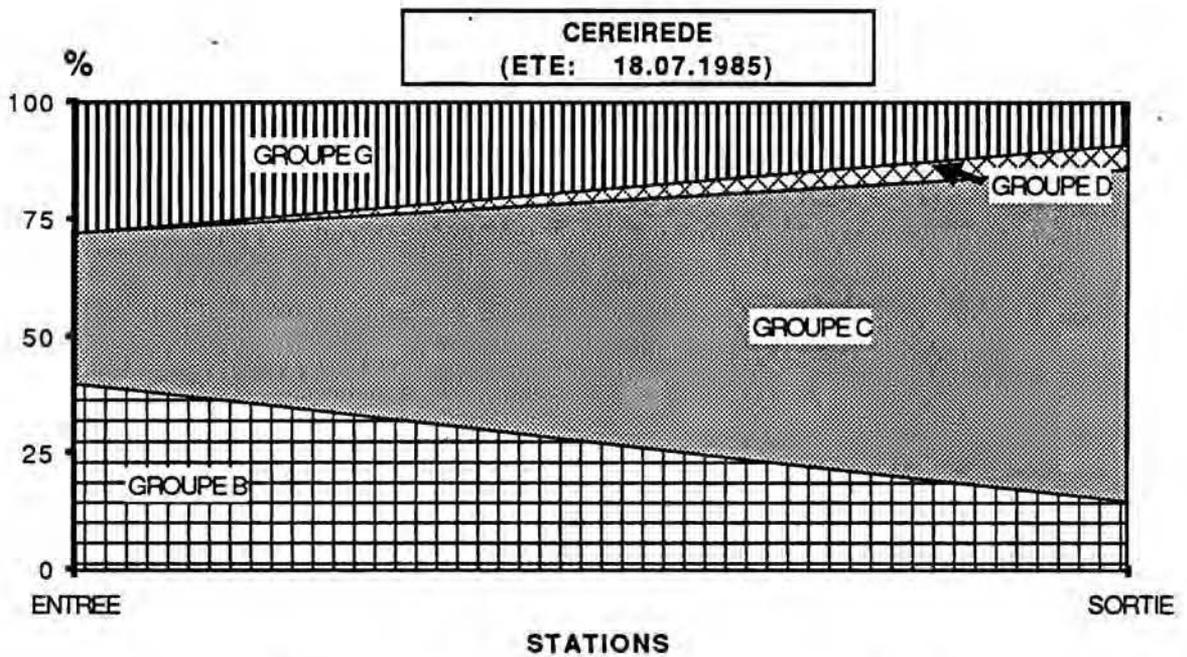


Figure 76 d : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de Salmonella dans les eaux de la Céreirède au mois de juillet 1985.

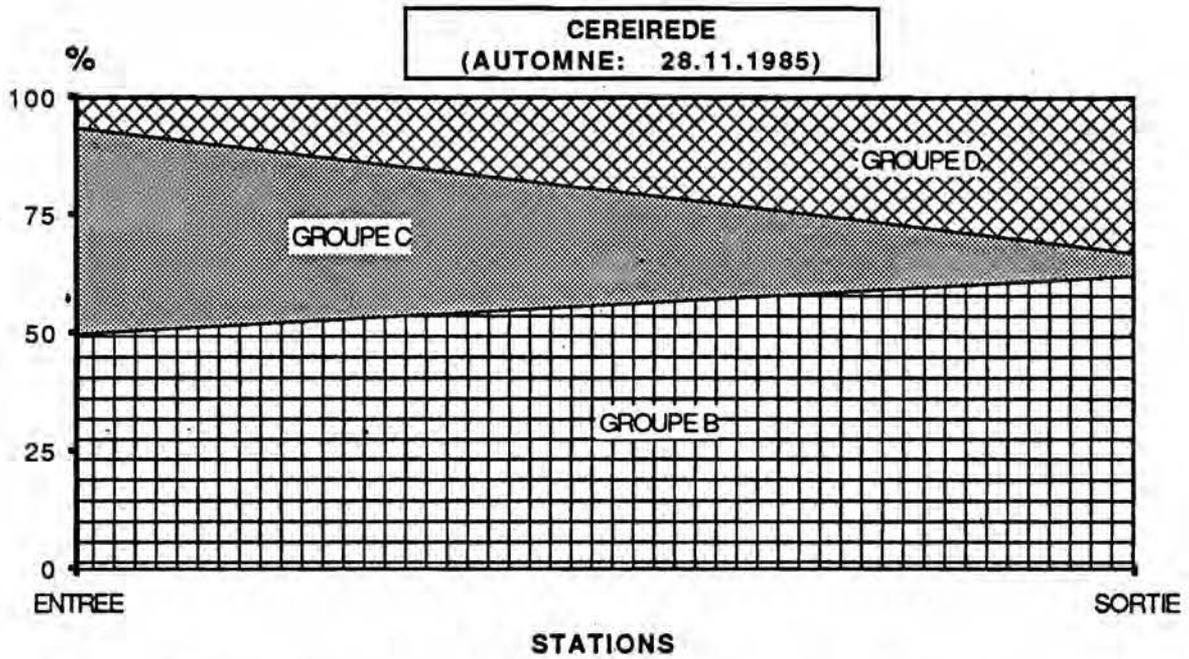


Figure 76 e : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de Salmonella dans les eaux de la Céreirède au mois de novembre 1985.

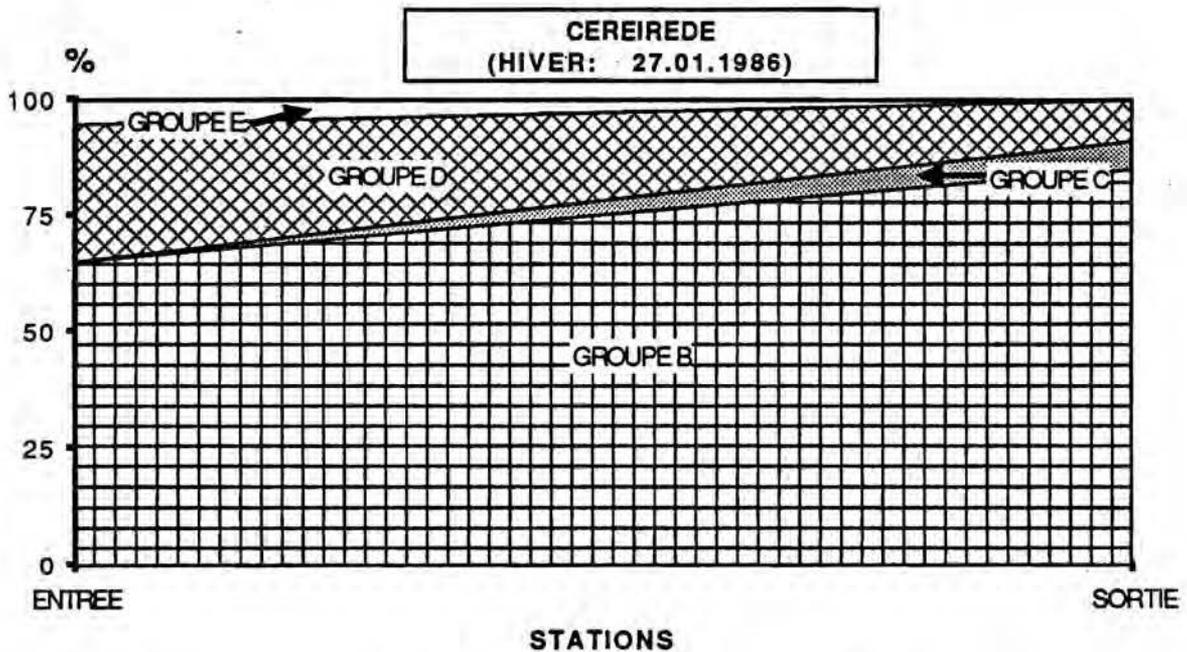


Figure 76 f : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de Salmonella dans les eaux de la Céreirède au mois de janvier 1986.

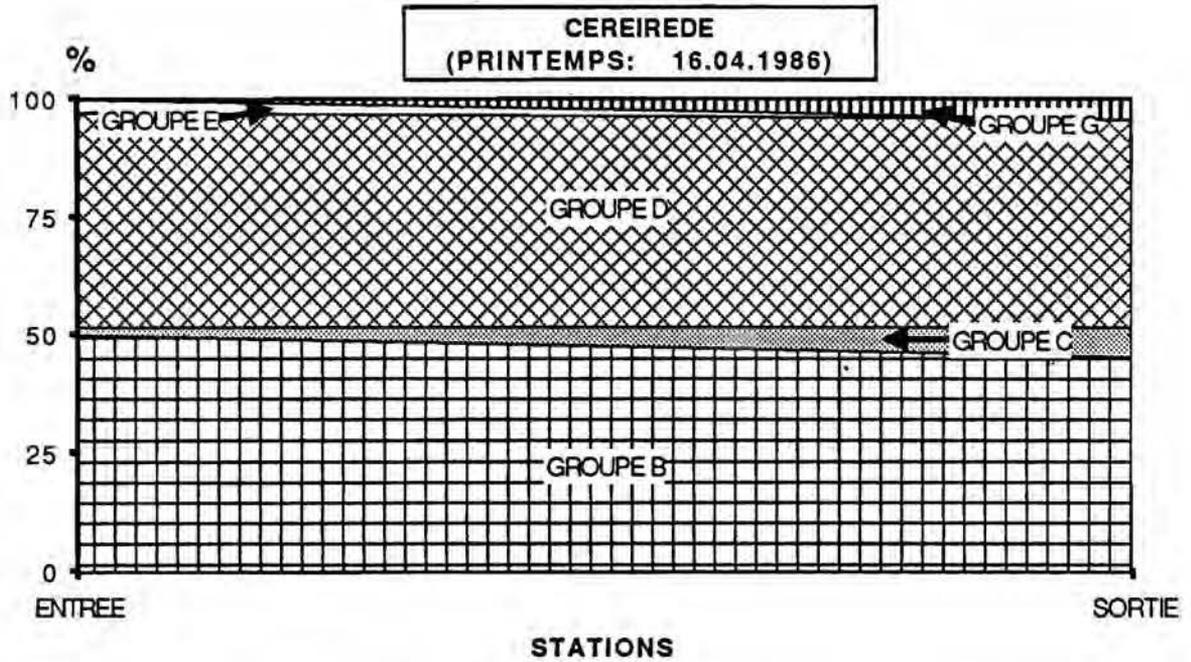


Figure 76 g : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* dans les eaux de la Céreirède au mois d'avril 1986.

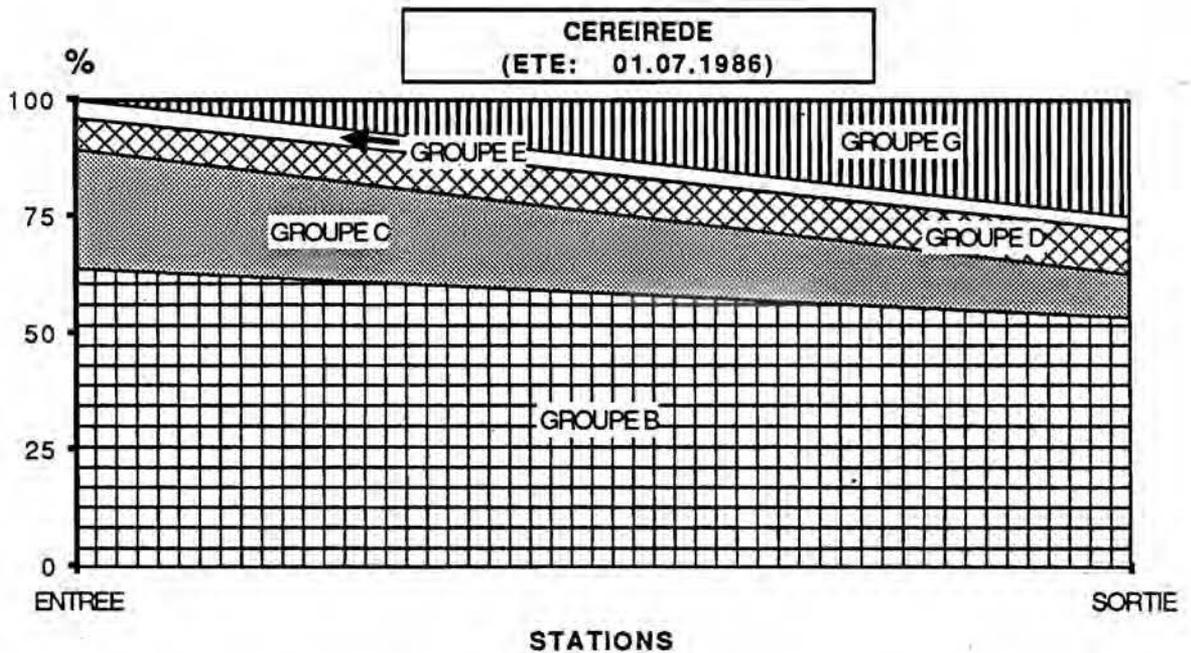


Figure 76 h : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* dans les eaux de la Céreirède au mois de juillet 1986.

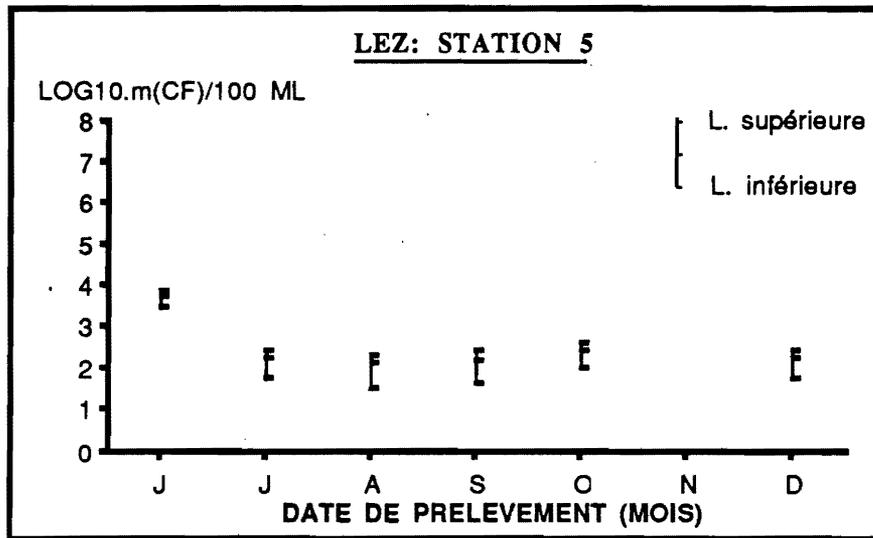


Figure 79

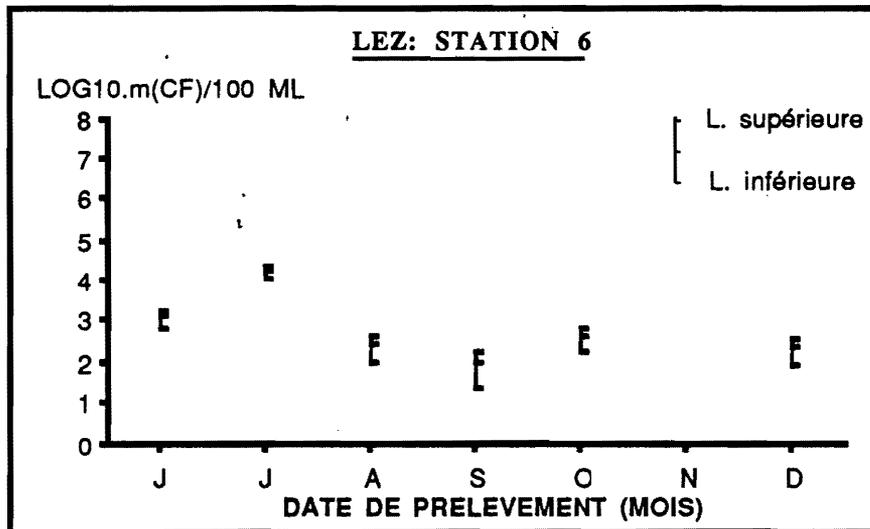


Figure 80

Evolutions temporelles des abondances des coliformes fécaux dans les eaux du Lez aux stations 5 et 6.

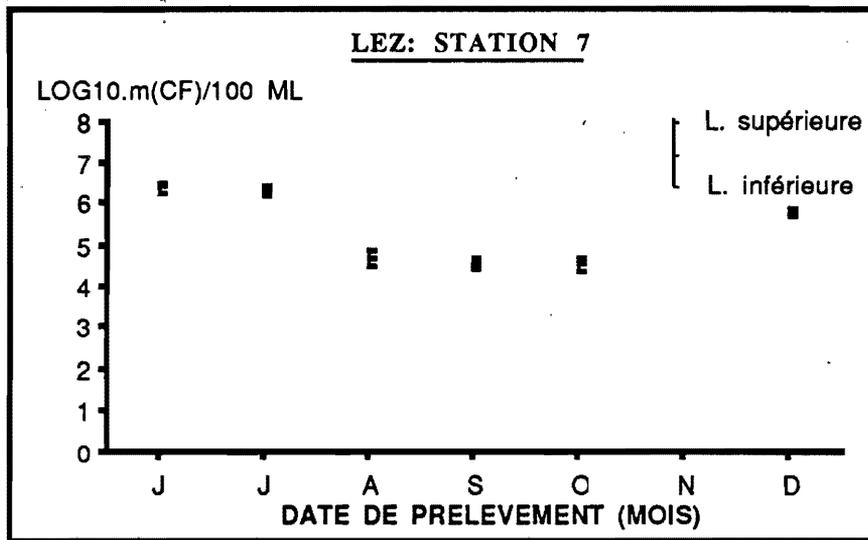


Figure 81

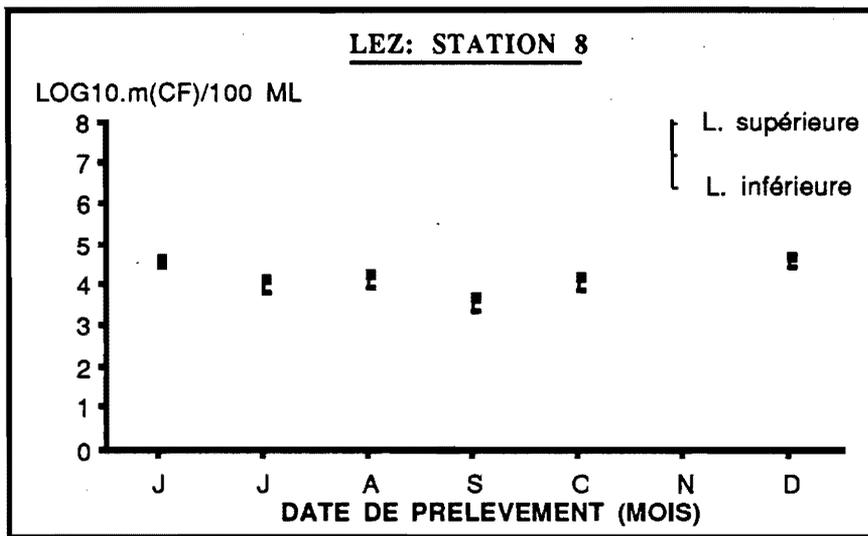


Figure 82

Evolutions temporelles des abondances des coliformes fécaux dans les eaux du Lez aux stations 7 et 8.

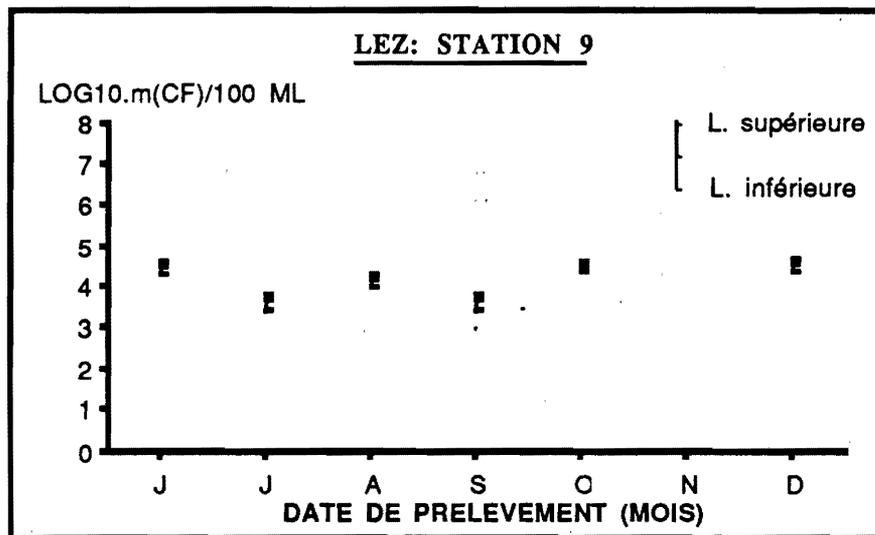


Figure 83

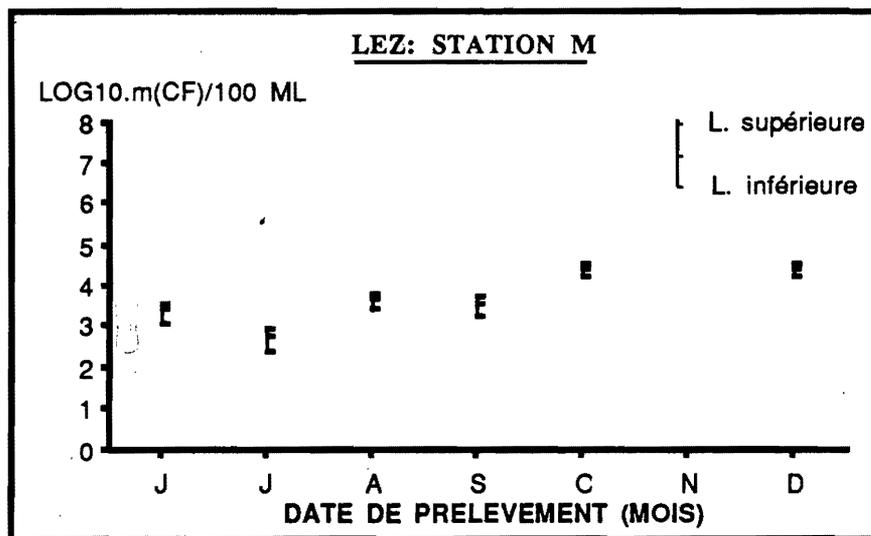


Figure 84

Evolutions temporelles des abondances des coliformes fécaux dans les eaux du Lez aux stations 9 et M.

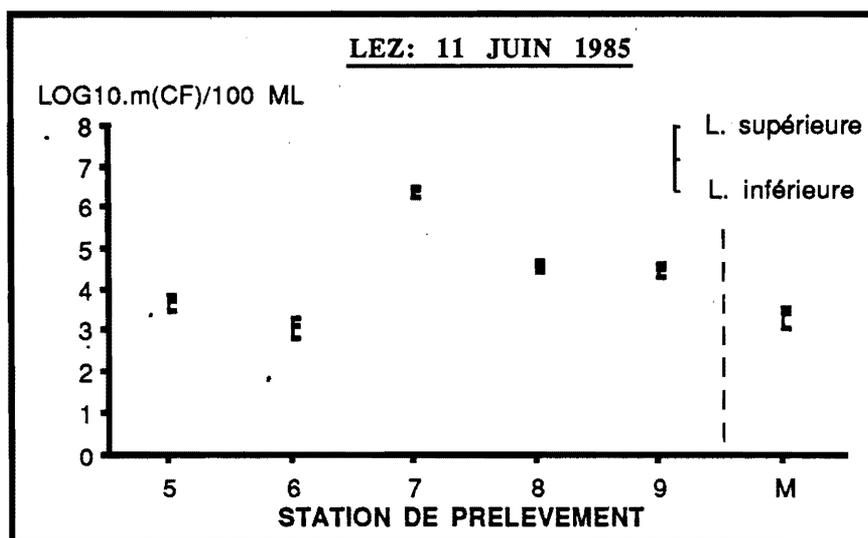


Figure 85

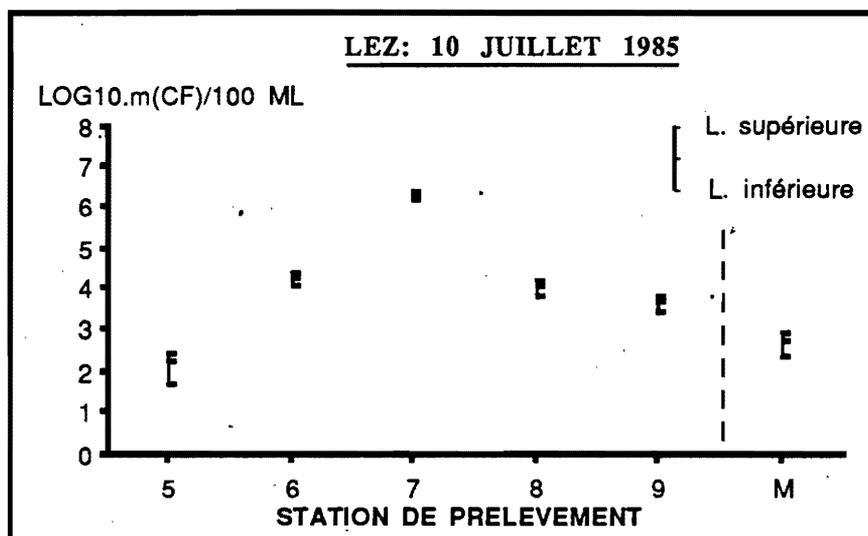


Figure 86

Evolutions spatiales des abondances des coliformes fécaux dans les eaux du Lez aux mois de juin et juillet 1985.

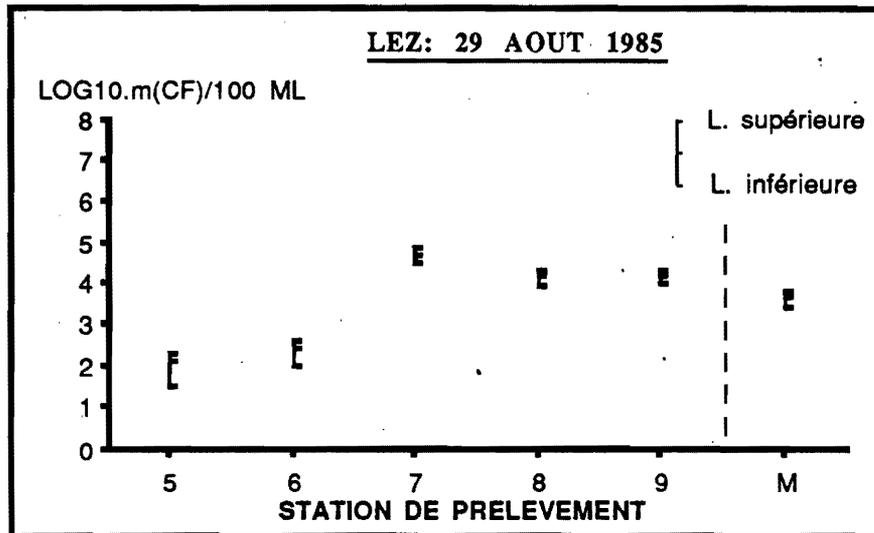


Figure 87

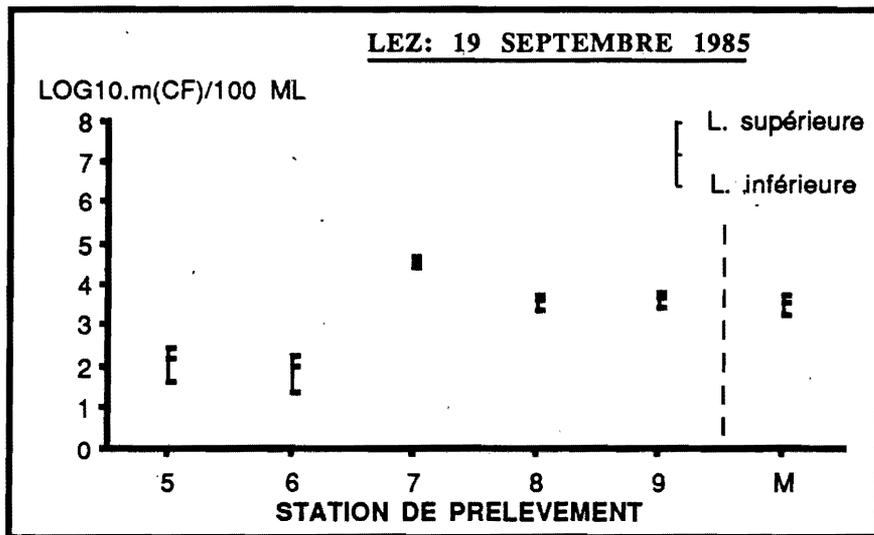


Figure 88

Evolutions spatiales des abondances des coliformes fécaux dans les eaux du Lez aux mois d'août et septembre 1985.

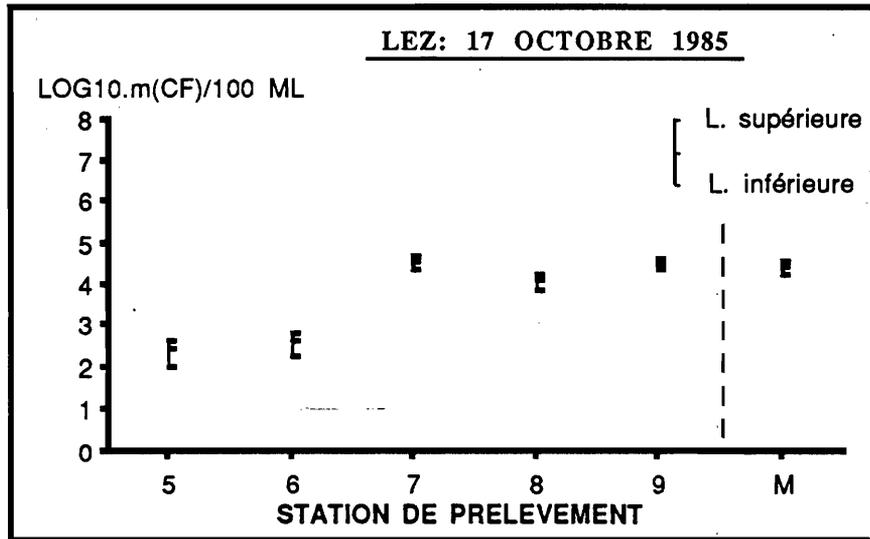


Figure 89

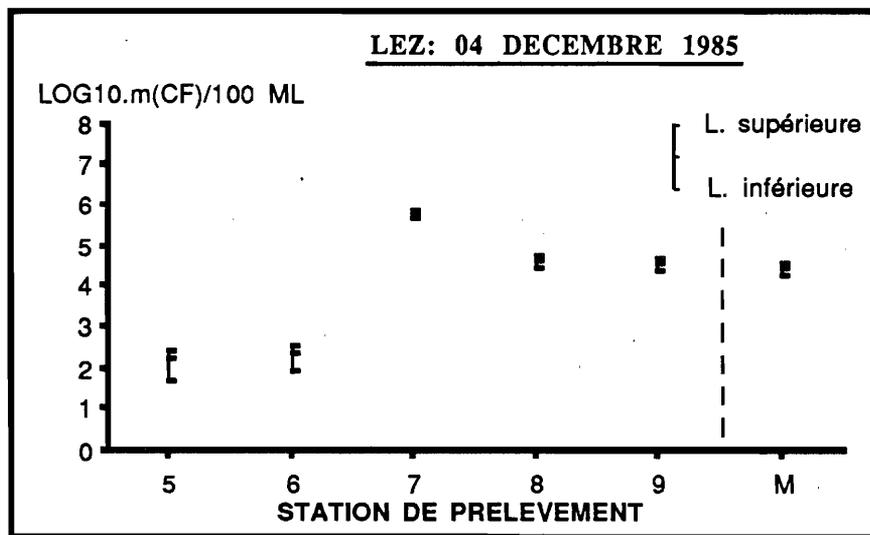


Figure 90

Evolutions spatiales des abondances des coliformes fécaux dans les eaux du Lez aux mois d'octobre et décembre 1985.

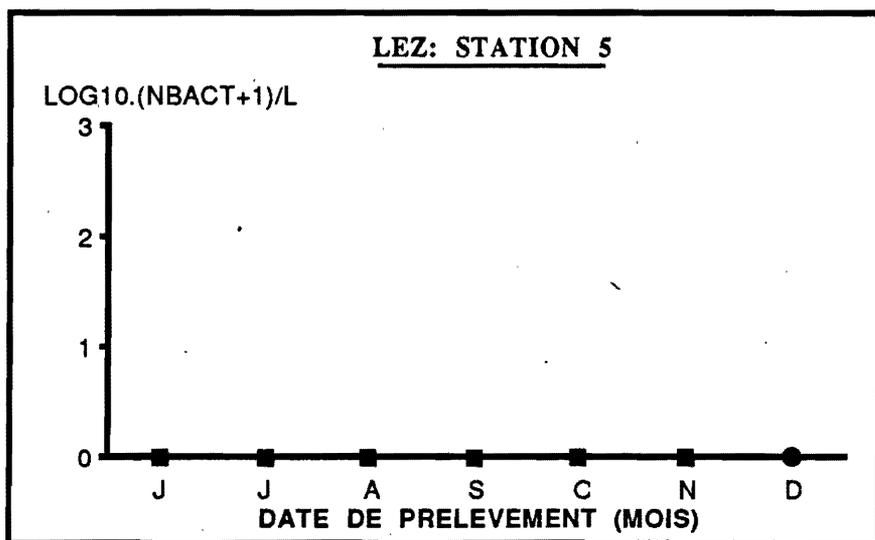


Figure 91

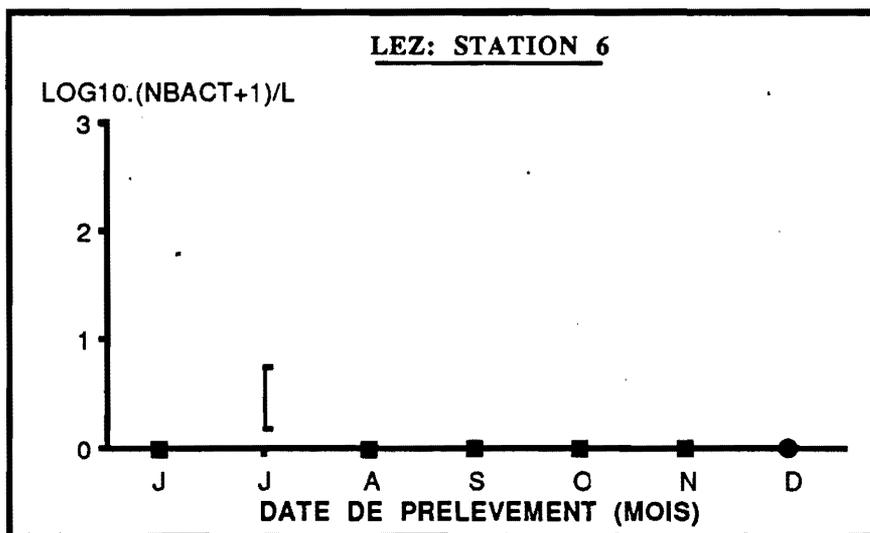


Figure 92

Evolutions temporelles des abondances de Salmonella dans les eaux du Lez aux stations 5 et 6.

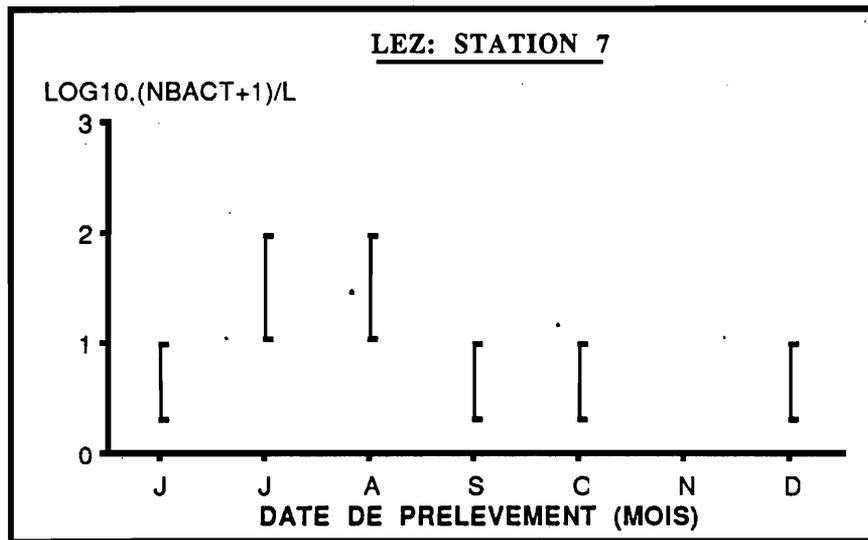


Figure 93

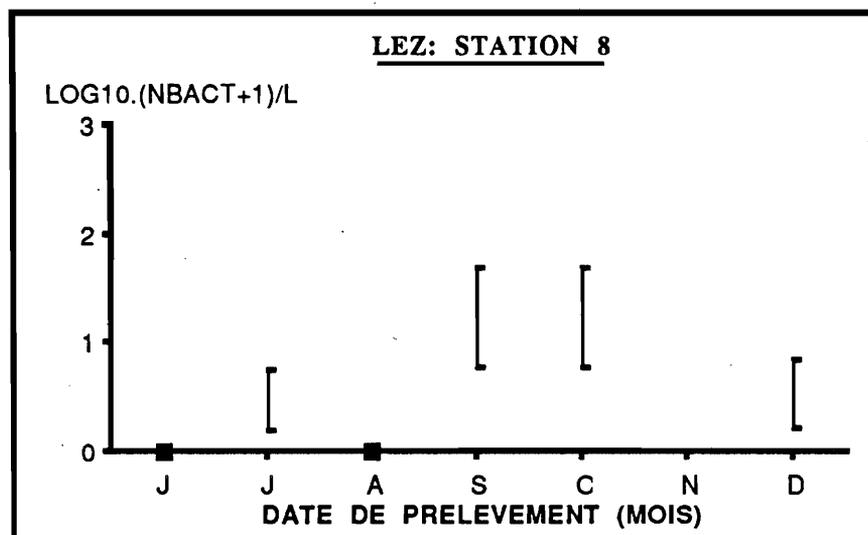


Figure 94

Evolutions temporelles des abondances de Salmonella dans les eaux du Lez aux stations 7 et 8.

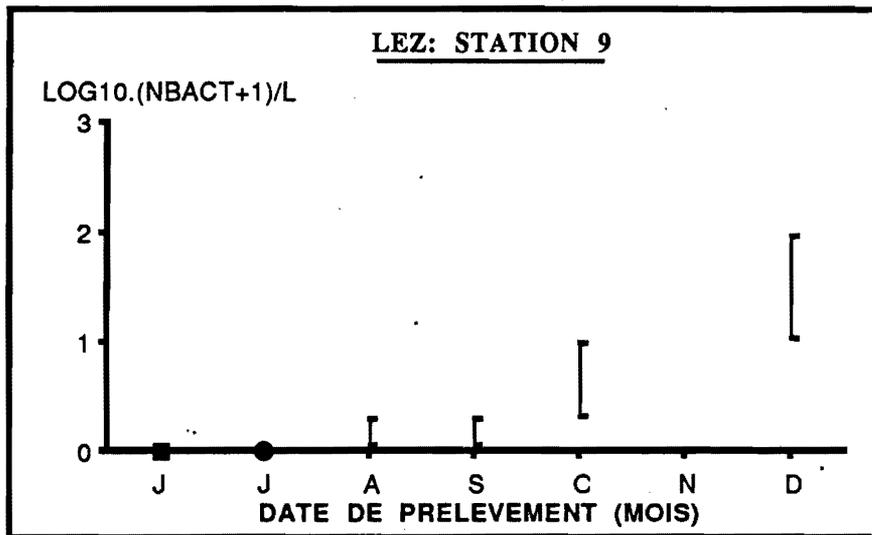


Figure 95

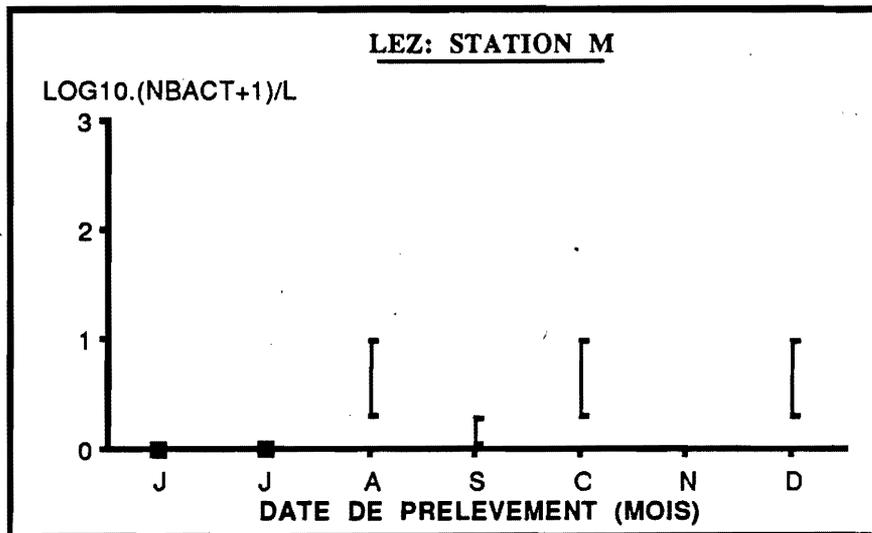


Figure 96

Evolutions temporelles des abondances de Salmonella dans les eaux du Lez aux stations 9 et M.

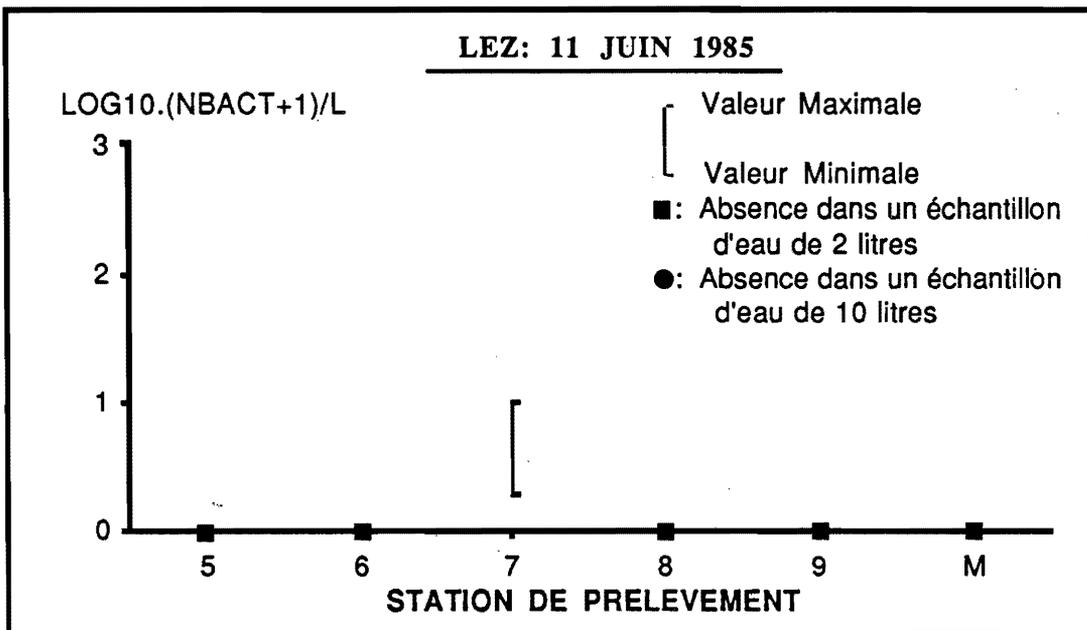


Figure 97

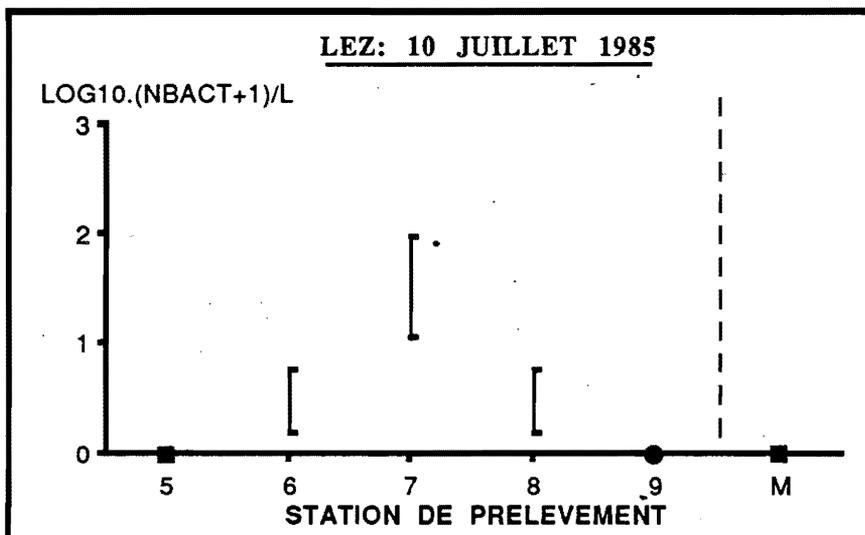


Figure 98

Evolutions spatiales des abondances de Salmonella dans les eaux du Lez aux mois de juin et juillet 1985.

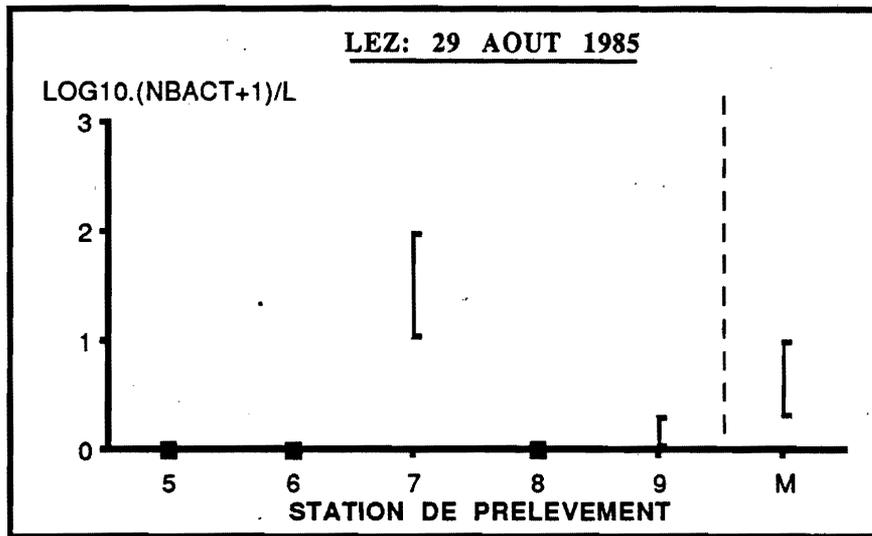


Figure 99

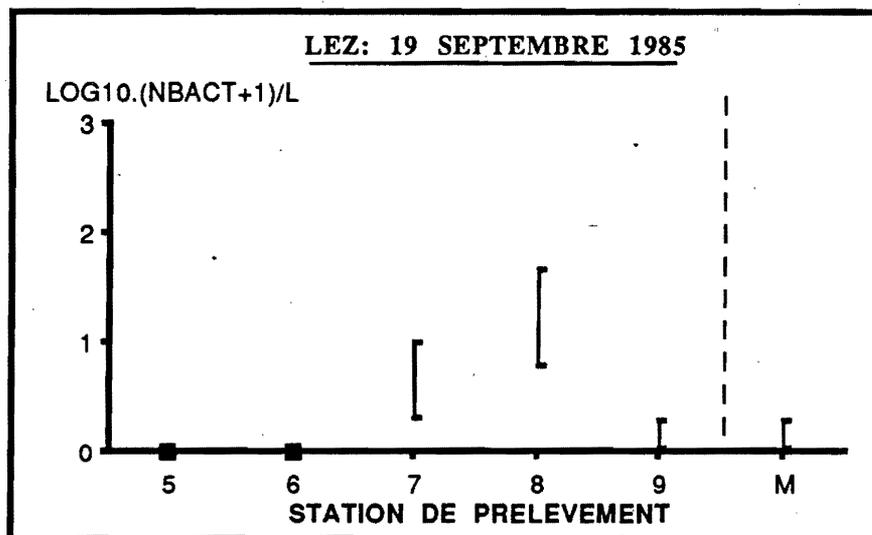


Figure 100

Evolutions spatiales des abondances de Salmonella dans les eaux du Lez aux mois d'août et septembre 1985.

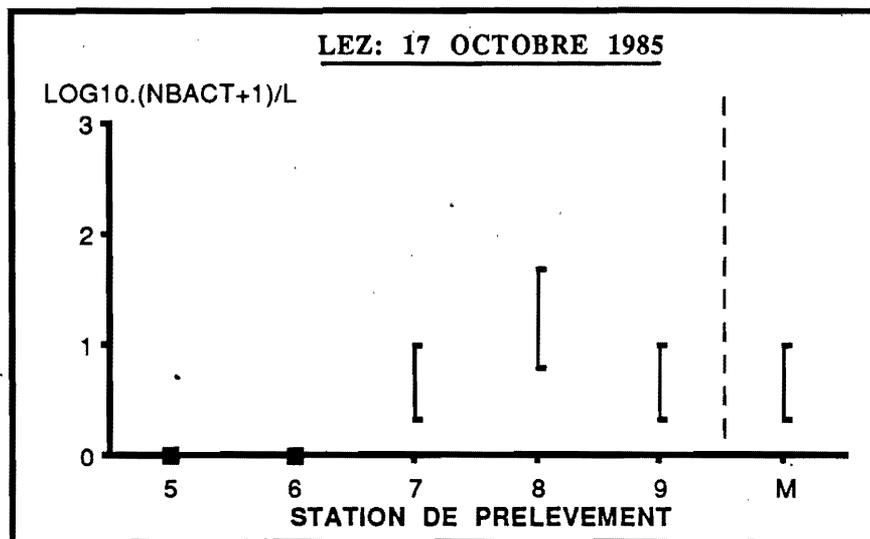


Figure 101

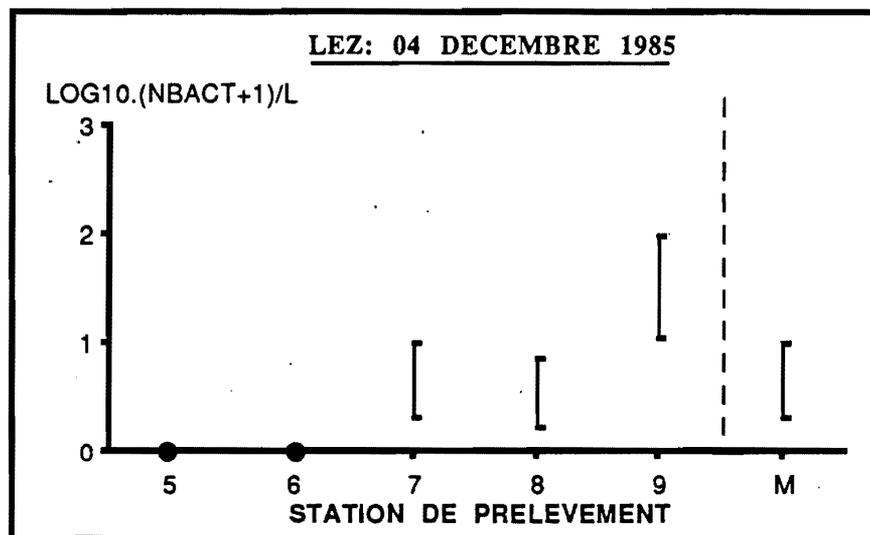


Figure 102

Evolutions spatiales des abondances de Salmonella dans les eaux du Lez aux mois d'octobre et novembre 1985.

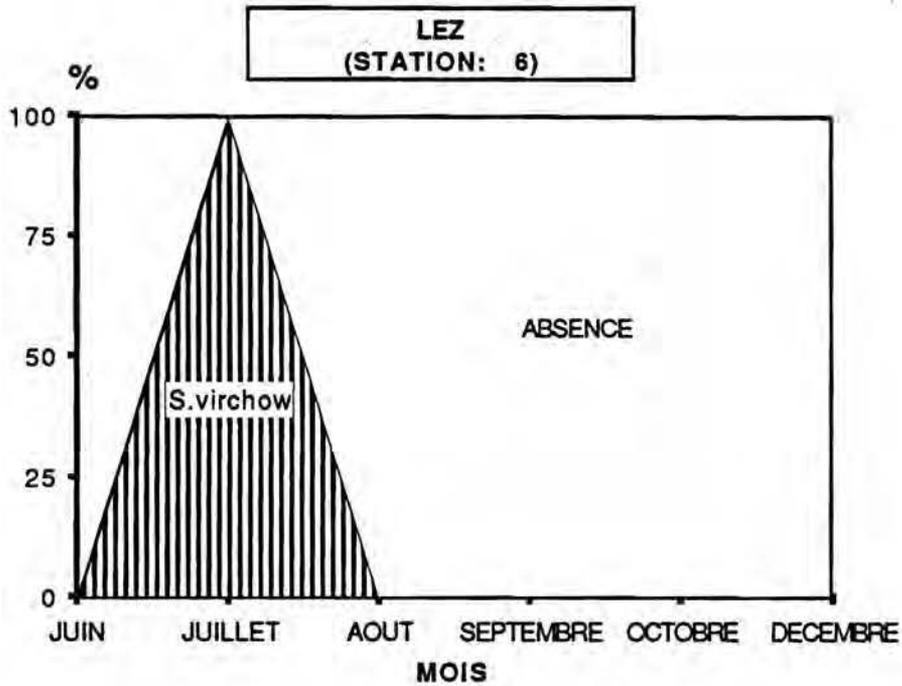


Figure 105 : Evolutions temporelles exprimées en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux du Lez à la station 6.

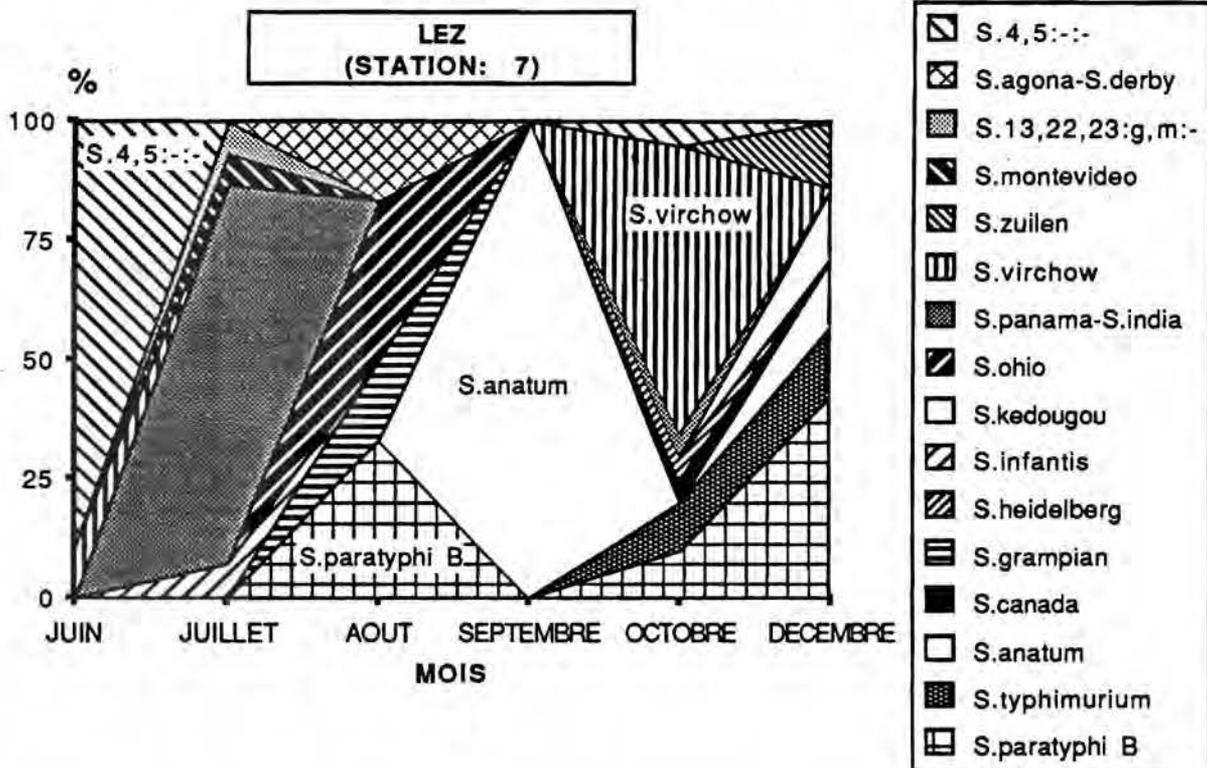


Figure 106 : Evolutions temporelles exprimées en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux du Lez à la station 7.

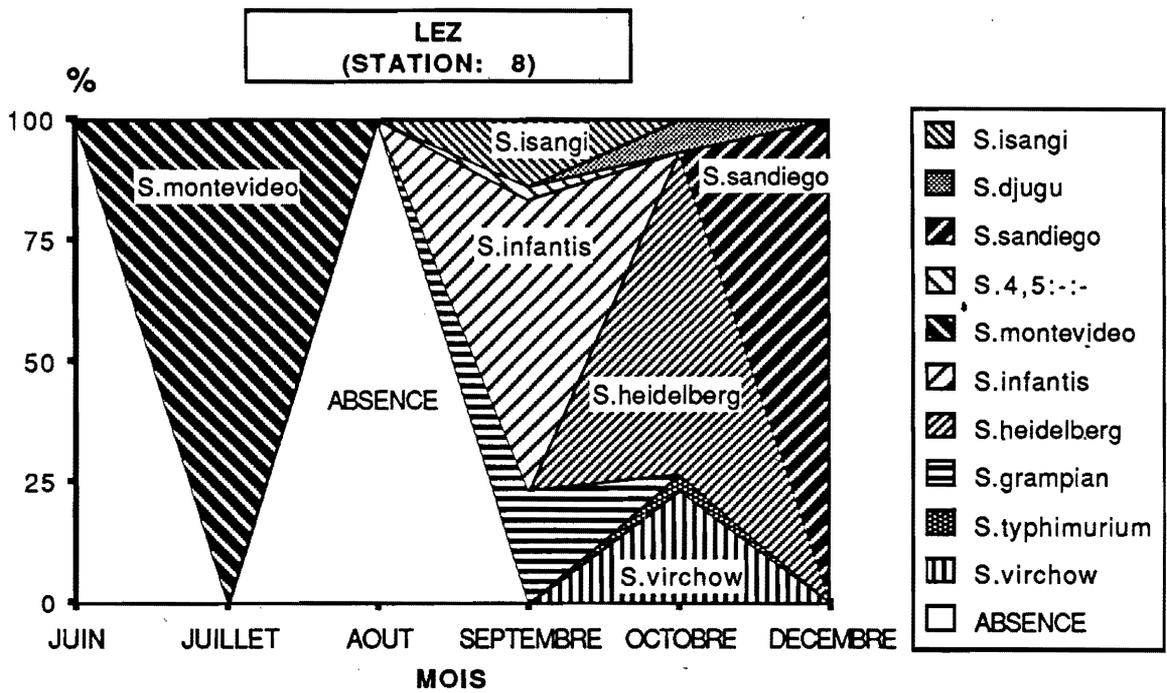


Figure 107 : Evolutions temporelles exprimées en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux du Lez à la station 8.

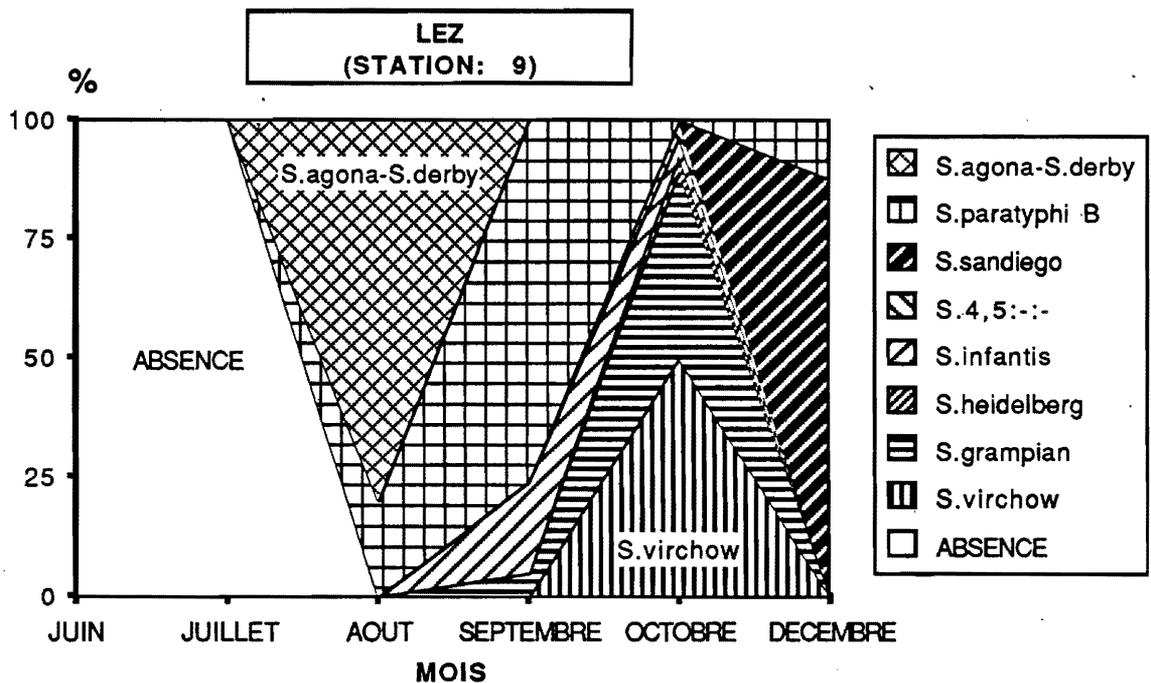


Figure 108 : Evolutions temporelles exprimées en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux du Lez à la station 9.

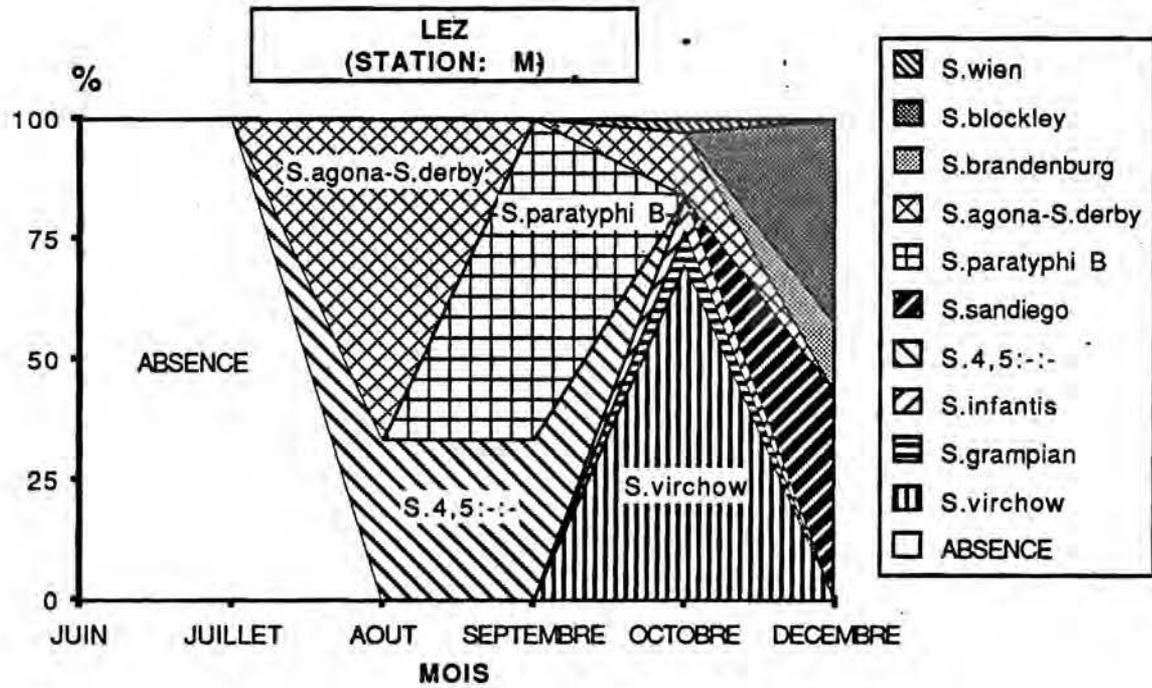


Figure 109 : Evolutions temporelles exprimées en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux du Lez à la station M.

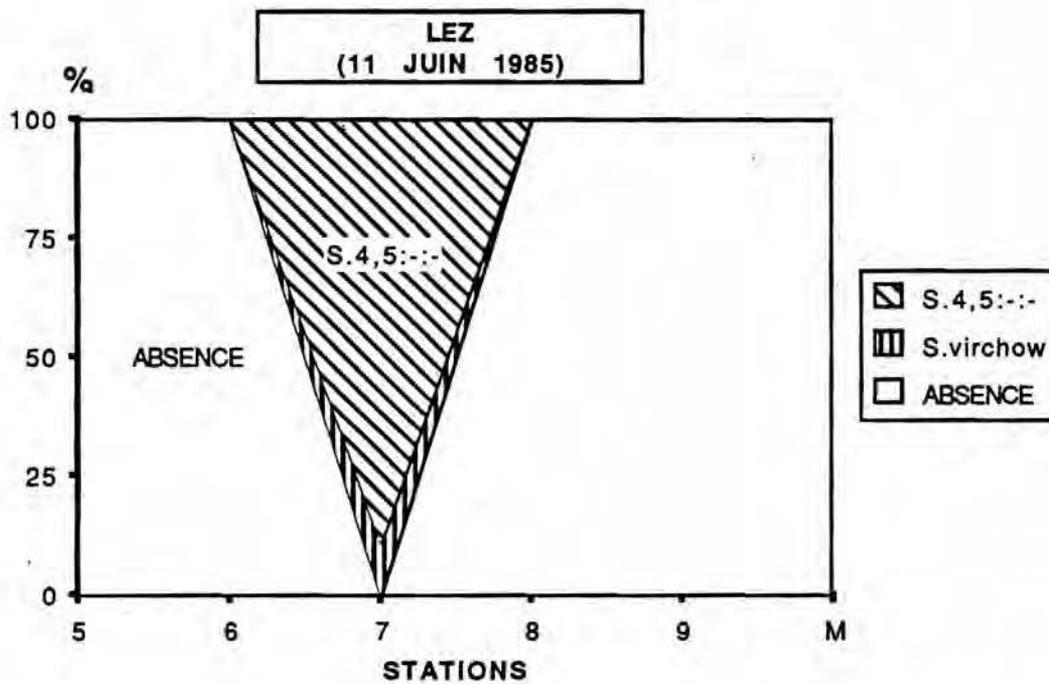


Figure 110 : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux du Lez au mois de juin 1985.

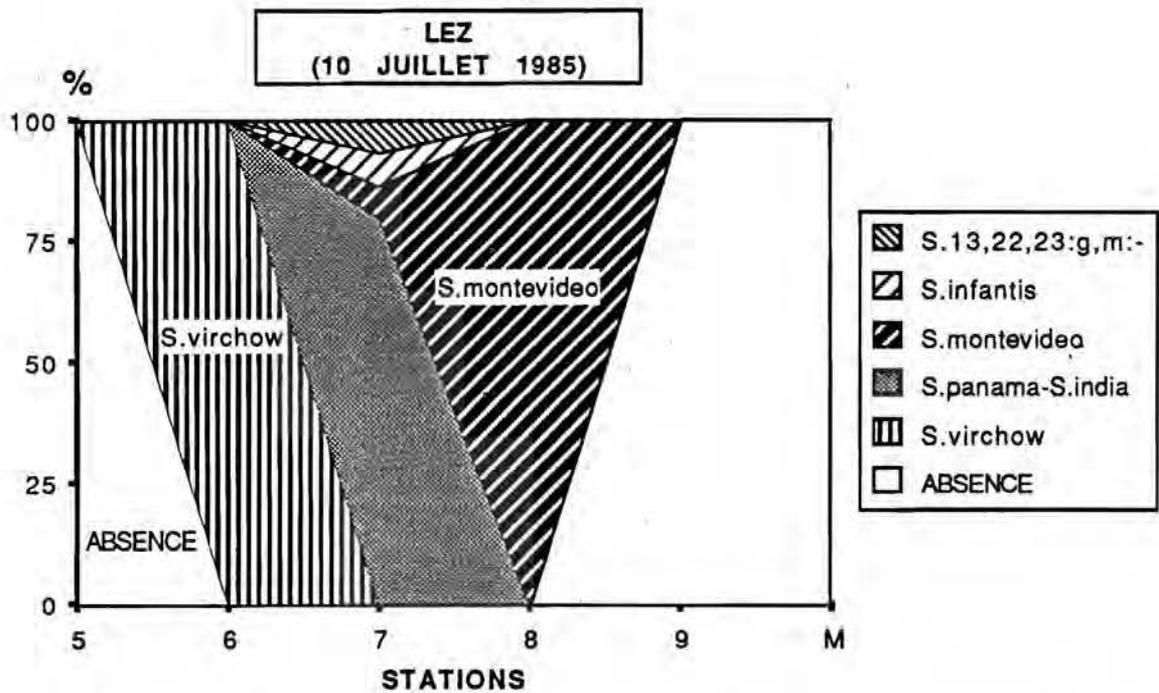


Figure 111 : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux du Lez au mois de juillet 1985.

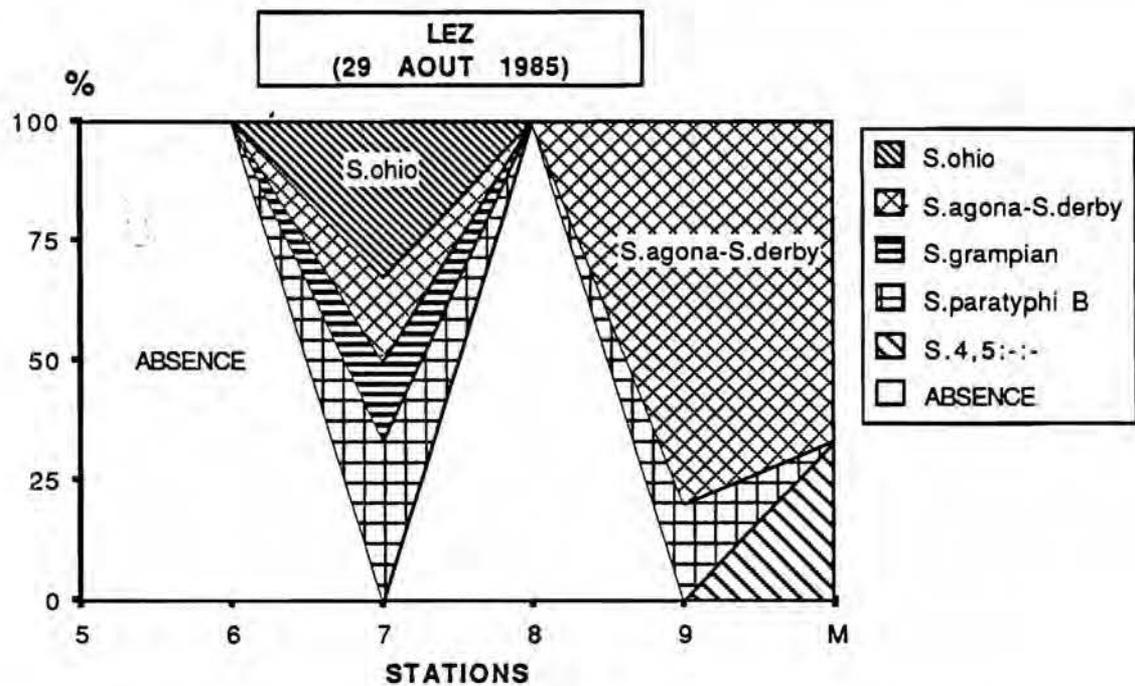


Figure 112 : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux du Lez au mois d'août 1985.

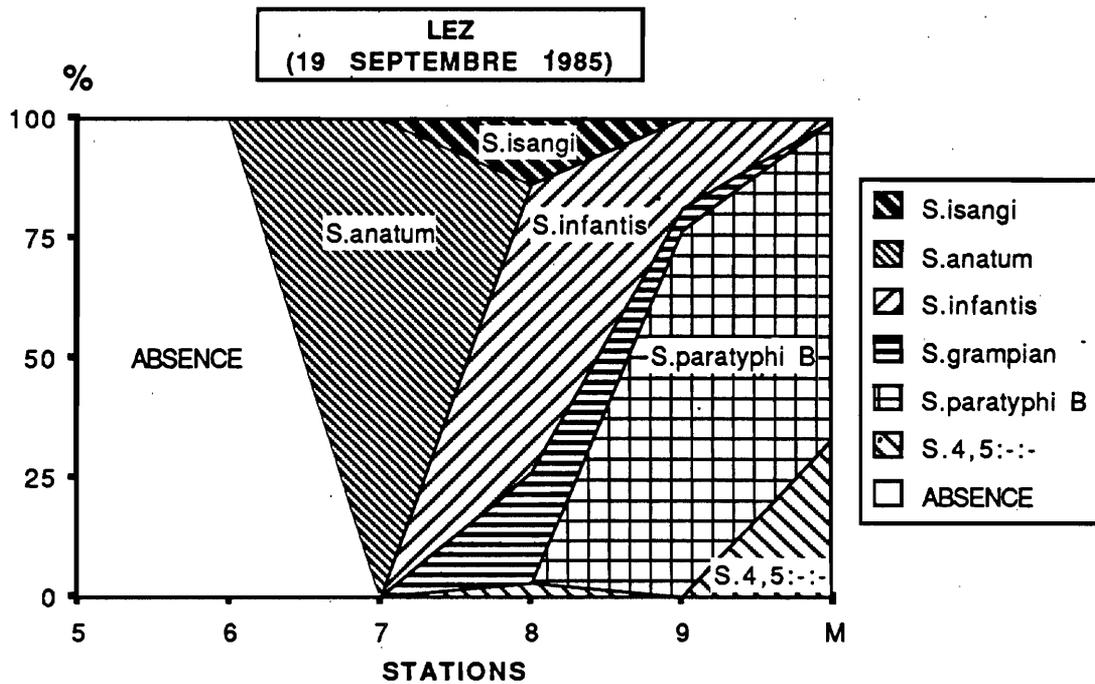


Figure 113 : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux du Lez au mois de septembre 1985.

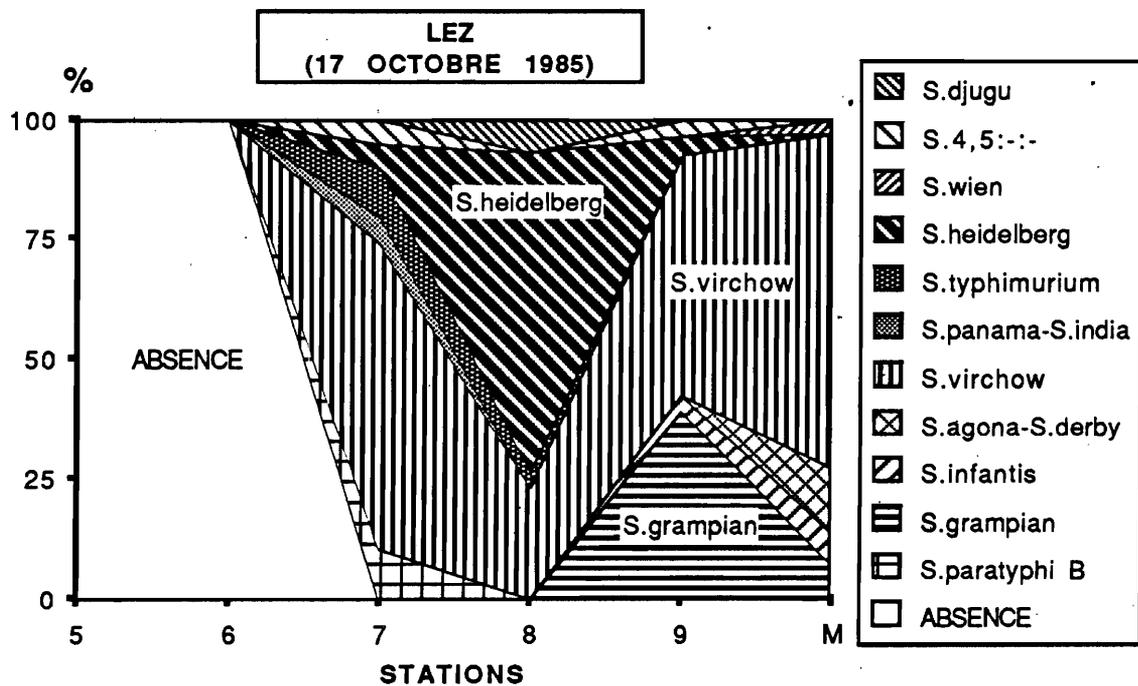


Figure 114 : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux du Lez au mois d'octobre 1985.

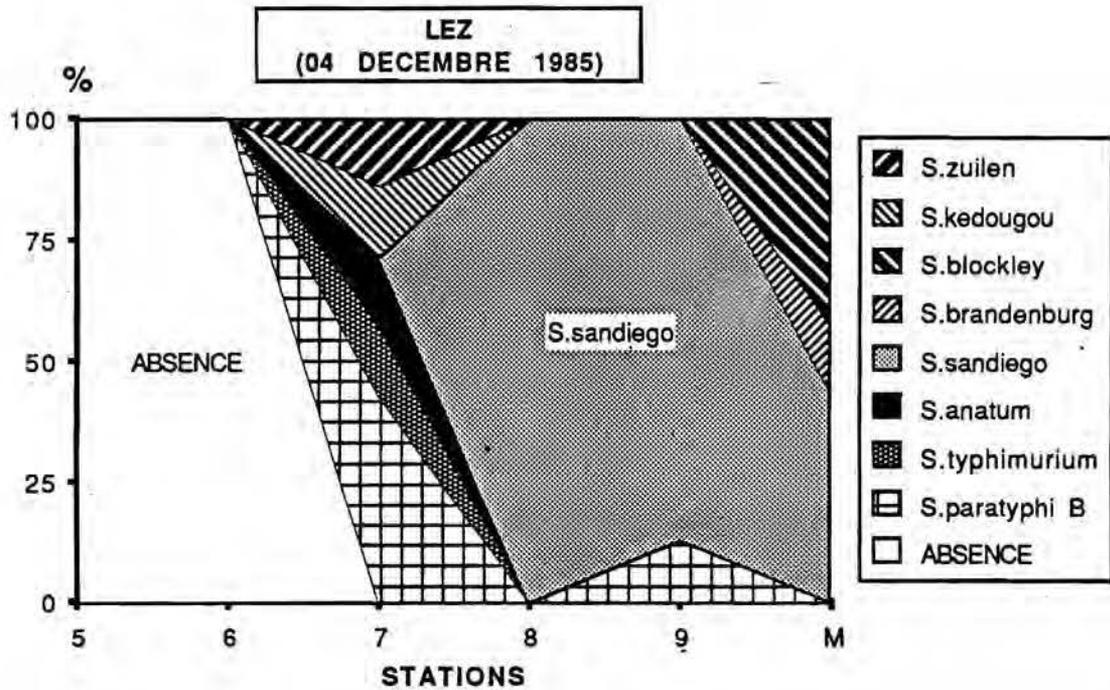


Figure 115 : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents sérotypes de Salmonella dans les eaux du Lez au mois de décembre 1985.

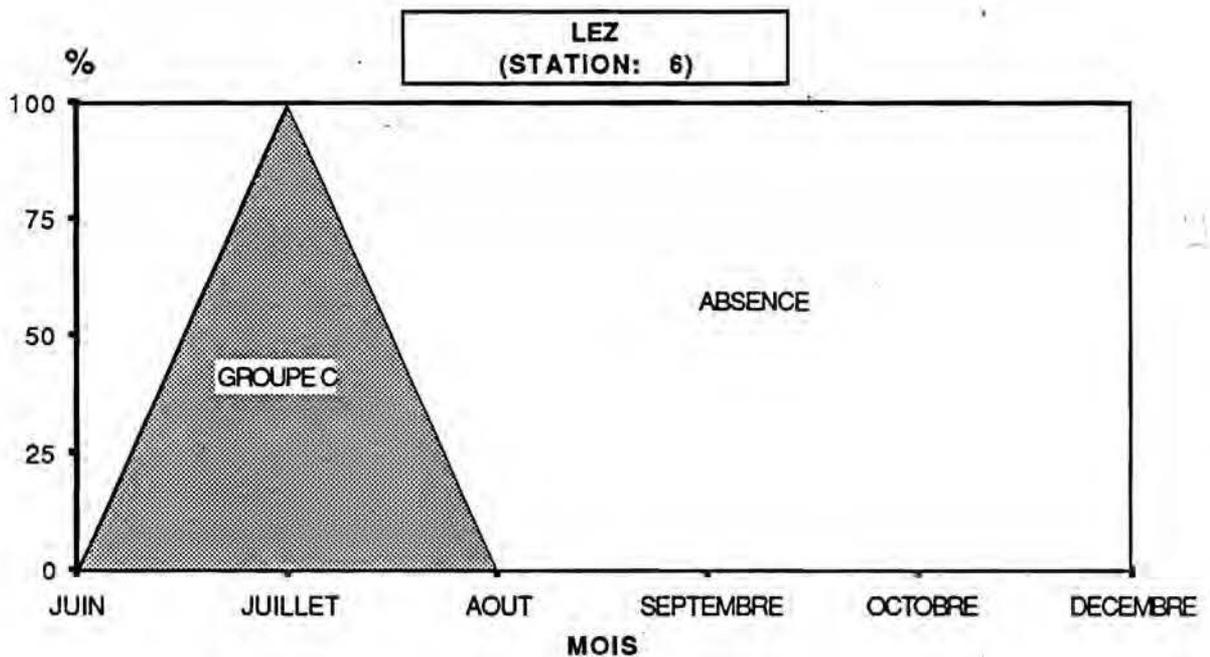


Figure 116 : Evolutions temporelles exprimées en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de Salmonella dans les eaux du Lez à la station 6.

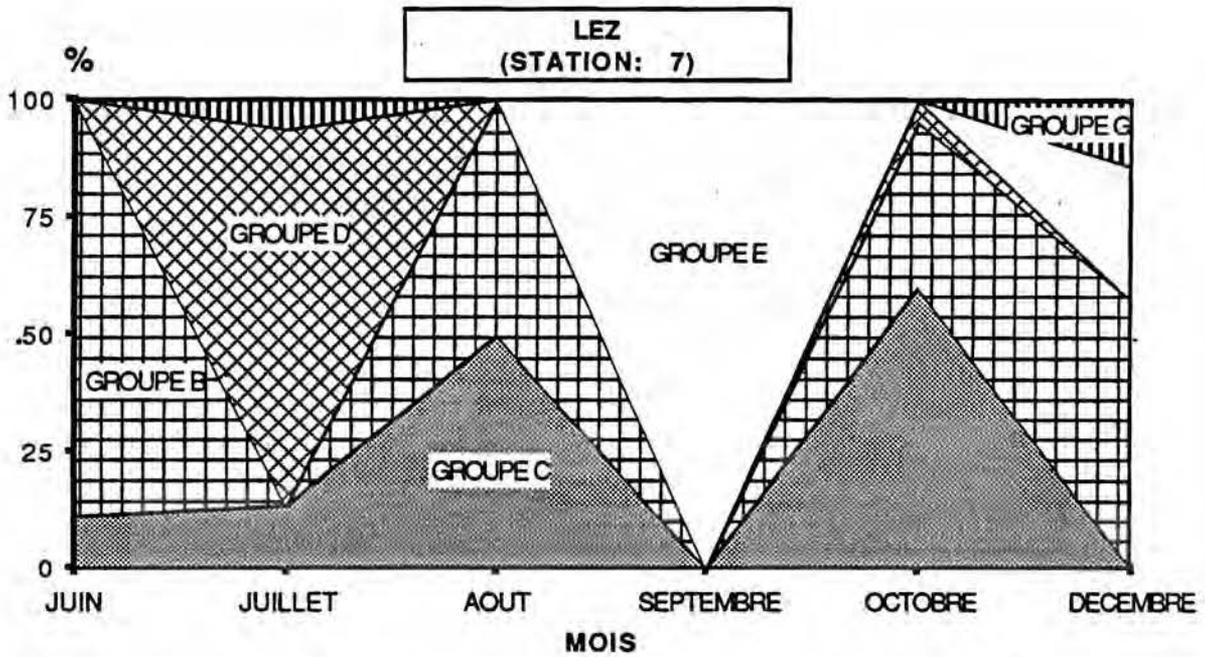


Figure 117 : Evolutions temporelles exprimées en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* dans les eaux du Lez à la station 7.

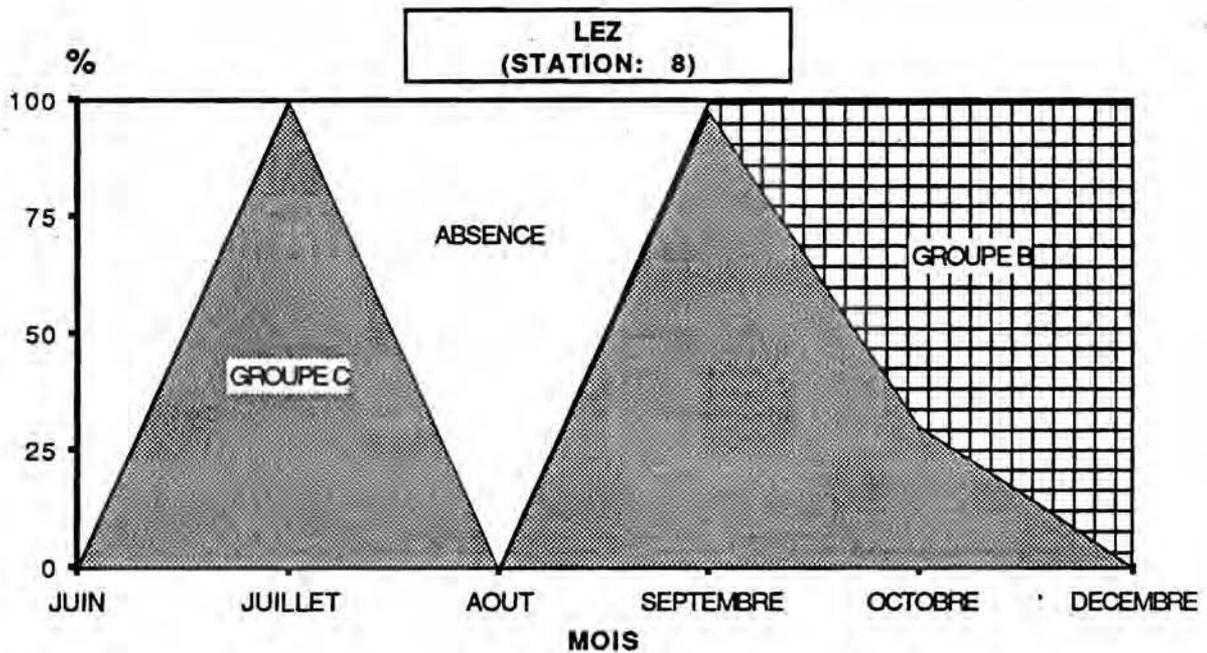


Figure 118 : Evolutions temporelles exprimées en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* dans les eaux du Lez à la station 8.

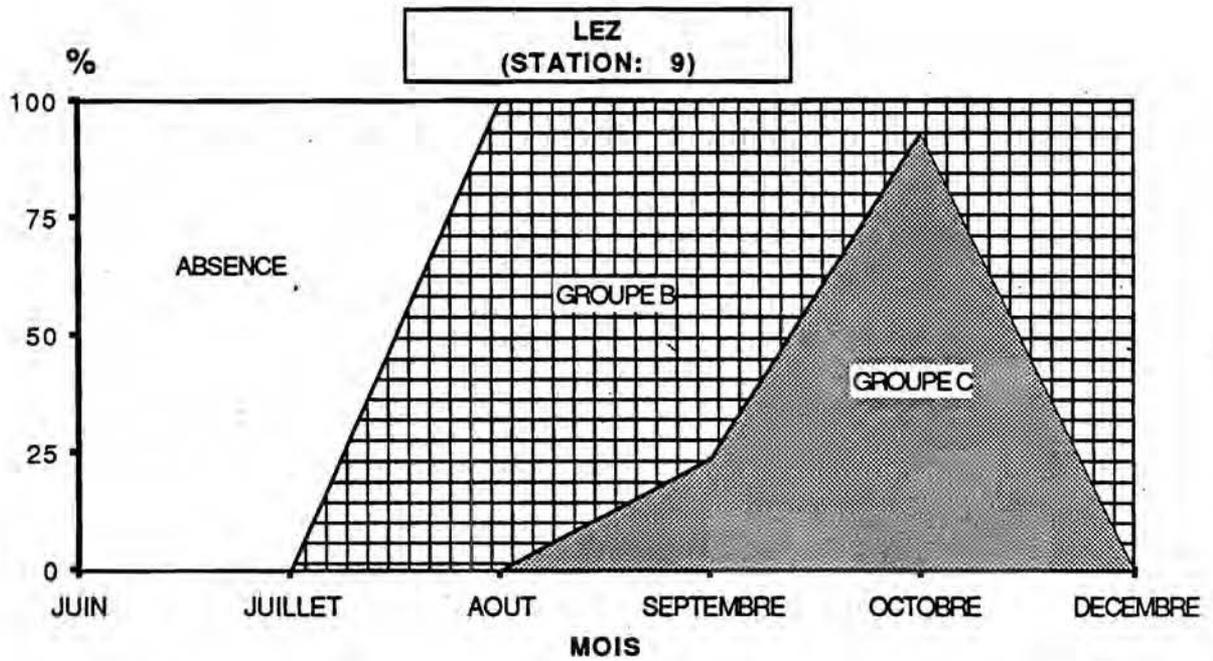


Figure 119 : Evolutions temporelles exprimées en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* dans les eaux du Lez à la station 9.

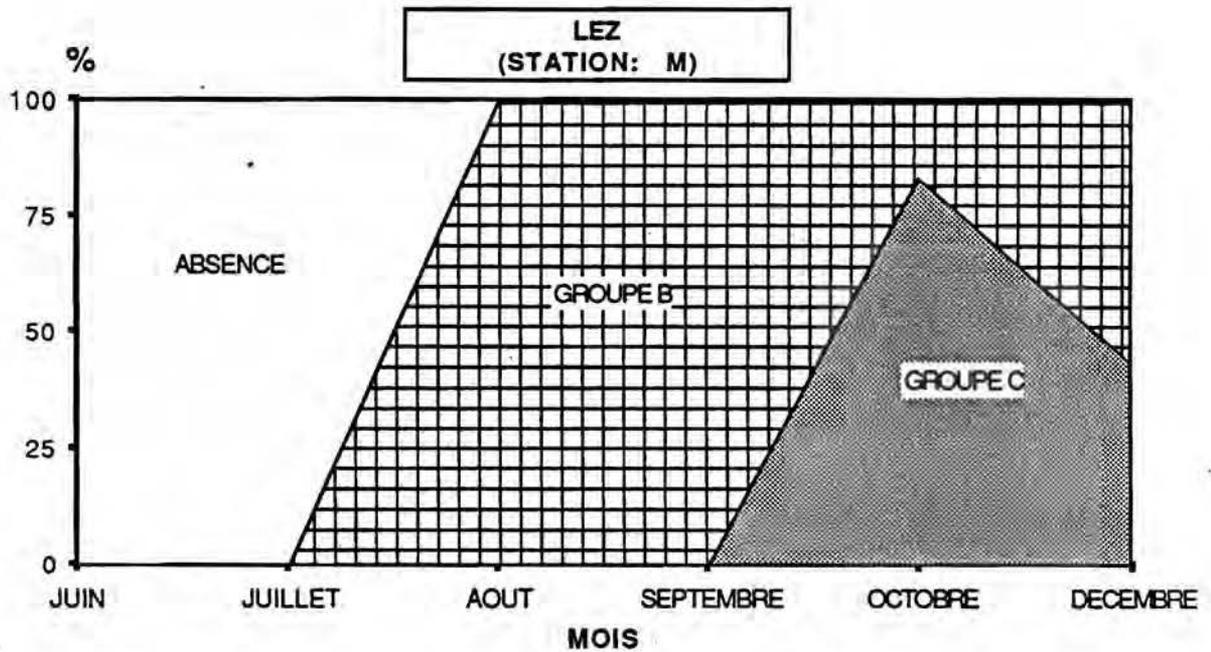


Figure 120 : Evolutions temporelles exprimées en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* dans les eaux du Lez à la station M.

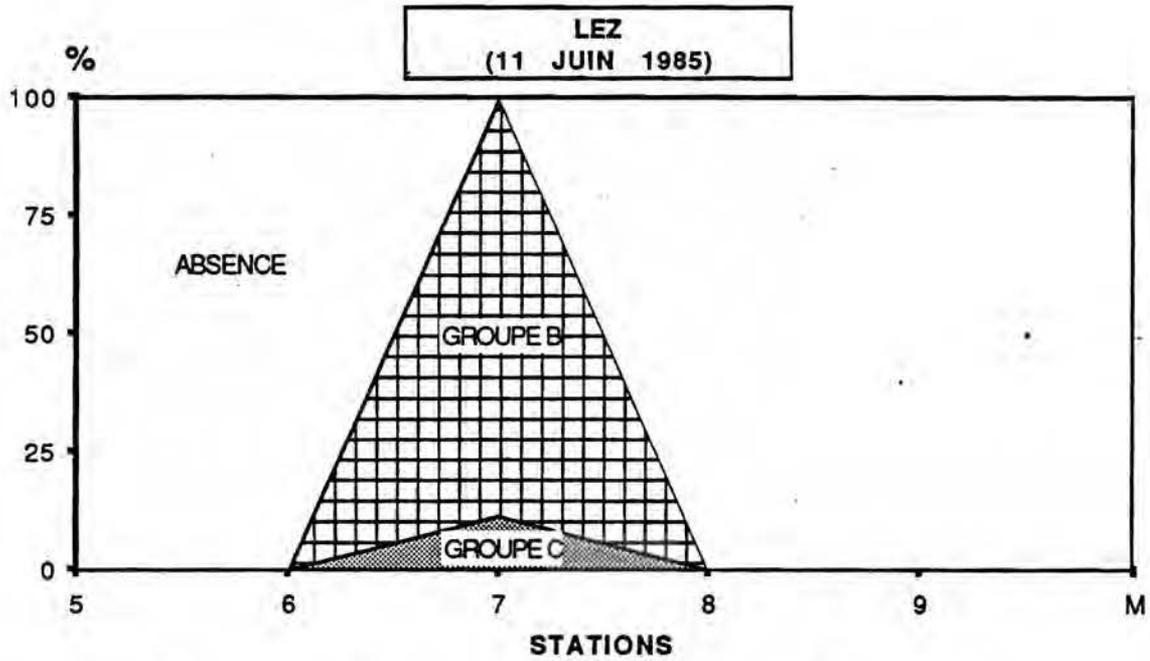


Figure 121 : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de Salmonella dans les eaux du Lez au mois de juin 1985.

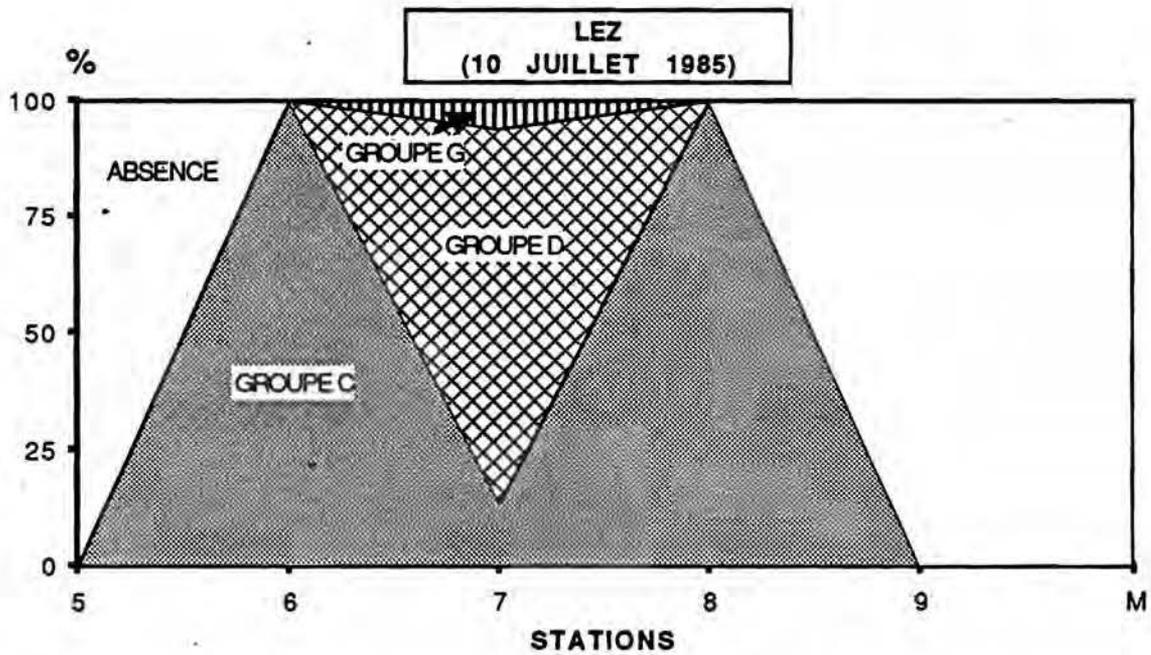


Figure 122 : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de Salmonella dans les eaux du Lez au mois de juillet 1985.

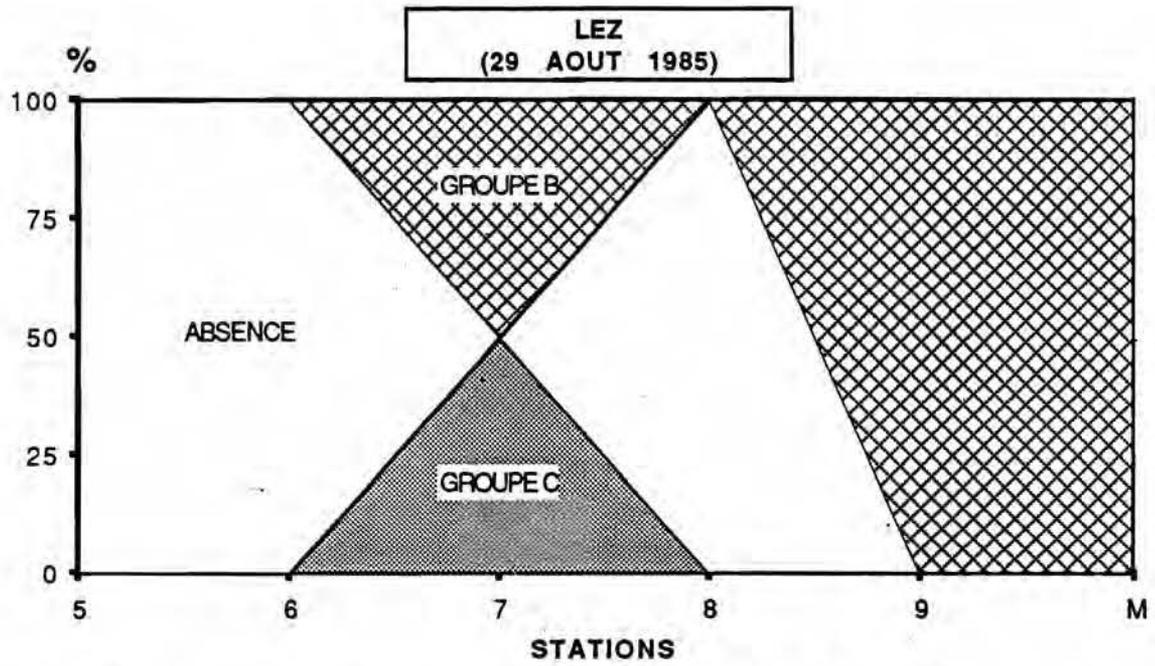


Figure 123 : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* dans les eaux du Lez au mois d'août 1985.

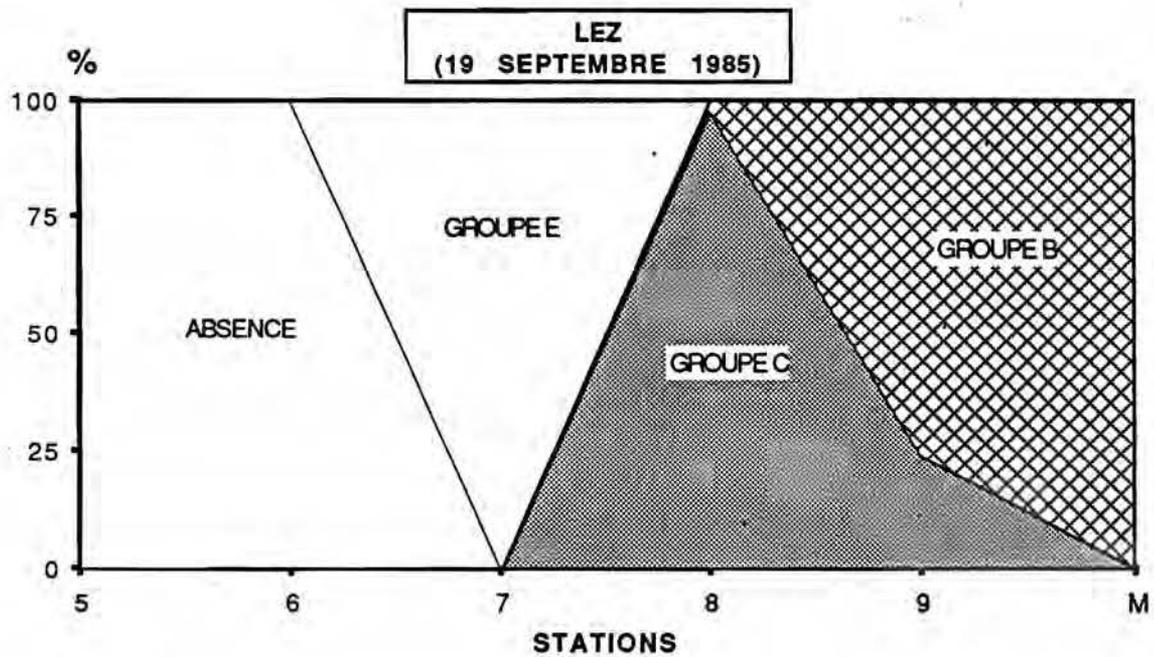


Figure 124 : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* dans les eaux du Lez au mois de septembre 1985.

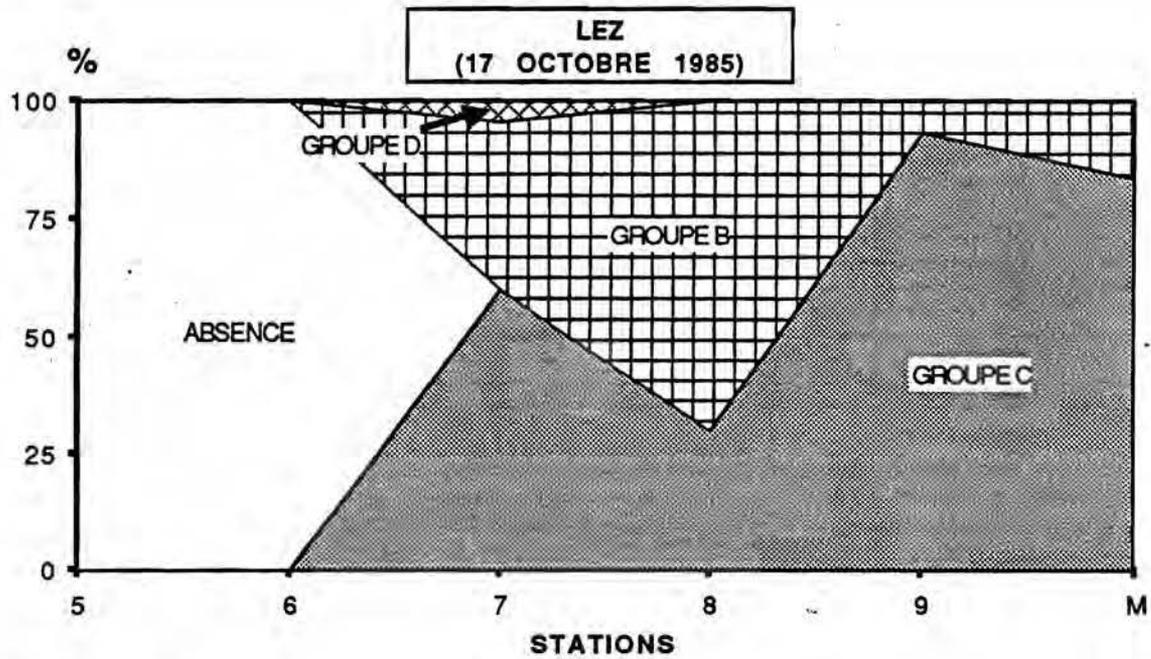


Figure 125 : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* dans les eaux du Lez au mois d'octobre 1985.

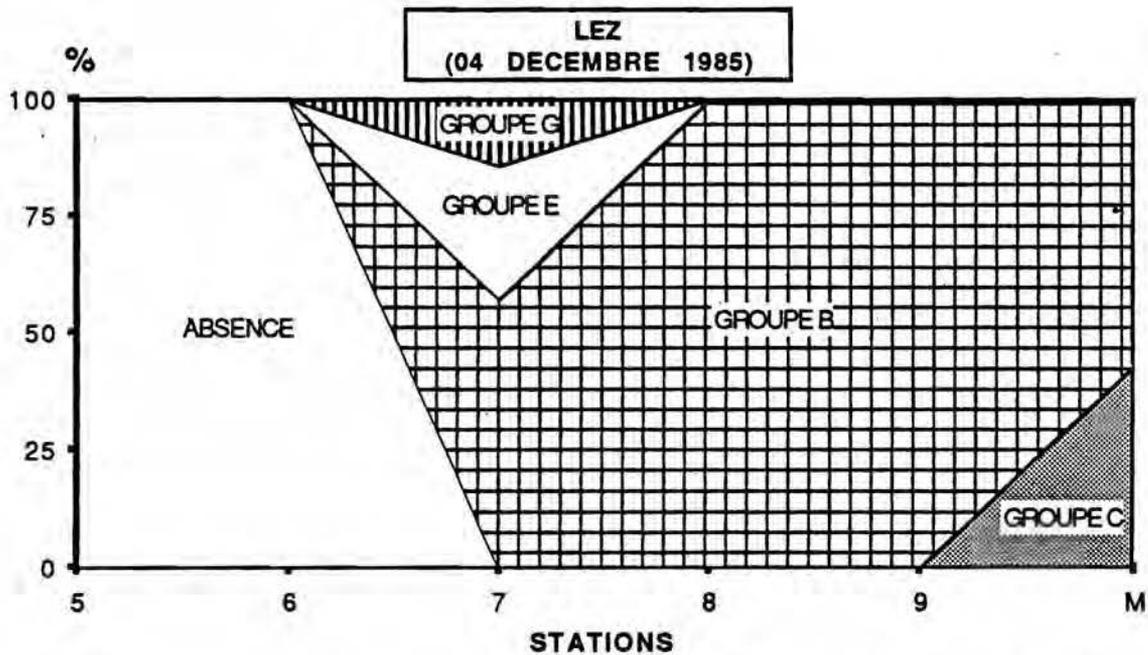


Figure 126 : Evolution spatiale exprimée en fréquence relative (%) des différents groupes antigéniques de *Salmonella* dans les eaux du Lez au mois de décembre 1985.

Tableau XXXVIII : Abondances des coliformes fécaux dans les eaux d'entrée et de sortie de la station d'épuration de la Céreirède.

STATION:	PARAMETRES:	ENTREE		SORTIE	
		m (C.F.)/100 ml	LOG10 m (C.F.)	m (C.F.)/100 ml	LOG10 m (C.F.)
DATES:					
	27.11.1984	-	-	-	-
	29.01.1985	11.330.000	7,05	1.033.000	6,01
	16.04.1985	7.000.000	6,84	1.850.000	6,27
	18.07.1985	19.500.000	7,29	226.700	5,35
	28.11.1985	24.000.000	7,38	3.650.000	6,56
	27.01.1986	22.000.000	7,34	7.933.000	6,9
	21.04.1986	14.660.000	7,17	2.667.000	6,43
	01.07.1986	21.800.000	7,34	3.085.000	6,49

Tableau XXXIX : Abattements des abondances des coliformes fécaux et des Salmonella et pourcentages d'épuration obtenus suivant la saison au niveau de la station d'épuration de la Céreirède. *: Abattements statistiquement significatifs.

STATION:	PARAMETRES:	COLIFORMES FECAUX		SALMONELLA	
		ABATT.ULOG10	% EPURATION	ABATT.ULOG10	% EPURATION
DATES:					
	27.11.1984	-	-	0,62*	76,20
	29.01.1985	1,04	90,9	0,44	63,3
	16.04.1985	0,58	73,6	1,71*	98,1
	18.07.1985	1,93	98,8	1,33*	95,3
	28.11.1985	0,82	84,8	0,95*	88,7
	27.01.1986	0,44	63,9	1,17*	93,2
	21.04.1986	0,74	81,8	0,46	65,4
	01.07.1986	0,85	85,8	0,89*	87,1

Tableau XXXX : Abondances des Salmonella à l'entrée de la station d'épuration de la Céreirède.

STATION:	PARAMETRES:	ENTREE			
		N.P.P. (SALM)/L	LOG10 (N.P.P.)	LIMITE SUPERIEURE	LIMITE INFERIEURE
DATES:					
	27.11.1984	84	1,92	156	48
	29.01.1985	36	1,56	80	16
	16.04.1985	680	2,83	1480	320
	18.07.1985	60	1,78	120	32
	28.11.1985	60	1,78	124	28
	27.01.1986	172	2,23	336	92
	21.04.1986	44	1,64	88	20
	01.07.1986	152	2,18	308	84

Tableau XXXXI : Abondances des Salmonella à la sortie de la station d'épuration de la Céreirède.

STATION:	PARAMETRES:	SORTIE			
		N.P.P. (SALM)/L	LOG10 (N.P.P.)	LIMITE SUPERIEURE	LIMITE INFERIEURE
DATES:					
	27.11.1984	20	1,30	38,8	11,2
	29.01.1985	13,2	1,12	27,2	7,2
	16.04.1985	13,2	1,12	27,2	7,2
	18.07.1985	2,8	0,45	6,4	1,2
	28.11.1985	6,8	0,83	14,8	3,2
	27.01.1986	11,6	1,06	24,0	6,0
	21.04.1986	15,2	1,18	30,8	8,4
	01.07.1986	19,6	1,29	37,6	10,8

Tableau XXXXIII : Valeurs des indices de structure (diversité de Shannon: H et régularité: R) des sérotypes de Salmonella isolés dans les eaux à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration de la Céreirède aux différentes saisons.

STATION: DATES:	PARAMETRES:	ENTREE		SORTIE	
		DIVERSITE (H)	REGULARITE (R)	DIVERSITE (H)	REGULARITE (R)
	27.11.1984	1,163	0,218	1,696	0,299
	29.01.1985	1,395	0,290	1,409	0,255
	16.04.1985	1,503	0,284	1,531	0,237
	18.07.1985	2,850	0,525	2,551	0,581
	28.11.1985	2,055	0,514	1,152	0,210
	27.01.1986	2,103	0,335	2,182	0,334
	21.04.1986	1,352	0,222	2,188	0,365
	01.07.1986	2,615	0,479	2,762	0,552

Tableaux XXXXII : Distribution spatio-temporelle des sérotypes de Salmonella et pourcentage de chaque sérotype en fonction du nombre total de souches isolées dans les eaux à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration de la Céréirède aux différentes saisons.

SEROTYPES: / STATIONS:	DATES: 27 NOVEMBRE 1984		29 JAVIER 1985		16 Avril 1985		18 JUILLET 1985		27 NOVEMBRE 1984		27 JAVIER 1986		21 Avril 1986		01 JUILLET 1986		NOMBRE DE SOUCHES	%
	ENTREE	SORTIE	ENTREE	SORTIE	ENTREE	SORTIE	ENTREE	SORTIE	ENTREE	SORTIE	ENTREE	SORTIE	ENTREE	SORTIE	ENTREE	SORTIE		
S.saba		1											2				3	0,38
S.agona-S.derby			3	22			11				10	28			1		75	9,44
S.anatum														2	1		3	0,38
S.blockley													1				1	0,12
S.brandenburg		9												2	1		12	1,51
S.bredeney						1								1			2	0,25
S.bovismorbificans									5			1					6	0,75
S.bukuru						1											1	0,12
S.canada							1										1	0,12
S.goldcoast	31	32	19				1										83	10,45
S.grampian							2	4									6	0,75
S.ibadan-S.mississippi			2														2	0,25
S.infantis	4			1		1	7	8						1	6		28	3,53
S.kedougou														3		8	11	1,38
S.larochelle							1										1	0,12
S.montevideo													1			3	4	0,50
S.ii nachshonim							1										1	0,12
S.panama-S.india					1			1	1	15	23	8	31	28	3	3	114	14,36
S.papuana					2	2											4	0,50
S.paratyphi B	1	1	4	20	14	58	4	1	6	28	14	31	33	18	17	10	260	32,74
S.poona-S.farmsen							11										11	1,38
S.salinatis													1	7			8	1,01
S.sandiego															1	1	2	0,25
S.typhimurium	3	5			21	11	1	1	2							1	45	5,67
S.virchow	1	2		3	1	14	3	3	2	2		3			5		39	4,91
S.4,5:-:-		1												4	7	3	60	7,56
S.4,5:d:-							1										1	0,12
S.6,8:g,m:-												2					2	0,25
S.3,10:-:-													2				2	0,25
S.3,10:g,m:-											4						4	0,50
S.13,22,23:g,m:-								2									2	0,25
TOTAL:	40	51	28	46	39	88	43	21	16	45	77	92	68	64	44	32	794	100,00

Tableaux XXXXIV : Distribution spatio-temporelle des groupes antigéniques de Salmonella et pourcentage de chaque groupe en fonction du nombre total de souches isolées dans les eaux d'entrée et de sortie de la station d'épuration de la Céreirède aux différentes saisons.

GROUPES: / STATIONS:	DATES: 27 NOVEMBRE 1984		29 JAVIER 1985		16 Avril 1985		18 JUILLET 1985	
	ENTREE	SORTIE	ENTREE	SORTIE	ENTREE	SORTIE	ENTREE	SORTIE
B	4	16	7	42	35	70	17	3
C	36	35	19	4	3	18	14	15
D					1			1
E								
G			2				12	2
TOTAL	40	51	28	46	39	88	43	21

Tableau XXXXIV (suite)

GROUPES: / STATIONS:	DATES: 28 NOVEMBRE 1985		27 JAVIER 1986		21 Avril 1986		01 JUILLET 1986		NOMBRE DE SOUCHES	%
	ENTREE	SORTIE	ENTREE	SORTIE	ENTREE	SORTIE	ENTREE	SORTIE		
B	8	28	50	78	34	29	28	17	466	58,70
C	7	2		6	1	4	11	3	178	22,40
D	1	15	23	8	31	28	3	3	114	14,30
E			4		2		2	1	9	1,10
G						3		8	27	3,40
TOTAL	16	45	77	92	68	64	44	32	794	100,00

Tableau XXXXV : Valeurs moyennes des abondances des coliformes fécaux et leur limite supérieure (L.SUP.) et inférieure (L.INF.) dans les eaux du Lez au niveau de la station 5.

STATION: 5					
DATES:	PARAMETRES:	m (C.F.)/100 ml	LOG10 m (C.F.)	L. SUP.	L. INF.
11.06.1985		5410	3,73	7588	3050
10.07.1985		175	2,24	290	55
29.08.1985		125	2,10	214	36
19.09.1985		156	2,19	260	48
17.10.1985		255	2,41	420	91
04.12.1985		169	2,23	284	54

Tableau XXXXVI : Valeurs moyennes des abondances des coliformes fécaux et leur limite supérieure (L.SUP.) et inférieure (L.INF.) dans les eaux du Lez au niveau de la station 6.

STATION: 6					
DATES:	PARAMETRES:	m (C.F.)/100 ml	LOG10 m (C.F.)	L. SUP.	L. INF.
11.06.1985		1350	3,13	2027	649
10.07.1985		19.650	4,29	26.188	12.379
29.08.1985		262	2,42	429	93
19.09.1985		96	1,98	165	25
17.10.1985		414	2,62	664	164
04.12.1985		245	2,39	402	86

Tableau XXXXVII : Valeurs moyennes des abondances des coliformes fécaux et leur limite supérieure (L.SUP.) et inférieure (L.INF.) dans les eaux du Lez au niveau de la station 7.

STATION: 7					
DATES:	PARAMETRES:	m (C.F.)/100 ml	LOG10 m (C.F.)	L. SUP.	L. INF.
11.06.1985		2.395.000	6,38	2.799.008	1.920.179
10.07.1985		2.125.000	6,33	2.501.115	1.705.409
29.08.1985		52.500	4,72	68.072	35.617
19.09.1985		41.000	4,61	53.296	27.214
17.10.1985		39.370	4,60	52.125	26.556
04.12.1985		626.300	5,80	760.345	482.791

Tableau XXXXVIII : Valeurs moyennes des abondances des coliformes fécaux et leur limite supérieure (L.SUP.) et inférieure (L.INF.) dans les eaux du Lez au niveau de la station 8.

STATION: 8				
PARAMETRES:	m (C.F.)/100 ml	LOG10 m (C.F.)	L. SUP.	L. INF.
DATES:				
11.06.1985	41.300	4,62	54.495	27.889
10.07.1985	11.000	4,04	15.052	6.650
29.08.1985	14.750	4,17	20.072	9.193
19.09.1985	4.050	3,61	5.824	2.248
17.10.1985	12.870	4,11	17.575	7.918
04.12.1985	44.000	4,64	56.973	29.289

Tableau XXXXIX : Valeurs moyennes des abondances des coliformes fécaux et leur limite supérieure (L.SUP.) et inférieure (L.INF.) dans les eaux du Lez au niveau de la station 9.

STATION: 9				
PARAMETRES:	m (C.F.)/100 ml	LOG10 m (C.F.)	L. SUP.	L. INF.
DATES:				
11.06.1985	33.800	4,53	44.614	22.366
10.07.1985	4.500	3,65	6.360	2.489
29.08.1985	15.000	4,18	20.522	9.424
19.09.1985	4.475	3,65	6.360	2.489
17.10.1985	35.600	4,55	46.642	23.491
04.12.1985	37.800	4,58	49.858	25.295

Tableau XXXXX : Valeurs moyennes des abondances des coliformes fécaux et leur limite supérieure (L.SUP.) et inférieure (L.INF.) dans les eaux du Lez au niveau de la station M.

STATION: M				
PARAMETRES:	m (C.F.)/100 ml	LOG10 m (C.F.)	L. SUP.	L. INF.
DATES:				
11.06.1985	2.489	3,40	3.668	1.312
10.07.1985	550	2,74	863	228
29.08.1985	4.677	3,67	6.647	2.619
19.09.1985	3.812	3,58	5.451	2.083
17.10.1985	28.600	4,46	38.189	18.830
04.12.1985	28.000	4,45	37.351	18.372

Tableau XXXXXI : Valeurs minimales et maximales des abondances de Salmonella dans les eaux du Lez aux différentes stations et aux différentes campagnes. Abs.: absence

DATES:	11 JUIN 1985	10 JUILLET 1985	29 AOUT 1985	19 SEPTEMBRE 1985	17 OCTOBRE 1985	04 DECEMBRE 1985
STATIONS:						
5	Abs/2L.	Abs/2L.	Abs/2L.	Abs/2L.	Abs/2L.	Abs/10L.
6	Abs/2L.	0,5 - 4,5 SALM./L.	Abs/2L.	Abs/2L.	Abs/2L.	Abs/10L.
7	1 - 9 S/L.	10 - 90 S/L.	10 - 90 S/L.	1 - 9 S/L.	1 - 9 S/L.	1 - 9 S/L.
8	Abs/2L.	0,5 - 4,5 S/L.	Abs/2L.	5 - 45 S/L.	5 - 45 S/L.	0,66 - 6 S/L.
M	Abs/2L.	Abs/2L.	1 - 9 S/L.	0,1 - 0,9 S/L.	1 - 9 S/L.	1 - 9 S/L.
9	Abs/2L.	Abs/10L.	0,1 - 0,9 S/L.	0,1 - 0,9 S/L.	1 - 9 S/L.	10 - 90 S/L.

Tableau XXXXXII : Distribution spatio-temporelle des sérotypes de Salmonella et pourcentage de chaque sérotype en fonction du nombre total de souches isolées aux différentes stations implantées sur le cours du Lez et aux différentes périodes.

DATES:	11 JUIN 1985			10 JUILLET 1985				29 AOUT 1985			19 SEPTEMBRE 1985				17 OCTOBRE 1985				04 DECEMBRE 1985				NOMBRE DE SOUCHES:	%	
SEROTYPES: / STATIONS:	7	6	7	8	7	M	9	7	8	M	9	7	8	M	9	7	8	M	9	7	8	M			9
S.agona-S.derby					1	2	4							4										11	4,6
S.anatum								1								1								2	0,8
S.blockley																						3		3	1,3
S.brandenburg																						1		1	0,4
S.canada												1												1	0,4
S.djugu													2											2	0,8
S.grampian					1				8		1				2	11								23	9,7
S.heidelberg												1	20		1									22	9,3
S.infantis			1						21		4			2	1									29	12,2
S.isangi									5															5	2,1
S.kedougou																				1				1	0,4
S.montevideo			1	4																				5	2,1
S.ohio					2																			2	0,8
S.panama-S.india				12									1											13	5,5
S.paratyphi B					2		1			2	16	2								3			1	27	11,4
S.sandiego																					4	3	7	14	5,9
S.typhimurium												2	1			1								4	1,7
S.virchow	1	1										12	7	21	14									56	23,6
S.wien														1										1	0,4
S.zuilen																1								1	0,4
S.13,22,23:g,m:-			1																					1	0,4
S.4,5:-:-	8					1		1	1			1			1									13	5,5
TOTAL:	9		20		14			60				108				26								237	100,0

Tableau XXXXXIII : Distribution spatio-temporelle des groupes antigéniques de Salmonella et pourcentage de chaque groupe en fonction du nombre total de souches isolées aux différentes stations implantées sur le cours du Lez et aux différentes périodes.

DATES:	11 JUIN 1985			10 JUILLET 1985				29 AOUT 1985			19 SEPTEMBRE 1985				17 OCTOBRE 1985				04 DECEMBRE 1985				NOMBRE DE SOUCHES:	%	
GROUPES: / STATIONS:	7	6	7	8	7	M	9	7	8	M	9	7	8	M	9	7	8	M	9	7	8	M			9
B	8				3	3	5		1	3	16	7	21	5	2	4	4	4	8					94	39,7
C	1	1	2	4	3				34		5	12	9	25	26				3					125	52,7
D			12									1												13	5,5
E								1								2								3	1,3
G			1													1								2	0,8
TOTAL:	9		20		14			60				108				26								237	100,0

ANNEXE : 3

Tableau XXXXXVI : Abondances des Salmonella dans les eaux d'entrée de la station d'épuration de Sainte Marguerite à forte et faible charge polluante entrante.

STATION:	ENTREE			
DATES: / PARAMETRES:	N.P.P.(SALM)/L	LOG10 (N.P.P.)+1	L. SUP.	L.INF.
07 JUILLET 1986	300	2,48	1300	100
08 JUILLET 1986	30	1,48	120	10

Tableau XXXXXVII : Abondances des Salmonella dans les eaux de sortie de la station d'épuration de Sainte Marguerite à forte et faible charge polluante entrante.

STATION:	SORTIE			
DATES: / PARAMETRES:	N.P.P.(SALM)/L	LOG10 (N.P.P.)+1	L. SUP.	L.INF.
07 JUILLET 1986	160	2,20	530	60
08 JUILLET 1986	24	1,38	95	10

Tableau XXXXIV : Valeurs moyennes des abondances des coliformes fécaux dans les eaux à d'entrée et de sortie de la station d'épuration de Sainte Marguerite à forte et faible charge polluante entrante.

STATION:	ENTREE		SORTIE	
DATES: / PARAMETRES:	m (C.F.)/100 ml	LOG10 m (C.F.)	m (C.F.)/100 ml	LOG10 m (C.F.)
07 JUILLET 1986	25.100.000	7,40	10.200.000	7,01
08 JUILLET 1986	12.600.000	7,10	7.580.000	6,88

Tableau XXXXV : Abattements des abondances des coliformes fécaux et Salmonella et pourcentages d'épuration obtenus suivant la charge polluante entrante.

DATES: / PARAMETRES:	COLIFORMES FECAUX		SALMONELLA	
	ABATT.ULOG10	% EPURATION	ABATT.ULOG10	% EPURATION
07 JUILLET 1986	0,39	59,26	0,27	46,67
08 JUILLET 1986	0,22	39,70	0,10	20,00

Tableau XXXXVIII : Valeurs des indices de structure (diversité de Shannon: H et régularité: R) des sérotypes de Salmonella isolés dans les eaux d'entrée et de sortie de la station d'épuration de Sainte Marguerite.

STATION:	ENTREE		SORTIE	
DATES: / PARAMETRES:	DIVERSITE (H)	REGULARITE (R)	DIVERSITE (H)	REGULARITE (R)
07 JUILLET 1986	1,69	0,34	2,41	0,42
08 JUILLET 1986	1,93	0,43	2,91	0,50

Tableau XXXXXIX : Distribution spatio-temporelle des sérotypes de Salmonella et pourcentages de chaque sérotype en fonction du nombre total de souches isolées dans les eaux à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration de Sainte Marguerite à forte et faible charge polluante entrante.

DATES:	07 JUILLET 1986		08 JUILLET 1986		NOMBRE DE SOUCHES:	%
	ENTREE	SORTIE	ENTREE	SORTIE		
S.agona-S.derby	1	9		12	22	13,58
S.bovismorbificans		5	2	9	16	9,88
S.bredeney	1				1	0,62
S.enteritidis		1			1	0,62
S.goldcoast		3			3	1,85
S.infantis	1	1	1	3	6	3,70
S.kedougou			1		1	0,62
S.london				1	1	0,62
S.montevideo	1	1			2	1,23
S.panama-S.india		2		5	7	4,32
S.paratyphi B	19	27	6	4	56	34,57
S.typhimurium	1	2	1	8	12	7,41
S.virchow	6	4	11	10	31	19,13
S.6,8:g,m:-				3	3	1,85
TOTAL:	30	55	22	55	162	100,00

Tableau XXXXXX : Distribution spatio-temporelle des groupes antigéniques de Salmonella et pourcentages de chaque groupe en fonction du nombre total de souches isolées dans les eaux à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration de Sainte Marguerite à forte et faible charge polluante entrante.

DATES:	07 JUILLET 1986		08 JUILLET 1986		NOMBRE DE SOUCHES:	%
	ENTREE	SORTIE	ENTREE	SORTIE		
GROUPES: / STATIONS:						
B	22	38	7	24	91	56,17
C	8	14	14	25	61	37,65
D		3		5	8	4,94
E				1	1	0,62
G			1		1	0,62
TOTAL:	30	55	22	55	162	100,00

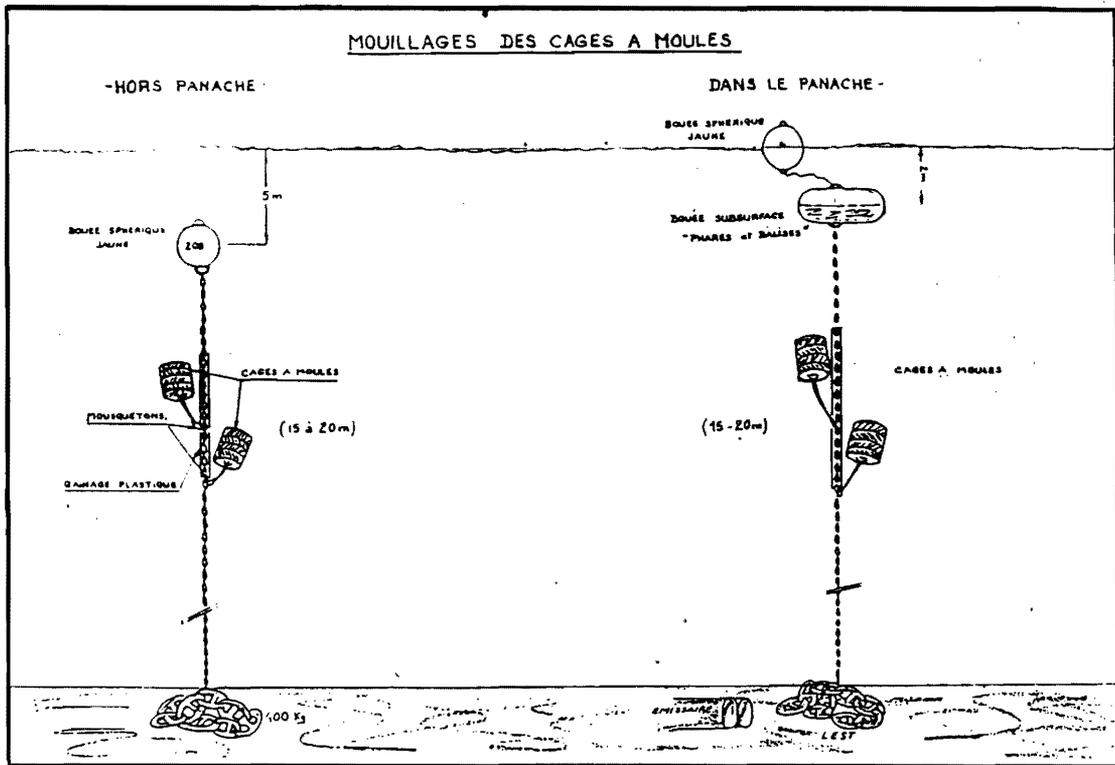


Figure 142 : Emplacement des cages à moules au niveau de l'émissaire de Sainte Marguerite (panache et hors-panache).

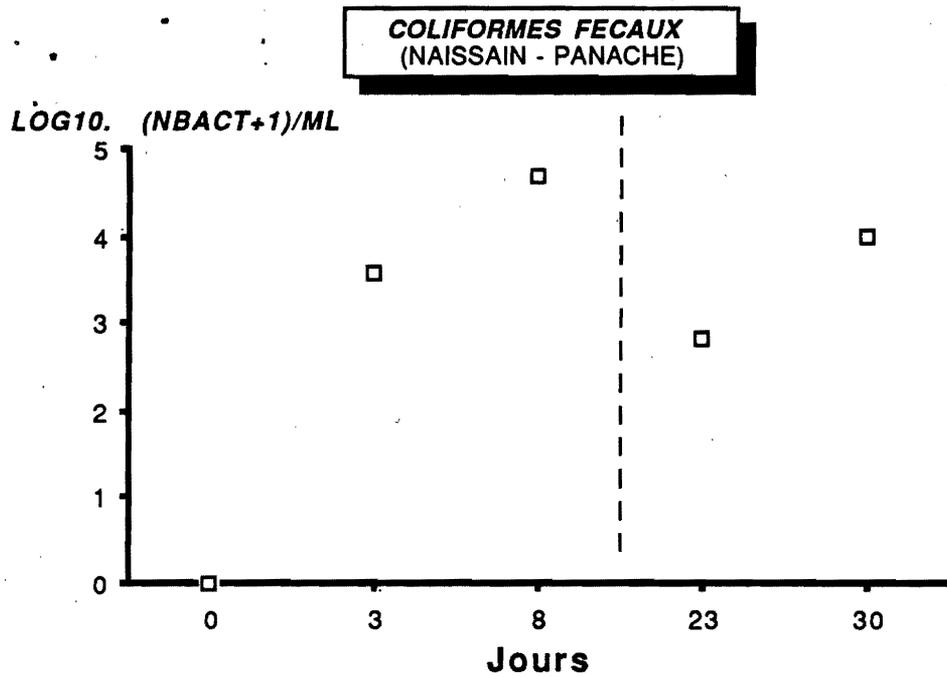


Figure 143 : Evolutions temporelles des abondances des coliformes fécaux fixés par le naissain à l'émissaire de Sainte Marguerite dans le panache.

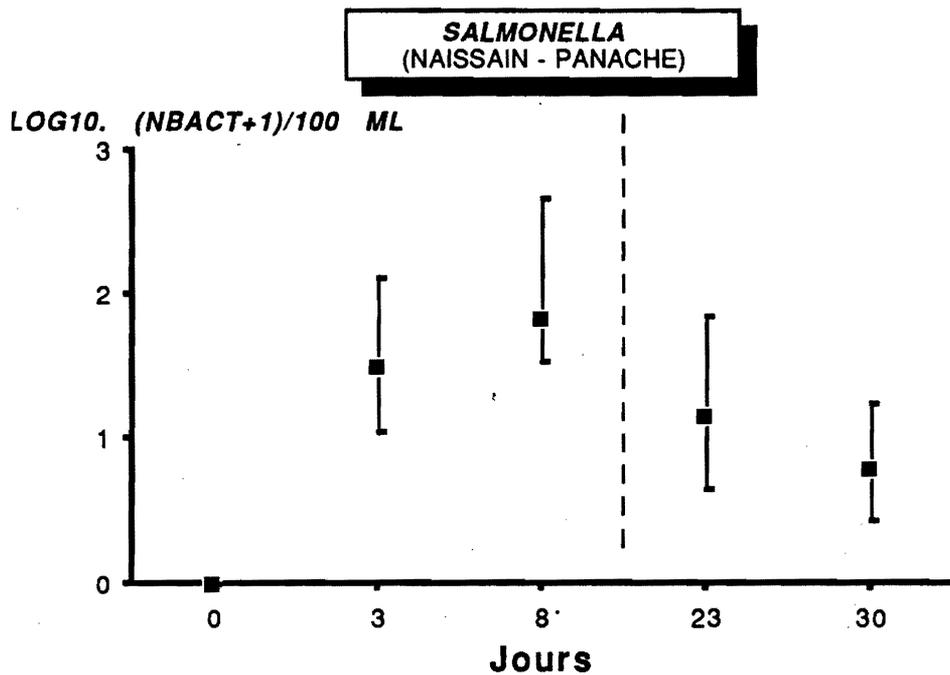


Figure 144 : Evolutions temporelles des abondances des Salmonella fixées par le naissain à l'émissaire de Sainte Marguerite dans le panache.

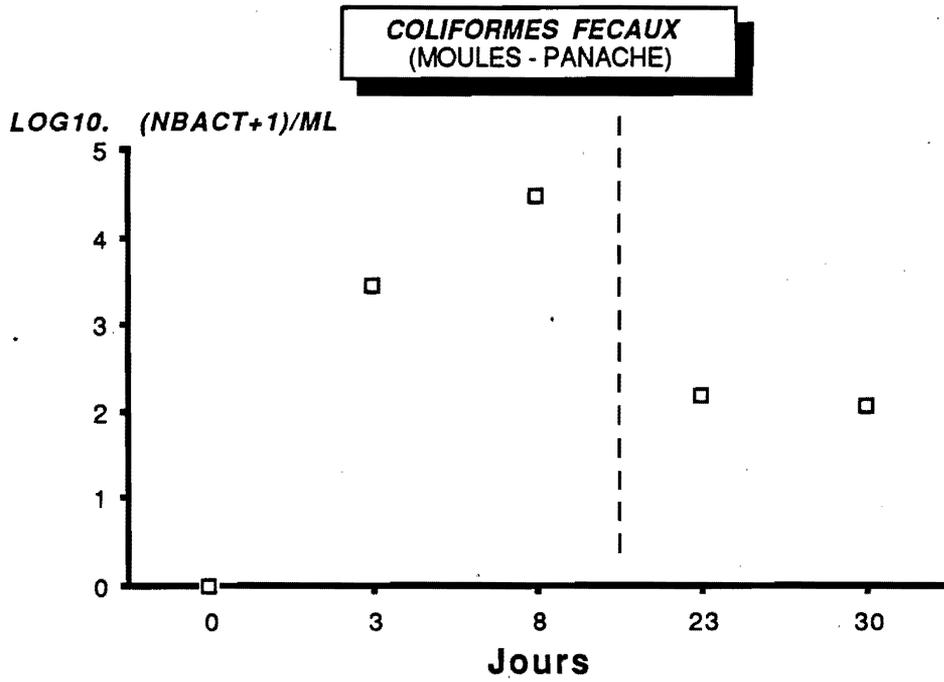


Figure 145 : Evolutions temporelles des abondances des coliformes fécaux par les moules à l'émissaire de Sainte Marguerite dans le panache.

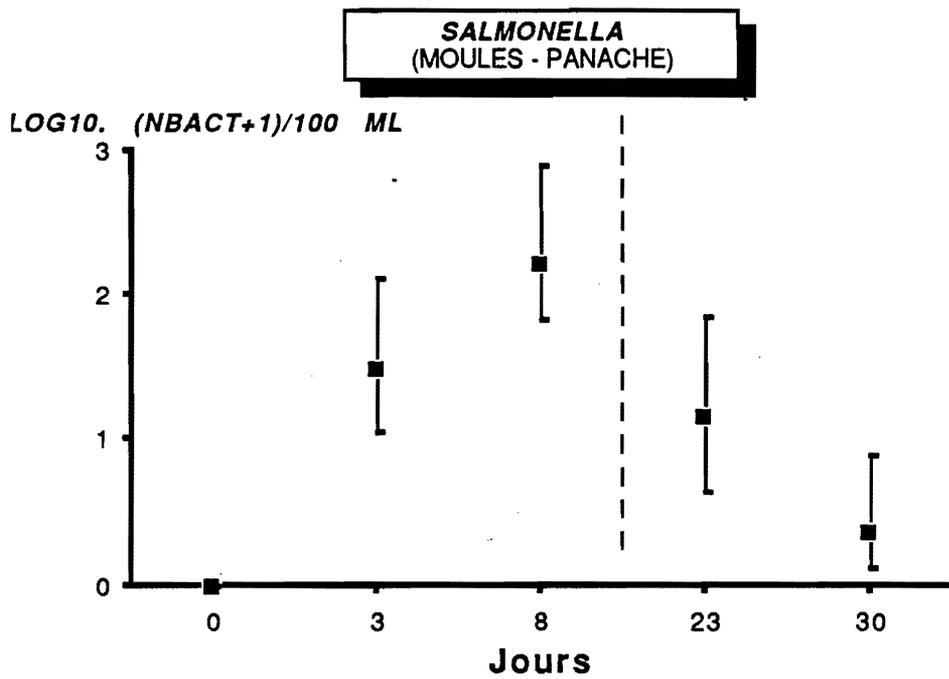


Figure 146 : Evolutions temporelles des abondances des Salmonella fixées par les moules à l'émissaire de Sainte Marguerite dans le panache.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- A -

- AHMED K.Y. 1975. Survival of bacteria in turbid and polluted waters. *M.S. Thesis, New Mexico State Univ.*, 39p.
- ALCAIDE E., MARTINEZ J.P., MARTINEZ-GERMES P. and GARAY, E. 1982. Improved Salmonella recovery from moderate to highly polluted waters. *J. of Appl. Bacteriology*, 53, 143-146.
- ALCAIDE E., MARTINEZ J.P. and GARAY, E. 1984. Comparative study on Salmonella isolation from sewage-contaminated natural waters. *J. Appl. Bacteriol.*, 56, 365-371.
- ALEXANDRE D. 1975a. Etude de la survie des micro-organismes dans les eaux résiduaires au cours de l'épuration par traitement physico-chimique. *Tech. Eau et Assainissement*, 345, 31-38.
- ALEXANDRE D. 1975b. L'épuration des eaux résiduaires par traitement physico-chimique alcalin. *T.S.M. L'Eau*, 6, 239-247.
- ALIBOU J. 1984. Mise au point d'une technique de recherche et de dénombrement des Salmonella dans les eaux fortement polluées. *D.E.A., U.S.T.L., Montpellier*, 45p.
- ANDRAUD F. 1969. Etude de l'inactivation par la chaux de populations bactériennes caractéristiques d'une eau polluée. *Rapport Ecole Nationale Santé publique, Rennes*, 25p.
- ANDROSOVA S.V. *et al.* 1982. Ecological tolerance of Salmonellae isolated from the water of surface reservoirs. *Zh. Microbiol. Epidemiol. Immunol.*, 6, 33-41.
- AUBERT J. & JOIRIS C. 1971. Action antibiotique de quelques espèces phytoplanctoniques marines vis-à-vis de différentes Salmonelles. *Rev. Intern. Océanogr. Méd.*, Tomes XXII-XXIII, 143-149.

- B -

- BAGDASARYAN G.A. *et al.* 1980. Vital activity and interaction of microorganisms in waters polluted by domestic and industrial wastes. *Gig. Sanit.*, 7, 59-68.
- BAINS B.S. & Mc KENZIE M.A. 1974. Transmission of Salmonella through in integrated poultry organisation. *Poultry Sci.*, 53, 1114-1118.
- BAJOLLE F. 1970. Aspect épidémiologique des Salmonelloses enregistrées dans la région de Reims au cours de l'année 1969. *Ann. Méd. Pharm. de Reims*, XII, 7, 385-398.
- BALEUX B. & TROUSSELLIER M. 1983. Evolution des bactéries témoins de contamination fécale et de Pseudomonas aeruginosa et Aeromonas hydrophila dans un ouvrage d'épuration des eaux usées par lagunage (Mèze). *T.S.M.- L'Eau*, 361-370.
- BALEUX B., TROUSSELLIER M. et SABATIER, R. 1984. Lagunage de MEZE. Evolution de la pollution et optimisation du suivi du fonctionnement. *Agence de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, Editeur*, 145p.
- BAUER H. 1973. Growing problem of Salmonellosis in modern society. *Medicine*, 52, 323-330.

- BAYLET R. *et al.* 1976. Systèmes d'épuration biologique et Salmonella. *T.S.M. L'Eau*, 339-342.
- BAYLET R. *et al.* 1977. Salmonelloses humaines et Salmonella isolées des eaux dans le département de l'Hérault durant une période de 12 mois. *Méd. et Mal. Infect.*, 7, 3, 153-157.
- BEBIN J. 1975. Floculation des eaux résiduaires urbaines: mythes et réalités. *T.S.M. L'Eau*, 2, 49-65.
- BELAKOVSKI M.S. 1976. Selection of strains in investigations for hygienic standardization of the bacterial composition of drinking water. *Gig. Sanit.*, 12, 72-84.
- BENDER T.R. *et al.* 1972. Salmonellosis associated with whalemeat in an eskimo community. *Amer. J. Epidem.*, 96, 153-160.
- BERG R.W. and ANDERSON A.W. 1972. Salmonellae and Edwardsiella tarda in gull feces : a source of contamination in fish processing plants. *Appl. Microbiol.* 24, 501-503.
- BICKNELL S.R. 1972. Salmonella aberdeen infection in cattle associated with humain sewage. *J. Hyg. Camb.*, 70, 121-126.
- BIESOLD I. & BEHREND L. 1964. Salmonellae in waste-water from biological purification plants studies with the Moore swab. *Ztschr. Ges. Hyg.* 10, 8, 523-531.
- BONARD E.C. 1974. Epidémiologie des Salmonelloses. *Rev.méd. Suisse romande*, 94, 271-288.
- BONDE G.J. 1981. Salmonella and other pathogenic bacteria. *Sci. Total Environ.*, 18, 1-10.
- BOOTHROYD M. & BAIRD-PARKER A.C. 1973. The use of enrichment serology for Salmonella detection in human foods and animal feeds. *J. Appl. Bacteriol.*, 36, 155-172.
- BORING J.R., MARTIN W.T. and ELLIOTT L.M. 1971. Isolation of Salmonella typhimurium from municipal water, Riverside, California, 1965. *Am. J. Epidemiol.*, 93, 49-54.
- BORMAN E.K., STUART C.A. and WHEELER K. 1944. Taxonomy of the family Enterobacteriaceae: *J. Bacteriol.*, 48, 351-367.
- BRENNER DON J. 1984. 408-420 in : *Bergey's manual of systematic bacteriology*. Volume 1. Williams & Wilkins, Baltimore.
- BRISOU J. 1968. La pollution microbienne, virale et parasitaire des eaux littorales et ses conséquences pour la santé publique. *Bull. Org. Mond. Santé*, 38, 79-118.
- BRISOU B. & ROCHE J.C. 1973. Evolution de l'endémie typhoparatyphoïdique à Toulon de 1874 à 1972. *Méd. et Mal. Infect.*, 3, 421-427.
- BRISOU B. & BOUDON A. 1974. Essai d'inventaire des Salmonella au niveau du réseau d'égouts d'une commune de 185.000 habitants. *Rev. Epidém. Méd. Soc. et Santé Publ.*, 22, 3, 199-213.
- BRISOU B., CASANO P., CHAMFEUIL R. et BOUDON A. 1975. Les Salmonelloses humaines d'origine carnée: réflexions épidémiologiques à propos d'une enquête bactériologique dans les boucheries d'une grande ville. *Rev. Epidem. et Santé Publique*, 23, 7-8, 445-461.
- BROWN D.D., DUFF R.H., WILSON J.E. and ROSS J.G. 1973. A survey of the incidence of infections with Salmonellae in broilers and broiler breeders in scotland. *Brit. Vet. J.*, 129, 493-500.
- BUKOVSKAYA S.N. 1974. Evaluation of the quality of surface water for developing recommandations of non-specific prophylaxis of intestinal infections. *Gig. Sanit.*, 2, 103-107.

BURDIN J.C., KIFFERT R., EDERT M. et GEORGES J.C. 1967. Aspect épidémiologique actuel des Salmonelloses. A propos de 536 souches isolées en Lorraine. *Sem. Hôp. Paris* 43, 2950-2956.

- C -

CALCOTT P.H. et al. 1976. The effect of cooling and warming rates on the survival of a variety of bacteria. *Can. J. Microbiol.*, 22, 106-110.

CALKINS J., BUCKLES J.D. and MOELLER J.R. 1976. The role of solar ultraviolet radiation in "natural" water purification. *Photochem. Photobiol.*, 24, 49-57.

CALLINS C.E. et al. 1978. The effect of temperature control on biological wastewater treatment processes. *Water Res.* 12, 547-556.

CARBONNELLE B., BECAUD J.P., PARVERY F. et PILLOT J. 1970. Recherches épidémiologiques sur les infections à Salmonella thompson. Rôle des volailles comme réservoir de virus. *Ann. Inst. Pasteur (Lille)*, 21, 165-176.

CARNEY J.F. et al. 1975. Seasonal occurrence and distribution of microbial indicators and pathogens in the Rhode river of Chesapeake Bay. *Appl. Microbiol.*, 30, 771-780.

CATTEAU M., OGER C. et LECLERC H. 1976. Les Salmonella des eaux usées: Définition d'une technique de recherche. *Rev. Int. Oc. Méd.*, 1976, XLI-XLII, 31-40.

CHERINSKII S.N. et al. 1975. Isolation of Salmonella from sewage and surface waters. *Gig. Sanit.*, 2, 17-23.

CHERRY W.B., HANKS J.B., THOMASSON B.M., MURLIN A.M., BIDDLE J.W. and GROOM J.M. 1972. Salmonellae as an index of pollution of surface waters. *Applied Microbiology*, 1972, 34, 334-340.

CHRISTOPHER P.J. et al. 1974. Salmonellosis : an increasing health hazard. *Med. J. Austral.*, 1, 337-341.

CLARK G.M., KAUFMANN A.F., GANGAROSA E.J. and THOMPSON M.A. 1973. Epidemiology of an international outbreak of Salmonella agona. *Lancet*, 7827, 490-493.

COETZEE O.J. & FOURIE N.A. 1965. The efficiency of conventional sewage purification works, stabilization ponds and maturation ponds with respect to the survival of pathogenic bacteria and indicator organism. *J. Water Poll. Contr.* 3, 210-215.

CONGRETTEL Y., VAN OYE E., GHYSELS G. et BARBETTE J. 1975. La présence de Salmonella dans la rivière Dyle (Belgique). *Rev. Epidém. Méd. Soc. et santé publ.*, 23, 3, 221-228.

CORDANO A.M., RICHARD C. et VIEU J.F. 1971. Biotypes de de Salmonella typhimurium. Enquête sur 513 souches isolées en France de 1969 à 1970. *Ann. Inst. Pasteur*, 121, 473-478.

CRUMRINE M.H., FOLTZ V.D. and HARRIS J.O. 1971. Transmission of Salmonella montevideo in wheat by stored-products insects. *Appl. Microbiol.*, 22, 578-580.

- D -

D'AOUST J.Y. & PIVNICK H. 1976. Small infectious doses of Salmonella. *Lancet*, 1, 866-870.

DAUBNER I. et al. 1981. Ability of intestinal bacteria to multiply in water. *Zen. Bacteriol. Microbiol. Hyg.*, 1, 174, 453-461.

- DAVIS E.M. & GLOYNA E.F. 1972. Bacterial die-off in ponds. *J. Sanit. Eng. Div. Am. Soc. Civ. Engrs.*, 98, 59-69.
- DEZUTTER L. & VAN HOOF J. 1979. Removal of indicator organisms by chemical treatment of wastewater. *Zen. Bacteriol. Microbiol. Hyg.*, 173, 266-270.
- DIXON J.M.S. 1961. Rapid isolation of Salmonella from faeces. *J. Clin. Pathol.*, 14, 397-399.
- DRAKE J.F. & TZUCHIYA H.M. 1976. Predation on Escherichia coli et Colpoda steinii. *Appl. Environ. Microbiol.*, 31, 870-874.
- DUTKA B.J. & KWAN K.K. 1980. Bacterial die-off and stream transport studies. *Water Res.*, 14, 909-913.

- E -

- EDEL W., VAN SCHOTHORST M., GUINEE P.A.M. and KAMPELMACHER E.H. 1972. The role of effluents in the spread of Salmonellae. *Zbt. Bakt. Hyg. I. Abt. Orig. A.*, 221, 547-549.
- EDGAR D. & SOAR M.S. 1979. Evaluation of culture media for the isolation of Salmonella from sewage sludge. *J. of Applied Bacteriology*, 47, 237-241.
- ENGELBRECHT R.S. *et al.* 1977. New microbial indicators of disinfection efficiency. *U.S. E.P.A. Pub., E.P.A.-600/2-77-052, Cincinnati, Ohio*, 33p.
- ENZINGER R.M. & COOPER R.C. 1976. Role of bacteria and protozoa in the removal of Escherichia coli from estuarine waters. *Appl. Environ. Microbiol.*, 31, 758-763.
- EWING W.H. 1966. Enterobacteriaceae: taxonomy and nomenclature. Monograph Communicable Disease Center, Atlanta, Georgia.

- F -

- FENNELL H., JAMES D.B. and MORRIS J. 1974. Pollution of a storage reservoir by roosting gulls. *Water Treatm.*
- FOBERT L.C.J. 1971. Les insectes vecteurs de Salmonella. *Biologisch. Jaarboek Dodonaea*, 39, 221-237.
- FOLIGUET J.M. & SCHWARTZBROD L. 1972. La recherche des Salmonella dans les eaux usées, les eaux de surface et les eaux d'alimentation. *Bull. Assoc. Dipl. Microbiol. Fac. Pharm. Nancy*, 87, 1-12.
- FOX M.D. 1974. Recent trends in Salmonellosis epidemiology. *J. Amer. Veter. Med. Ass.*, 165, 990-993.
- FUJIOKA R.S. & NARIKAWA O.T. 1982. Effect of sunlight on enumeration of indicator bacteria under field conditions. *Appl. Environ. Microbiol.*, 44, 395-405.

- G -

- GAIGNOUX Y. & MARTIN-BOUYER G. 1967. Les infections typhoparatyphoïdiques en France en 1963-64-65. *Bull. I.N.S.E.R.M.* 22, 1057.

- GALLAGHER T.P. & SPINO D.F. 1968. The significance of members of coliform bacteria as an indicator of enteric pathogens. *Water Res.*, 2, 169-175.
- GANGAROSA E.J. *et al.* 1973. Animal feeds as the source of human Salmonellosis. *Lancet*, 7808, 878-879.
- GAUTHIER M.J. 1972. Note sur l'activité antibactérienne d'une diatomée marine Asterionella notata (Grun) vis-à-vis de staphylocoques pathogènes et de nombreux lysotypes de Salmonella typhimurium. *Rev. Intern. Océanogr. Méd.*, Tome XXV, 35-47.
- GAUTHIER Y. & COLLET M. 1980. Etude des Salmonelles de l'effluent de Chambéry: relations épidémiologiques et efficacité de la station d'épuration. *Rev. Epidem. et Santé Publique*, 28, 443-460.
- GEORGALA D.L. & BOOTHROYD M. 1964. A rapid immuno-fluorescence technique for detecting Salmonellae in raw meat. *J. Hyg.*, 62, 319-327.
- GLEDEL J. & PANTALEON J. 1972. Etude de 2500 souches de Salmonella d'origine animale. Données biologiques et épidémiologiques. *Bull. Acad. Vét.*, 45, 453-467.
- GOLBA J. *et al.* 1974. Bacteriological examination of sea and Swina river water for contamination with pathogenic Salmonellae. *Microbiol. Abs.*, 9B, 11308.
- GOYAL S.M. *et al.* 1977. Occurrence and distribution of bacterial indicators and pathogens in canal communities along the Texas coast. *Appl. Environ. Microbiol.*, 34, 139-142.
- GOSSELIN F.M., LAURENCE R.A., DRAPEAU A.J. *et* KASATIYA S.S. 1980. Comportement de six micro-organismes en eau froide. *Eau du Québec*, 13, 216-224.
- GRABOW W.O.K. & NUPEN E.M. 1972. The load of infectious microorganisms on the wastewater of two South African hospitals. *Water Res.*, 6, 1557-1563.
- GRABOW W.O.K, MIDDENDORFF I.G. and BASSON N.C. 1978. Role of lime treatment in the removal of bacteria, enteric viruses and coliphages in a wastewater reclamation plant. *Appl. Environ. Microbiol.*, 75, 4, 663-669.
- GRAF W. & BAIER W. 1981. Hygienic and microbiological influences exerted on natural water biotypes by algae and the growth of water plants. 1. Communication : antibacterial properties of three water algae (Hydrodictyon reticulatum, Chlorella vulgaris, Aphanotheca nidulans) in vitro. *Zentralbl. Bakteriol. Mikrobiol. Hyg.*, 174, 421-430.
- GREENFIELD J. & BIGLAND C.H. 1970. Selective inhibition of certain enteric bacteria by selenite media incubated at 35 and 43°C. *Can. J. Microbiol.*, 16, 1267-1271.
- GRIGSBY P. & CALKINS J. 1980. Inactivation of a natural population of coliform bacteria by sunlight. *Photochem. Photobiol.*, 31, 291-305.
- GRUNNET K., GUNDSTRUP A. and BONDE G.J. 1970. Isolation of salmonella from a polluted marine environment technique and enrichment media. *Rev. Intern. Océanogr. Méd.*, Tome XVII, 165-177.
- GUIDI E. & BUCCI G. 1979. Further observations on healthy carriers of Salmonellae in the province of Ferrara (1976-1977). *Ann. Scal.*, 21 272- 278.
- GUTHRIE R.K. *et al.* 1976. Alteration of microbial populations in thermal stress. *J. water Poll. Contr. Fed.*, 48, 962-973.

- H -

- HANES *et al.* 1985. 267 : in : *Point sur l'épuration et le traitement des effluents (eau-air)*. Volume 2.1, Lavoisier, Paris
- HARGROVE R.E., Mc DONOUGH F.E. and REAMER R.J. 1971. A selective medium and presumptive procedure for detection of Salmonella in dairy products. *J. of Milk and Food Technol.*, 34, 6-11.
- HARVEY R.W.S. & THOMASON S. 1953. Optimum temperature of incubation for isolation of Salmonella. *Mthl. Bull. Minist. Hlth. Lab.*, 12, 149-150.
- HARVEY R.W.S. & PRICE T.H. 1976. Isolation of Salmonella from sewage-polluted river water using selenite F and Muller-Kauffmann tetrathionate. *J. Hyg.*, 77, 333-341.
- HEUSCHMANN-BRUNNER G. 1974. Experiments on the possibilities and course of infections with Salmonella enteritidis and Salmonella typhimurium in fresh water fish. *Zbl. Bakt. Hyg., I. origin. B.*, 158, 412-431.
- HOBEN D.A., ASHTON D.H. and PETERSON A.C. 1973. Some observations on the incorporation of Novobiocin into Hektoen enteric agar for improved Salmonella isolation. *Applied Microbiology*, 26, 126-127.
- HOPPELER A., FIZAZI T. et CREUZOT G. 1972. Considérations épidémiologiques à propos des cas de Salmonelloses observés dans un service de pédiatrie en 1971. *J. Méd. Poitiers*, 3, 2, 95-99.
- HUGUES B., PLISSIER M., PAGLIARDINI A. et ICART L. 1976. Aspects qualitatif et quantitatif de la recherche des Salmonella dans les eaux usées urbaines. *J. Français d'Hydrologie*, 7, 3, 21, 163-170.
- HUGUES B., PLISSIER M., PAGLIARDINI A. et ROULLET M. 1977. Efficacité comparée des milieux d'enrichissement au sélénite et au tétrathionate de sodium pour la recherche de Salmonella dans les eaux usées. *Rev. de l'Institut Pasteur de Lyon*, 10, 1, 79-86.
- HUGUES B., PLISSIER M., PAGLIARDINI A., PLANTAT J.L. et GAISSA J. 1978. Experimental study on the growth of Salmonella and coli-aerogenes bacteria in pure and mixed cultures, in a fermentor, in two different enrichment media: sodium selenite and tetrathionate broth. *European J. Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 5, 133-141.
- HUMPHREY T.J. *et al.* 1981. The effect of pH adjustment on the microbiology of chicken scald-tank water with particular reference to the death rate of Salmonella. *J. Appl. Bacteriol.*, 51, 517-523.

- J -

- JEFFRIES L. 1959. Novobiocin-tetrathionate broth: a medium of improved selectivity for the isolation of Salmonellae in faeces. *J. Clinic. Pathol.*, 12, 568-571.
- JOHNSON B.A. *et al.* 1979. Waste stabilisation lagoon microorganism removal efficiency and effluent disinfection with chlorine. *E.P.A. 600/2-79-018. Munic. Environ. Res. Lab., Office of Res. and Dev., E.P.A., Cincinnati, Ohio*, 26p.
- JOHNSTONE D.L. & KUBINSKI A.M. 1973. Survival of intestinal bacteria in oligotrophic waters. *Washington State Univ., Completion Rept.*, 14p.
- JOSHI S.R., PARHAD N.M. and RAO N.U. 1973. Elimination of Salmonella in stabilization ponds. *Water Res.* 7, 1357-1365.

JOUBERT L., BIANCHERI G. et PRAVE M. 1971. Enquête épidémiologique vétérinaire sur l'évolution simultanée d'une endémie hospitalière à Salmonella panama et d'une enzootie bovine à Salmonella dublin dans le Doubs. *Bull. Soc. Sci. Vétér. Méd. Comp. Lyon*, 73, 4, 388-410.

- K -

KABLER P. 1959. Removal of pathogenic microorganisms by sewage treatment process. *Sewage and Indust. Wastes*, 31, 12, 1373-1382.

KAMPELMACHER E.H. 1970. Salmonella its presence in and removal from a wastewater system. *J. Water Poll. Contr. Feder*, 2069-2073.

KAMPELMACHER E.H. & VAN NOORLE JANSEN L.M. 1976. Salmonella in effluent van rivaalwater zuiverings-installaties, in rivolaafvoeren van slagerijen en oppervlaktewater of walcheren. *H₂O*, 9, 334-337.

KAMPELMACHER E.H. 1977. The spread and significance of Salmonellae in surface waters in the Netherlands. *ASTM. STP 635. Hoadley A.W., DUTKA B.J. Eds. American Society for Testing and Materials*, 148-158.

KAUFFMANN F. & EDWARDS P.R. 1952. Classification and nomenclature of Enterobacteriaceae: *Int. Bull. Bacteriol. Nomencl. Taxon.*, 2, 2-8.

KAUFFMANN F. 1960. Two biochemical subdivisions of the genus Salmonella. *Acta Pathol. Microbiol. Scand.*, 49, 393-396.

KAUFFMANN F. 1963a Zür differential diagnose der Salmonella sub-genera I, II und III. *Acta Pathol. Microbiol. Scand.*, 58, 109-113.

KAUFFMANN F. 1963b. On the species definition. *Int. Bull. Bacteriol. Nomencl. Taxon.*, 13, 181-186.

KAUFFMANN F. 1984. 427 in : *Bergey's manual of systematic bacteriology*. Volume 1. Williams & Wilkins, Baltimore.

KEHR H. & WORATZ H. 1966. Experimental work on the reduction of Salmonella in an activated sludge plant. *Zentbl. Bakt. I. Ref.* 201, 337.

KITTRELL F.W. & FURFARI S.A. 1963. Observations of coliform bacteria in streams. *J. Water Poll. Contr. Fed.*, 35, 1362-1385.

KRIM S. 1981. Contribution à l'étude de l'inactivation de germes pathogènes par traitements physico-chimiques dans l'épuration des eaux usées. *Thèse de Doctorat d'Etat, Faculté de Pharmacie, Université de Montpellier I*, 195p.

- L -

LAWSON G.H.K., Mc PHERSON E.A., LAING A.H. and WOODING P. 1974. The epidemiology of Salmonella dublin infection in a dairy herd. I. Excretion and persistence of the organism. *J. Hyg. Camb.*, 72, 311-328.

- LECLERC H., PERCHET A., SAVAGE C., ANDRIEUX S. and NGUEMATCHA R. 1970 a. Microbiological aspects of sewage treatment. *Congrès de San Francisco*.
- LECLERC H., CATSARAS H., SAVAGE C. et EYMARD C. 1970 b. Sur l'isolement des Salmonella dans les milieux fortement pollués: Essais sur des eaux résiduaires. *Ann. Inst. Pasteur de Lille*, XXI, 277-294.
- LECLERC H. 1971. Les micro-organismes pathogènes des eaux résiduaires : évolution au cours des traitements d'épuration. *Rev. Tech. Sc. Mun. l'Eau*, 11, 389-400.
- LECLERC H. & OGER C. 1974. Les eaux usées des hôpitaux et leur importance épidémiologique. *Rev. Epidém. Méd. Soc. et Santé Publ.*, 22, 3, 185-198.
- LECLERC H. & OGER C. 1975. Les eaux usées des abattoirs et leur importance épidémiologique. *Rev. Epidém. Méd. Soc. et Santé Publ.*, 23, 7-8, 429-444.
- LECLERC H. 1981. Qualité microbiologique des eaux usées: bactériologie. 4^e Journées Scientifiques et Techniques; *l'Eau, la Recherche, l'Environnement*. Paris, 13/14/15 octobre.
- LEE J.A. 1974. Recent trends in human Salmonellosis in England and Wales : the epidemiology of prevalent serotypes other than Salmonella typhimurium. *J. Hyg. Camb.*, 72, 185-195.
- LEGENDRE L. & LEGENDRE P. 1984. Ecologie numérique : le traitement multiple des données écologiques. Tome 1, *Masson, Paris*, XV + 260p.
- LE MINOR L., ROHDE R. et TAYLOR J. 1970. Nomenclature des Salmonella. *Ann. Inst. Pasteur (Paris)*, 119, 206-210.
- LE MINOR L., BUISSIÈRE J. et BRAULT G. 1979. Intérêt de la recherche de la fermentation du galacturonate pour différencier les Salmonella des sous-genres I et III monophasiques des autres Salmonella des sous-genres II, III diphasiques, IV, et de Citrobacter et Hafnia alvei. *Ann. Microbiol. Inst. Pasteur (Paris)*, 130 B, 305-312.
- LE MINOR L., VERON M. et POPOFF M. 1982. Taxonomie des Salmonella. Proposition pour une nomenclature des Salmonella. *Ann. Microbiol. (Inst. Pasteur)*, 133 B, 223-243 et 245-254.
- LE MINOR L. 1984. 427-458 in : *Bergey's manual of systematic bacteriology*. Volume 1. Williams & Wilkins, Baltimore.
- LE MINOR L., LE MINOR S. et GRIMONT P.A.D. 1985. Rapport quadriennal du centre national des Salmonella sur l'origine et la répartition en sérotypes des souches isolées en France continentale au cours des années 1980 à 1983. *Rev. Epidém. et Santé Publ.*, 1985, 33, 13-21.
- LIPSON A. 1976. Infecting dose of Salmonella. *Lancet*, 1, 969-972.
- London Metropolitan Water Board*. 1958. Thirty-eight report on the results of bacteriological, chemical and biological examination of the London waters for the years 1957-58.
- M -
- Mc CAMBRIDGE J. & Mc MEEKIN T.A. 1981. Effect of solar radiation and predacious microorganisms on survival of fecal and other bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.*, 41, 1083-1087.
- Mc COY J.H. 1962. Salmonella in crude sewage effluent and polluted natural waters. Advances in water pollution research. *Vol. Pergamon Press., LTD, Oxford*, 205-219.

- Mc KINNEY R.E., LANGLEY H.E. and TOMLINSON H.D. 1958. Survival of Salmonella typhosa during anaerobic digestion. *Sewage and Indust. Wastes*, 30, 1469.
- Mc LEAN R.D. 1966. Epilogue on Zermatt. *J. Institut Wat. Engin.*, 20, 532-537.
- MAN de J.C. 1975. The probability of Most Probable Numbers. *European J. of Appl. Microbiol.*, 1, 67-78.
- MARA D.D. *et al.* 1979. Technical note: design, verification for tropical oxidation ponds. *J. Environ. Eng. Div., Proc. Amer. Soc. Civil Engr.*, 105, 151-163.
- MARTINS M.T. 1979. Sanitary significans of Salmonella in ambient waters. *Ph. D. Thesis, Univer. of Sao Paulo, Brazil.*
- MEHRABIAN S., PATERNOTTE P., MOUGENOT M., HARTEMANN P. et FOLIGUET J.M. 1977. Salmonelles dans les eaux superficielles et usées de la région de Lorraine. *Méd. Mal. Infect.*, 7, 535-540.
- MERSELIS J.G., KAYE D., CONOLLY C.S. and HOOK E.W. 1964. Quantitative Bacteriology of the typhoid carrier state. *Amer. J. Trop. Med. Hyg.*, 13, 425-429.
- MITCHELL R.I. 1972. Ecological control of microbial imbalances. *Water Poll. Microbiol.*, 273-288.
- MITCHELL D.O. & STARZYK M.J. 1975. Survival of Salmonella and other indicator micro-organisms. *Can. J. Microbiol.*, 21, 1420-1421.
- MOATS W.A. 1978. Comparison of four agar plating media with and without added novobiocin for isolation of Salmonellae from beef and deboned poultry meat. *Appl. and Environ. Microbiol.*, 36, 747-751.
- MOELLER J.R. & CALKINS J. 1980. Bactericidal agents in wastewater lagoons and lagoon design. *J. Water Poll. Control Fed.*, 52, 2442-2451.
- MORINIGO M.A., BORREGO J.J. and ROMERO P. 1986. Comparative study of different methods for detection and enumeration of Salmonella spp. in natural waters. *J. Appl. Bacteriol.*, 61, 169-176.
- MORSE E.V. & DUNCAN M.A. 1974. Salmonellosis, an environmental health problem. *J. Amer. Vet. Med. Ass.*, 165, 1015-1019.
- MULLER H.E. 1980. Comparative efficacies of selenite and tetrathionate broth and Leifson and Wilson-Blair agar for the isolation of Salmonellae. *Zentralbl. Parasitenkd. Infektionskr. Hyg., Abt. I.*, 248, 202-210.

- N -

- NARDI G. & TANZI M.L. 1977. Research of Salmonella in surface waters. *Ann. Scalvo. Riv. Microbiol. Immunol.*, 19, 251-263.
- NIEWOLAK S. 1980 a. Comparative studies on survival of certain enteric bacteria in water and bottom deposits of lakes of different types. *Ochron. WOd.*, 10, 71-79.
- NIEWOLAK S. 1980 b. Effect of certain environmental factors on survivability of selected enteric bacteria strains in lake water. *Ochron. WOd.*, 10, 59-66.

- O -

OGER C., CATTEAU M. et LECLERC H. 1976. Etude au laboratoire de la survie des Salmonella dans une eau polluée. *Microbia*, 2, 1, 3-9.

OLESUIK O.M., SNOEYENBOS G.H. and SMYSER E.F. 1972. Transmission of Salmonella typhimurium in battery-reared chicks. *Avian. Dis.*, 16, 833-836.

- P -

PAGON S., SONNABEND W. and KRECH U. 1974. Epidemiologic relationships between human and animal Salmonella carriers and their environment in the Swiss region of the lake of Constance. *Zbl. Bakt. Hyg., I. Abt. Origin. B.*, 158, 395-411.

PARHAD N.M. & RAO N.U. 1976. Decrease of bacterial content in different types of stabilization ponds. *Indian J. Environ. Health*, 18, 33-45.

PARVERY F., BECAUD J.P., CHAMBREUIL G. et CARBONNELLE B. 1972. Etude écologique de Salmonella dans les eaux d'Anjou. *Rev. Epidém. Méd. Soc. et santé publ.*, 20, 7, 603-618.

PARVERY F., CHAMBREUIL G., BECAUD J.P. et CAYEUX P. 1974. Etude écologique des Salmonella dans une rivière en zone urbaine: la Maine à Angers. *Rev. Epidém. Méd. Soc. et santé publ.*, 22, 2, 125-136.

PATERAKI E. & PAPAICONOMOU N. 1972. Recherche sur les germes pathogènes dans les selles de l'homme et des volailles et dans les ganglions mésentériques des porcs des abattoirs. *Arch. Inst. Pasteur Hellen.*, 18, 57-66.

PATERNOTTE P., JOURDAIN M.J. et FOLIGUET J.M. 1976. Recherche de Salmonella dans les eaux superficielles. *Sciences Pharmaceutiques et Biologiques de Lorraine. Edit. Nancy*, 159-169.

PIERSON R.E., PODUSKA P.J., CHOLAS G. and BROWN G. 1972. Relationship of management and nutrition to Salmonellosis in feedlot lambs. *J. Amer. Vet. Med. Ass.*, 161, 1217-1220.

PLANTE R., CAPRIOLI T., DRAPEAU A.J. et KASATIYA S.S. 1978. Les Salmonella dans les eaux de surface et d'égout de la région de Montréal. *Eau du Québec*, 11, 3, 199-204.

POIKOLAINEN M.L. and SEPPANEN H. 1971. The viability of hygienic indicator bacteria and Salmonella in water. *Acta Fenn.*, 81-89.

POPOVICH G.G. & BONDARENKO V.I. 1981. Shigella and Salmonella viability in river water at varying temperature. *Microbiol. Zh.*, 43, 487-492.

PROST H. & HUGUES B. 1982. Dénombrement des microorganismes par la technique du nombre le plus probable (indice NPP): Emploi statistique de cet indice. *Ann. Fals. Exp. Chim.*, Avril, 75, 807, 185-207.

- R -

RENAULT L., MAIRE C., VAISSAIRE J., PALISSE M. et LINDER T. 1972. Recrudescence des Salmonelloses animales en France. Bilan des années 1961 à 1971. *Bull. Acad. vét.*, 45, 413-427.

- RESTAINO L., GRAUMAN G.S., Mc CALL W.A. and HILL W.M. 1977. Effects of varying concentrations of novobiocin incorporated into two Salmonella plating media on the recovery of four Enterobacteriaceae. *Appl. Environ. Microbiol.*, 33, 585-589.
- RIDGWAY H.F. & OLSON B.H. 1982. Chlorine resistance patterns of bacteria from two drinking water distribution systems. *Appl. Environ. Microbiol.*, 44, 972-987.
- ROGOL M., SECHTER I., GRINBERG L. and GERICHTER CH. B. 1979. Pril-xylose-ampicillin agar, a new selective medium for the isolation of Aeromonas hydrophila. *J. Med. Microbiol.*, Vol. 12, pp.229-231.
- ROHDE R. 1984. 427 in : *Bergey's manual of systematic bacteriology*. Volume 1. Williams & Wilkins, Baltimore.
- RUSNAK B.S. & SAFRONOVA O.I. 1979. Distribution of pathogenic enterobacteria in the water of open reservoirs. *Zh. Mikrobiol. Epidemiol. Immunobiol.*, 56, 64-72.
- RUSSEL E.M., MUNRO E.P. and PEACOCK T.C. 1962. The removal of pathogens during sewage treatment. *Water and Waste treatment J.*, 8, 11, 575-578.

- S -

- SAYLER G.S. *et al.* 1975. Distribution and significance of fecal indicator organisms in the upper Chesapeake Bay. *Appl. Microbiol.*, 30, 625-634.
- SAYLER G.S. *et al.* 1976. Incidence of Salmonella sp., Clostridium botulinum and Vibrio parahaemolyticus in an estuary. *Appl. Microbiol.*, 31, 723-729.
- SCHIEMANN D.A. *et al.* 1978. Salmonella and bacterial indicators in ozonated and chlorine dioxide-disinfected effluent. *J. Water Poll. Contr. Fed.*, 50, 158-164.
- SCHUBERT H.W. & SCHEIBER P. 1979. Investigations on the presence of Salmonella in drinking water from water supplies and distribution systems in Togo. *Zbl. Bakt. Hyg.*, 168, 356-362.
- SILLIKER J.H. & GABIS D.A. 1976. ICMSF methods studies. VII. Indicator tests as substitutes for direct testing of dried foods and feeds for Salmonella. *Can. Jour. Microbiol.*, 22, 971.
- SIMMONS G.C. & BYRNES R.V. 1972. The origin of Salmonella in chickens and chicken carcasses. *Aust. Vet. J.*, 48, 186-189.
- SINEGRE F., BAYLET R. et CHAPAT M. 1975. Salmonella isolées des eaux d'alimentation. *Rev. Epidém. Méd. Soc. et santé publ.*, 23, 7-8, 469-474.
- SIROIS F. 1973. Epidémiologie des Salmonelloses. *Vie Méd. Canada fr.*, 2, 1047-1052.
- SLANETZ L.W. 1981. Survival of enteric bacteria and viruses in oxidation pond systems. *Res. Rep.*, 6, *Water Resour. Res. Cent. Univ. of New Hampshire, Durham*.
- SMITH M.G. & GRAU F.H. 1974. Salmonellae in abattoir effluents. *Aust. Vet. J.*, 50, 410-412.
- SPINO D.F. 1966. Elevated temperature technique for the isolation of Salmonella from streams. *Appl. Microbiol.*, 14, 591-596.
- SZOTS D. & EUSTAFIERICI D. 1979. The presence of Salmonella in drinking water, surface water and residual water. *Rev. Ig. Bacteriol. Virol. Parasitol. Epidemiol. Pneumoftisiol. Ser. Ig.*, 28, 319-326.

- T -

- TAKACS S. & ANDRIK P. 1972. The occurrence of Salmonellae in surface waters, drinking water and sewage. *Water Poll.*, 45, 2577-2583.
- TANNOCK G.W. & SMITH J.M.B. 1971. Studies and the survival of Salmonella typhimurium and Salmonella bovismorbificans on pasture and water. *Aust. Vet. J.*, 47, 557-559.
- THOMSON S. 1954. The number of bacilli harboured by enteric carriers. *J. Hyg.*, 52, 67-70.
- TOUSSAINT-MARCHAL N., BARBETTE J. et REGINSTER-HANEUSE G. 1975. Isolement de Salmonella dans une eau de rivière: sérotypes. *Rev. Epidém. Méd. Soc. et santé publ.*, 23, 3, 221-228.
- TROUSSELLIER M. 1987. Dynamique des populations et des communautés bactériennes sous les effets des facteurs environnementaux le long d'un gradient aquatique continent-étang saumâtre. *Thèse de Doctorat d'Etat es Sciences, Univer. Sci. Techn. Languedoc Montpellier II*, 183p.

- V -

- VAN DER DRIFT C. *et al.* 1977. Removal of Escherichia coli in wastewater by activated sludge. *Appl. and Environ. Microbiol.* 34, 315-321.
- VAN GOETHEM H. *et al.* 1972. A simple, practical and effective method for the isolation of Salmonellae from surface waters. *Zentralbl. Bakteriolog. Abt. I.*, 221, 280-292.
- VAN SCHOTHORST M. *et al.* 1974. Further studies on the presence of Salmonella in chickens and hens in the Netherlands. *Zbl. vet. Med. B.*, 21, 723-728.
- VAN SCHOTHORST M. *et al.* 1977. Studies on the multiplication of Salmonellae in various enrichment media at different incubation temperatures. *J. Appl. Bacteriol.*, 42, 157-163.
- VASSILIADIS P. 1983. The Rappaport-Vassiliadis (RV) enrichment medium for the isolation of Salmonella : An overview. *J. Appl. Bacteriology*, 54, 69-76.
- VAUGHN J.B., WILIAMS L.P., LE BLANC D.R., HELSDON H.L. and TAYLOR C. 1974. Salmonella in a modern broiler operation : a longitudinal study. *Amer. J. Veter. Res.*, 35, 737-741.
- VLODAVETS V.V. & KALINA G.P. 1977. Salmonellae in coastal sea waters: research methods, ecology and correlation with indicator microorganisms. *Zh. Microbiol. Epidemiol. Immunobiol.*, 12, 33-41.

- W -

- WALKER J., CARBONNELLE B. et LECLERC H. 1977. Auto-épuration microbienne par lagunage. *Water Res.*, 11, 17-29.
- WALKER J., LECLERC H. et FOLIGUET J.M. 1980. Etude expérimentale de l'élimination des bactériophages en bassin de lagunage. *Can. J. Microb.*, 26, 27-32.
- WRIGHT R.C. 1982. A comparison of the levels of faecal indicator bacteria in water and human faeces in rural area of a tropical developing contry. *J. Hyg. Camb.*, 89, 69-73.

WUHRMANN K. 1972. Stream purification. Water pollution microbiology. *Mitchell R. Ed. John Wiley and Sons, New York*, 119-151.

WUTHE H.H. 1972. Salmonellae in faeces of seagulls on the baltic coast. *Zbl. Bakt. Hyg., I. Abt. Orig. A.*, 221, 453-457.

- Y -

YANEZ F. 1980. Evaluation of the San Juan stabilization ponds. *Pan. Amer. Center for Sanit. Eng. and Environ. Sci. Peruvian Ministry of Health.*

TABLE DES MATIÈRES

TABLE DES MATIERES

	pages
INTRODUCTION ET BUTS DE L'ETUDE	1
CHAPITRE 1 : PRESENTATION DES <u>SALMONELLA</u>	3
I.1 Taxonomie des <u>Salmonella</u>	3
I.2 Caractères morphologiques et biochimiques des <u>Salmonella</u>	5
I.3 Habitat et rôle pathogène des <u>Salmonella</u>	7
I.1.3 Habitat	7
I.3.2 Rôle pathogène des <u>Salmonella</u>	8
I.4 Ecologie et cycles de contamination par les <u>Salmonella</u>	9
I.4.1 Ecologie des <u>Salmonella</u>	9
I.4.1.1 <i>Présence dans les eaux</i>	9
I.4.1.2 <i>Devenir des <u>Salmonella</u> dans les eaux</i>	10
I.4.2 Cycles de contamination par les <u>Salmonella</u>	11
CHAPITRE II : METHODOLOGIE : TECHNIQUES D'ANALYSES BACTERIOLOGIQUES	14
II.1 Techniques d'enrichissement et/ou d'isolement	14
II.1.1 <u>Salmonella</u>	14
II.1.1.1 <i>Choix du milieu d'enrichissement</i>	14
II.1.1.2 <i>Choix de la température d'incubation</i>	15
II.1.1.3 <i>Choix du milieu d'isolement</i>	16
II.1.1.4 <i>Techniques de quantification</i>	16
A. principe du nombre le plus probable (N.P.P.)	16
B. Système d'ensemencement	17

C. Lecture des résultats	17
D. Cas d'une eau faiblement à moyennement polluée	18
E. Calcul de la densité moyenne	18
II.1.1.5 Schéma du protocole expérimental général pour la quantification et l'isolement des <u>Salmonella</u>	19
II.1.2 Coliformes fécaux	19
CHAPITRE III : ECOLOGIE DES COLIFORMES FECAUX ET DES <u>SALMONELLA</u> DANS DIFFERENTS MILIEUX AQUATIQUES ET OUVRAGES EPURATEURS	21
III.1 LE LAGUNAGE	21
III.1.1 Introduction	21
III.1.2 Présentation du lagunage de Mèze	22
III.1.3 Résultats et discussion	23
III.1.3.1 Evolutions spatio-temporelles des abondances des coliformes fécaux	23
III.1.3.2 Evolutions spatio-temporelles des abondances des <u>Salmonella</u>	32
III.1.3.3 Relations entre les abondances des <u>Salmonella</u> et celles des coliformes fécaux	33
III.1.3.4 Etude sérologique des <u>Salmonella</u>	34
III.1.3.5 Etude de l'antibiorésistance	39
III.1.4 Conclusion	40
III.2 IMPACT SANITAIRE DE L'EFFLUENT EPURE SUR LE MILIEU RECEPTEUR : ETANG DE THAU	43
III.2.1 Introduction	43
III.2.2 Résultats et discussion	44
III.2.2.1 Evolutions spatio-temporelles des abondances des coliformes fécaux	44
III.2.2.2 Evolutions spatio-temporelles des abondances des <u>Salmonella</u>	48
III.2.2.3 Relations entre les abondances des <u>Salmonella</u> et celles des coliformes fécaux	49

III.2.2.4	<i>Etude sérologique des <u>Salmonella</u></i>	50
III.2.2.5	<i>Etude de l'antibiorésistance</i>	51
III.2.2.6	<i>Approche expérimentale en enceintes à perméabilité sélective du comportement d'<u>Escherichia coli</u> et de <u>Salmonella typhimurium</u> dans une eau saumâtre</i>	53
A.	Introduction	53
B.	Description des enceintes de diffusion à membranes filtrantes	53
C.	Description du dispositif expérimental	54
D.	Résultats et discussion	56
	- Evolutions temporelles des abondances d' <u>Escherichia coli</u> et de <u>Salmonella typhimurium</u> dans les enceintes I et I'	56
	- Evolutions temporelles des abondances d' <u>Escherichia coli</u> et de <u>Salmonella typhimurium</u> dans l'enceinte II où se produit un accroissement lent de la salinité	59
	- Evolutions temporelles des abondances d' <u>Escherichia coli</u> et de <u>Salmonella typhimurium</u> dans l'enceinte où se produit un accroissement rapide de la salinité (enceinte IV)	60
	- Evolutions temporelles des abondances d' <u>Escherichia coli</u> et de <u>Salmonella typhimurium</u> dans l'enceinte où se produit un apport rapide d'eau saumâtre (enceinte III)	62
	- Evolution de l'antibiorésistance de <u>Salmonella typhimurium</u> dans les enceintes I, II et IV au cours de l'expérience hivernale (E ₃)	63
III.2.3	Conclusion	65
III.3	LA STATION BIOLOGIQUE A BOUES ACTIVEES	67
III.3.1	Introduction	67
III.3.2	Présentation de la station d'épuration de la Céreirède	67
III.3.3	Résultats et discussion	69
III.3.3.1	<i>Evolutions spatio-temporelles des abondances des coliformes fécaux</i>	69
III.3.3.2	<i>Evolutions spatio-temporelles des abondances des <u>Salmonella</u></i>	72
III.3.3.3	<i>Relations entre les abondances des <u>Salmonella</u> et celles des coliformes fécaux</i>	73
III.3.3.4	<i>Etude sérologique des <u>Salmonella</u></i>	74
III.3.3.5	<i>Etude de l'antibiorésistance</i>	78

III.3.4 Conclusion	80
III.4 IMPACT SANITAIRE DE L'EFFLUENT EPURE SUR LE MILIEU	
RECEPTEUR : LE FLEUVE COTIER LE LEZ	81
III.4.1 Introduction	81
III.4.2 Résultats et discussion	81
III.4.2.1 Evolutions spatio-temporelles des abondances des coliformes fécaux	81
III.4.2.2 Evolutions spatio-temporelles des abondances des <u>Salmonella</u>	83
III.4.2.3 Relations entre les abondances des <u>Salmonella</u> et celles des coliformes fécaux	84
III.4.2.4 Etude sérologique des <u>Salmonella</u>	86
III.4.2.5 Conclusion	87
III.5 LA STATION A FILIERE DE TRAITEMENT PHYSICO-CHIMIQUE	88
III.5.1 Introduction et présentation de la station d'épuration de Sainte Marguerite	88
III.5.2 Résultats et discussion	90
III.5.2.1 Evolutions spatio-temporelles des abondances des coliformes fécaux	90
III.5.2.2 Evolutions spatio-temporelles des abondances des <u>Salmonella</u>	90
III.5.2.3 Relations entre les abondances des <u>Salmonella</u> et celles des coliformes fécaux	91
III.5.2.4 Etude sérologique des <u>Salmonella</u>	92
III.5.2.5 Etude de l'antibiorésistance	97
III.5.2.6 Conclusion	99
III.6 IMPACT SANITAIRE DE L'EFFLUENT EPURE SUR LE MILIEU	
RECEPTEUR : MER MEDITERRANEE	100
III.6.1 Introduction	100
III.6.2 Résultats et discussion	101
III.6.2.1 Evolutions spatiales des abondances des <u>Salmonella</u>	101
III.6.2.2 Etude sérologique des <u>Salmonella</u>	101
III.6.2.3 Etude de l'antibioresistance	102

III.6.2.4	<i>Approche expérimentale de la contamination bactériologique des moules à l'émissaire de Sainte Marguerite</i>	103
III.6.2.5	<i>Conclusion</i>	104
CHAPITRE IV :	ETUDE EPIDEMIOLOGIQUE	105
IV.1	Introduction	105
IV.2	<u>Salmonella</u> isolées de l'environnement et chez l'homme	105
IV.3	Relations entre les <u>Salmonella</u> observées en clinique humaine et celles isolées des eaux	108
IV.4	Conclusion	110
CHAPITRE V :	CONCLUSIONS GÉNÉRALES	111
ANNEXE 1 :	Figures et tableaux du lagunage de Mèze et de l'étang de Thau	118-173
ANNEXE 2 :	Figures et tableaux de la Céreirède et du Lez	174-212
ANNEXE 3 :	Figures et tableaux de la Céreirède et du Lez	213-218
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES		
TABLE DES MATIÈRES		