



agence de bassin
rhône-méditerranée-corse

341.1
84 LA

INTERNATIONAL REFERENCE CENTRE
FOR COMMUNITY WATER SUPPLY AND
SANITATION (IRC)

LAGUNAGE DE MEZE

évolution de la pollution
et optimisation du suivi
du fonctionnement.

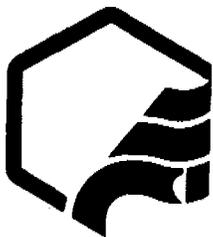
s.i du nord du bassin de THAU-34-
centre de recherches sur le lagunage de MEZE.



laboratoire d'hydrobiologie marine
université des sciences et techniques du languedoc

1984

341.1-84LA-6947



Préface

Les nombreuses études et publications réalisées sur le lagunage des eaux usées pourraient laisser espérer que ce procédé est maintenant parfaitement connu. Or ce sujet continue de faire l'objet de recherches pour tenter d'expliquer les mécanismes à la base de ce type d'épuration.

S'il paraît toujours séduisant de rassembler les eaux usées dans quelques grands bassins rustiques où leur épuration se déroulerait "naturellement" sans problème et avec de minimes dépenses de fonctionnement, en fait sous des apparences simples, le lagunage est le résultat de multiples facteurs qui se conjugent de façons diverses dans le temps en fonction de nombreuses variables.

La difficulté est bien là car, une fois le lagunage réalisé, l'exploitant ne dispose que de faibles possibilités d'intervention pour maîtriser le fonctionnement et obtenir des résultats conformes aux prévisions. L'essentiel se joue donc lors de la construction d'où la nécessité de bien connaître les phénomènes régissant le lagunage, afin d'en tirer des recommandations de conception et dimensionnement.

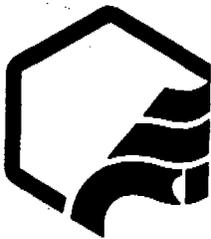
Les facteurs influençant le résultat du lagunage sont nombreux et comme ils échappent pour la plupart aux possibilités d'intervention humaine, seule l'observation du comportement des lagunes réalisées est en mesure de fournir de précieux renseignements sur les possibilités d'obtention de résultats.

Encore faut-il être en mesure de déterminer les réactions des écosystèmes que représentent les lagunes face à l'évolution d'un ou de plusieurs facteurs. Ceci ne peut être obtenu qu'au prix d'observations sur de longues périodes.

La lagune de MEZE a été suivie depuis sa réalisation par une équipe de scientifiques qui a rassemblé une masse considérable de données, unique en France pour un seul site.

L'Agence de Bassin, devant l'intérêt que pouvait représenter l'analyse des résultats pour la valorisation des renseignements recueillis, a assuré le financement de la présente étude qui a été réalisée par le laboratoire d'hydrobiologie marine de l'Université des Sciences et Techniques du Languedoc.

Cette étude peut favoriser les réflexions du lecteur sur la conception des lagunes, leur suivi, leur impact sur le milieu naturel. Elle peut, de plus, faciliter la connaissance de certains milieux naturels fragilisés car, comme le soulignent les auteurs, les modèles écologiques fournis par les lagunes "préfigurent sur des échelles de temps et d'espace raccourcies, le comportement des écosystèmes aquatiques naturels en voie d'eutrophisation."



résumé

Pendant deux ans, après sa mise en service, le lagunage des effluents de MEZE a fait l'objet d'un suivi scientifique portant sur :

- 11 paramètres physico-chimiques
- 8 paramètres bactériologiques spécifiques ou globaux
- 17 paramètres phytoplanctoniques dont 13 groupes systématiques
- 4 paramètres zooplanctoniques

Les prélèvements nécessaires ont été effectués en 8 points se répartissant sur les trois bassins du lagunage, avec un pas de temps de 15 jours.

Un traitement statistique a été appliqué aux différents groupes de paramètres afin de décrire l'évolution spatio-temporelle des eaux lors du lagunage et de dégager les possibilités d'optimisation d'un suivi. Suivant les cas (structure des données, objectif recherché), les techniques d'analyses suivantes ont été employées : analyse en composante principale (ACP) ; analyse factorielle des correspondances (AFC) ; classification ascendante hiérarchique (CAH) ; analyse des données dans le temps par les techniques de groupement chronologique et des périodogrammes de contingence ; maximisation des coefficients de corrélation vectoriels et analyse discriminante pour l'optimisation du suivi.

L'étude du comportement spatio-temporel des eaux du lagunage à travers les mesures effectuées sur les paramètres physico-chimiques et bactériologiques, montre, entre autres, qu'il faut un certain temps pour considérer l'ensemble du lagunage "en régime". Pour la lagune et les paramètres physico-chimiques étudiés, ce temps de mise en régime est de l'ordre de 28 semaines, soit 3 renouvellements théoriques.

./...

Si on fait abstraction de cette période transitoire, qui est prépondérante sur tous les autres phénomènes, les constats suivants peuvent être faits :

- les mesures effectuées accusent des variations saisonnières marquées dans le temps. Les données physico-chimiques se groupent de manière distincte en quatre périodes proches des saisons calendaires par rapport aux paramètres de pollution, alors que les données bactériologiques se groupent en deux périodes : l'une chaude où les bactéries indicatrices de la pollution sont en nombre minimal et l'autre froide où leur nombre est maximal,

- si pour les données bactériologiques, aucune distinction ne peut être faite entre les résultats d'une année sur l'autre, en revanche, pour les données physico-chimiques et pour les deux derniers bassins, l'évolution constatée se traduit par une réduction dans les oppositions saisonnières.

Pour le bassin de tête, cette réduction n'est pas observée,

- l'étude de l'évolution spatiale des données physico-chimiques et bactériologiques des huit stations de prélèvement sur les trois bassins de lagunage montre que la variation des paramètres mesurés en deux points consécutifs, est nettement plus importante lorsque ces deux points ne sont pas dans le même bassin. La division d'un lagunage en bassins a donc des implications directes et importantes sur l'évolution des paramètres de pollution - dépollution.

Les investigations effectuées dans le but d'une optimisation du suivi par recours à un minimum d'échantillons et d'analyses, confirme ces observations. En effet, "l'intensité" de l'information est maximale lorsqu'elle se limite à un seul point de prélèvement par bassin et à une campagne d'échantillonnage par saisons caractéristiques (4 pour les paramètres physico-chimiques et 2 pour les paramètres bactériologiques). Dans le même ordre d'idée, le nombre de paramètres utiles, peut être réduit, mais le choix de ceux-ci ne doit pas répondre qu'au seul objectif d'optimisation du suivi. Il doit aussi prendre en compte les finalités des études envisagées, et la signification intrinsèque de ces paramètres.

Les données sur le phytoplancton montrent aussi une progression au fil des bassins, mais avec un changement de comportement notable entre le bassin de tête et les suivants. Dans le premier bassin, le peuplement est faiblement diversifié et à développement brutal aux saisons favorables. Dans les deux autres bassins, le phytoplancton représente une biomasse plus importante avec des espèces qui se diversifient et sont plus stables dans le temps, avec une tendance à s'affranchir des influences saisonnières. Ces observations sont à rapprocher de celles faites sur les données physico-chimiques.

Enfin, les données sur le zooplancton montrent que celui-ci suit avec un certain retard les évolutions des données physico-chimiques et surtout phytoplanctoniques. Seules des espèces considérées comme "robustes" sont observées dans le premier bassin, mais de manière brève aux périodes favorables. Le même constat peut être fait pour le deuxième bassin avec cependant une augmentation des périodes de présence. Ce n'est que dans le troisième bassin que les peuplements se diversifient par l'apparition de groupes plus "fragiles".

ANALYSE NUMÉRIQUE DES DONNÉES RECUEILLIES

SUR LES BASSINS DE LAGUNAGE

DE LA VILLE DE MEZE (HÉRAULT)

(1980-1982)

DEVENIR SPATIO-TEMPOREL DE LA POLLUTION

APPORTÉE PAR LES EAUX USÉES ET POSSIBILITÉS D'OPTIMISATION

DU SUIVI BACTÉRIOLOGIQUE ET PHYSICO - CHIMIQUE D'UN TEL

OUVRAGE ÉPURATEUR

BERNARD BALEUX, MARC TROUSSELLIER, ROBERT SABATIER

LABORATOIRE D'HYDROBIOLOGIE ET E.R.A. /C.N.R.S. N°467

UNIVERSITE DES SCIENCES ET TECHNIQUES DU LANGUEDOC

F.34060 MONTPELLIER CEDEX

- Janvier 1984 -

AVANT-PROPOS

Les résultats de l'analyse et de la synthèse des données présentés dans cet ouvrage sont issus des travaux des différents chercheurs ayant travaillé sur le lagunage de la ville de Mèze dans le cadre du Centre de Recherches et plus particulièrement de :

*MM. D. BONDON (Directeur du Centre), pour la physico-chimie
B. BALEUX et M. TROUSSELLIER (CNRS Montpellier), pour la bactériologie*

Melle M. PRAT et Mr G. BARNABE (Station Biologique de Sète), pour le phyto et zooplancton.

Ces travaux, signés par leurs auteurs, sont rassemblés dans les rapports annuels publiés depuis 1980 par le Centre de Recherches de Mèze (BP 47, 34140) où ils peuvent être consultés.

La présente étude a bénéficié de l'aide financière de l'Agence de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse (Convention n° 82.0954).

SOMMAIRE

I - INTRODUCTION ET OBJET DE L'ETUDE	1
II - DESCRIPTION DU SITE ETUDIE	4
III - MATERIEL ET METHODES	6
III-1 Les différents paramètres mesurés	6
III.1.1. Paramètres physico-chimiques	6
III.1.2. Paramètres bactériologiques	6
III.1.3. Paramètres phytoplanctoniques	7
III.1.4. Paramètres zooplanctoniques	7
III.1.5. Périodicité et emplacement des prélèvements	8
III.2 - Constitution du fichier de données	8
III.3 - Méthodes d'analyse statistique	10
IV - ANALYSES NUMERIQUES DU FICHER "PHYSICO-CHIMIE"	15
IV.1 - Statistiques de base pour chaque paramètre et à chaque station	15
IV.1.1. Température	15
IV.1.2. Conductivité	15
IV.1.3. pH.	15
IV.1.4. Oxygène dissous	16
IV.1.5. Demande biochimique en oxygène	16
IV.1.6. Demande chimique en oxygène	22
IV.1.7. Chlorures	22
IV.1.8. Sulfates	22
IV.1.9. Azote ammoniacal	22
IV.1.10. Azote nitrique	27
IV.1.11. Orthophosphates	27
IV.2 - Analyse de la structure temporelle des caractéristiques physico-chimiques à chaque station	27
IV.2.1. Arrivée des eaux usées	27
IV.2.2. Evolution temporelle des caractéristiques physico-chimiques des eaux du lagunage "en régime"	31
IV.3 - Analyse de la structure spatiale des caractéristiques physico-chimiques sur l'ensemble du lagunage	34

V - ANALYSE NUMERIQUE DU FICHER "BACTERIOLOGIE"	38
V.1 - Statistiques de base pour chaque paramètre et à chaque station	38
V.1.1. Bactéries hétérotrophes aérobies	39
V.1.2. Coliformes totaux, coliformes fécaux streptocoques fécaux	39
V.1.3. Pseudomonas aeruginosa	44
V.1.4. Aeromonas hydrophila	46
V.1.5. Bactérie sulfato-réductrices et sulfo-oxydantes	50
V.2 Analyse de la structure temporelle des caractéristiques bactériologiques à chaque station	50
V.2.1. Arrivée de la pollution	50
V.2.2. Evolution temporelle des caractéristiques bactériologiques des eaux du lagunage	52
V.2.2.1. Apports de l'analyse en composantes principales	52
V.2.2.2. Apports des techniques de l'analyse des séries chronologiques	54
V.2.2.2.1. Préalable : une variable synthétique de pollution bactériologique	54
V.2.2.2.2. Techniques d'analyses chronologiques appropriées aux données étudiées	55
V.2.2.2.3. Application du groupement chronologique et du périodogramme de contingence aux données bactériologiques	57
V.3 - Analyses de la structure spatiale des caractéristiques bactériologiques sur l'ensemble du lagunage	62
VI - ANALYSES NUMERIQUES DU FICHER "PHYTOPLANCTON"	65
VI.1 - Statistiques de base pour chaque paramètre et à chaque station	65
VI.1.1. Chlorophylle a, b, c	65
VI.1.2. Turbidité	70
VI.1.3. Composantes systématiques des peuplements	70
VI.1.3.1. Algues bleues	80
VI.1.3.2. Algues vertes	80
VI.1.3.3. Algues brunes	80
VI.2 - Analyses de la structure temporelle du phytoplancton à chaque station	86
VI.2.1. L'analyse factorielle des correspondances (AFC) : une analyse factorielle mieux adaptée que l'A.C.P. aux données phytoplanctoniques	86
VI.2.2. Evolution temporelle du phytoplancton	86
VI.3. - Analyse de la structure spatiale des caractéristiques phytoplanctoniques sur l'ensemble du lagunage	93

VII - ANALYSE NUMERIQUE DU FICHER "ZOOPLANCTON"	97
VII.1. Statistiques de base pour chaque paramètre et à chaque station	97
VII.1.1. Daphnies (DAPH)	97
VII.1.2. Copépodes adultes (COPE) et nauplii (NAU)	99
VII.1.3. Rotifères (ROT)	99
VII.1.4. Cibiés (CIL)	99
VII.2 - Analyse de la structure temporelle du zooplancton à chaque station	104
VII.2.1. De la nature des données sur la méthodologie de leur analyse	104
VII.2.2. Evolution temporelle du zooplancton	104
VII.3 - Analyse de la structure spatiale des caractéris- tiques zooplanctoniques sur l'ensemble du lagunage	109
VIII - POSSIBILITES D'OPTIMISATION DU SUIVI D'UN LAGUNAGE	112
VIII.1. Les variables	113
VIII.1.1. Considérations préalables	113
VIII.1.2. Fichier "physico-chimie"	114
VIII.1.3. Fichier "Bactériologie"	117
VIII.2. Séquence spatiale	119
VIII.2.1. Considérations préalables	119
VIII.2.2. Fichier "physico-chimie"	120
VIII.2.3. Fichier "bactériologie"	125
VIII.3 - Séquence temporelle	125
VIII.3.1. Considération préalables	125
VIII.3.2. Fichier "physico-chimie"	129
VIII.3.3. Fichier "bactériologie"	130
IX - CONCLUSION	136
BIBLIOGRAPHIE	146
ANNEXES 1	

I - INTRODUCTION ET OBJET DE L'ETUDE

Cette étude a pour objet l'analyse des données recueillies sur les bassins de lagunage de la ville de MEZE (Hérault) de mai 1980 à août 1982.

Deux questions majeures président à l'exploitation de ces résultats :

- Quel est le comportement et le devenir d'une pollution d'origine urbaine dans le procédé d'épuration par bassins de stabilisation primaires ?
- Peut-on optimiser le protocole de suivi ?

Le Centre de Traitement par Lagunage des eaux usées de MEZE a été créé par le Syndicat Intercommunal du Nord du Bassin de Thau. Les communes de Mèze et de Loupian ont choisi ce procédé de traitement pour assurer la protection du milieu récepteur à savoir le Bassin de Thau, richesse économique régionale importante par les activités de pisciculture et d'ostréiculture qui s'y développent. Une telle installation autorise une grande souplesse de fonctionnement, fait face à des variations quotidiennes ou saisonnières de flux polluant importantes et permet la production de biomasse utilisable par l'aquaculture.

Le lagunage de Mèze a été mis en eau le 20 mai 1980. Un centre de recherche et d'expérimentation connexe au lagunage a été créé sur le site simultanément à l'unité d'épuration.

Le lagunage est un procédé d'épuration des eaux usées qui consiste en un lent écoulement de l'eau dans un ou plusieurs réservoirs peu profonds où prolifèrent des bactéries, des algues et d'autres organismes vivants au détriment des matières organiques et des sels minéraux contenus dans les eaux. En même temps, le nombre des agents pathogènes (bactéries, virus, parasites) est considérablement réduit notamment en raison de la longue période de rétention dans les réservoirs.

Il s'agit d'un processus biologique d'épuration qui permet l'élimination des matières organiques biodégradables avec production de sels minéraux. Ceci conduit au phénomène d'eutrophisation qui se manifeste par une prolifération d'algues (phytoplancton) qui croissent sous l'effet conjugué de la présence des dérivés azotés et phosphorés dans l'eau et de la photosynthèse due aux radiations solaires. Ce phénomène d'eutrophisation, si nuisible pour les eaux naturelles, s'avère profitable dans le processus du lagunage.

Les réservoirs ou bassins dans lesquels séjournent les eaux usées sont désignés par les termes de bassin ou étang de stabilisation ou d'oxydation. Si les eaux usées sont admises sans traitement préalable on utilise le terme de "bassins de stabilisation primaires". Si les effluents proviennent de décanteurs primaires il s'agit de "bassins de stabilisation secondaires". Enfin les "bassins de maturation" seront utilisés pour "affiner" une eau ayant subi des traitements secondaires.

Les américains ont adopté le terme "lagoon" qui a été traduit en français par le terme de lagune, le procédé devenant le lagunage.

Le lagunage de MEZE, suivant les conditions d'exploitation, peut être rattaché au type lagunage facultatif, c'est-à-dire que la profondeur des bassins n'excède pas deux mètres, où se définissent deux zones : l'une supérieure aérobie (maintenue grâce à la présence des algues), l'autre inférieure anaérobie où il y aura toujours un dépôt de débris organiques. Dans un tel écosystème peuvent se trouver des organismes aérobies, anaérobies et facultatifs.



Fig. 1 Le lagunage de MEZE

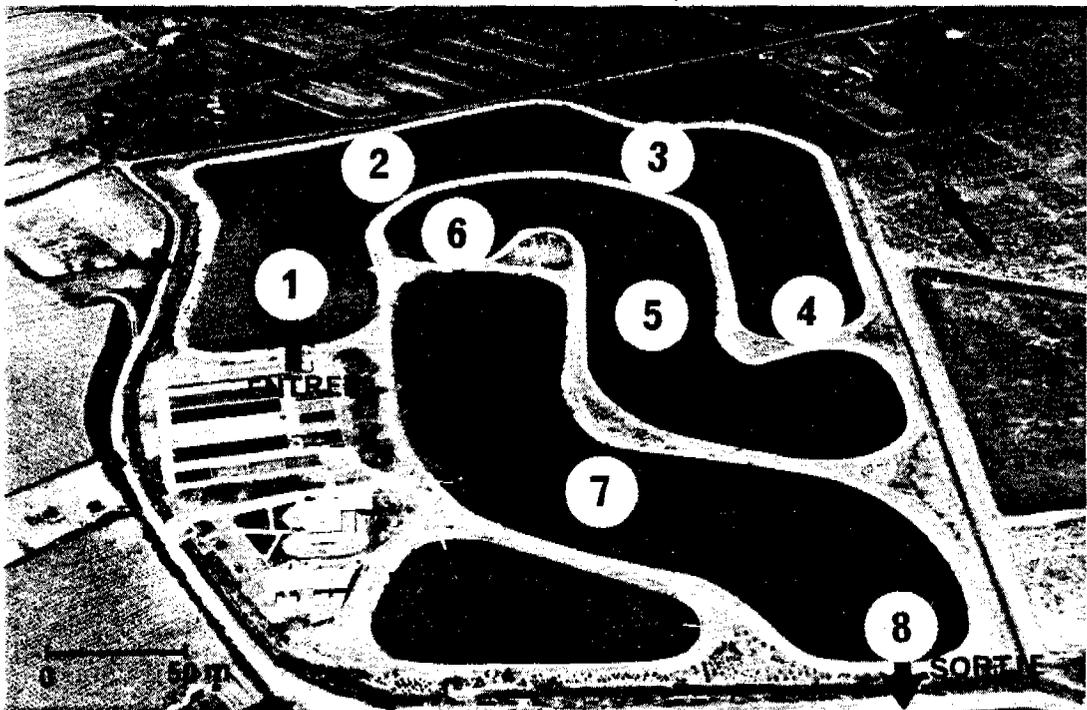


Fig. 2 Implantation des stations d'étude dans les trois bassins du lagunage de MEZE

II - DESCRIPTION DU SITE ETUDIE

La station de lagunage de la ville de MEZE est située sur la bordure nord de l'étang de Thau. Elle occupe une superficie totale d'une douzaine d'hectares prélevée sur d'anciens marais salants.

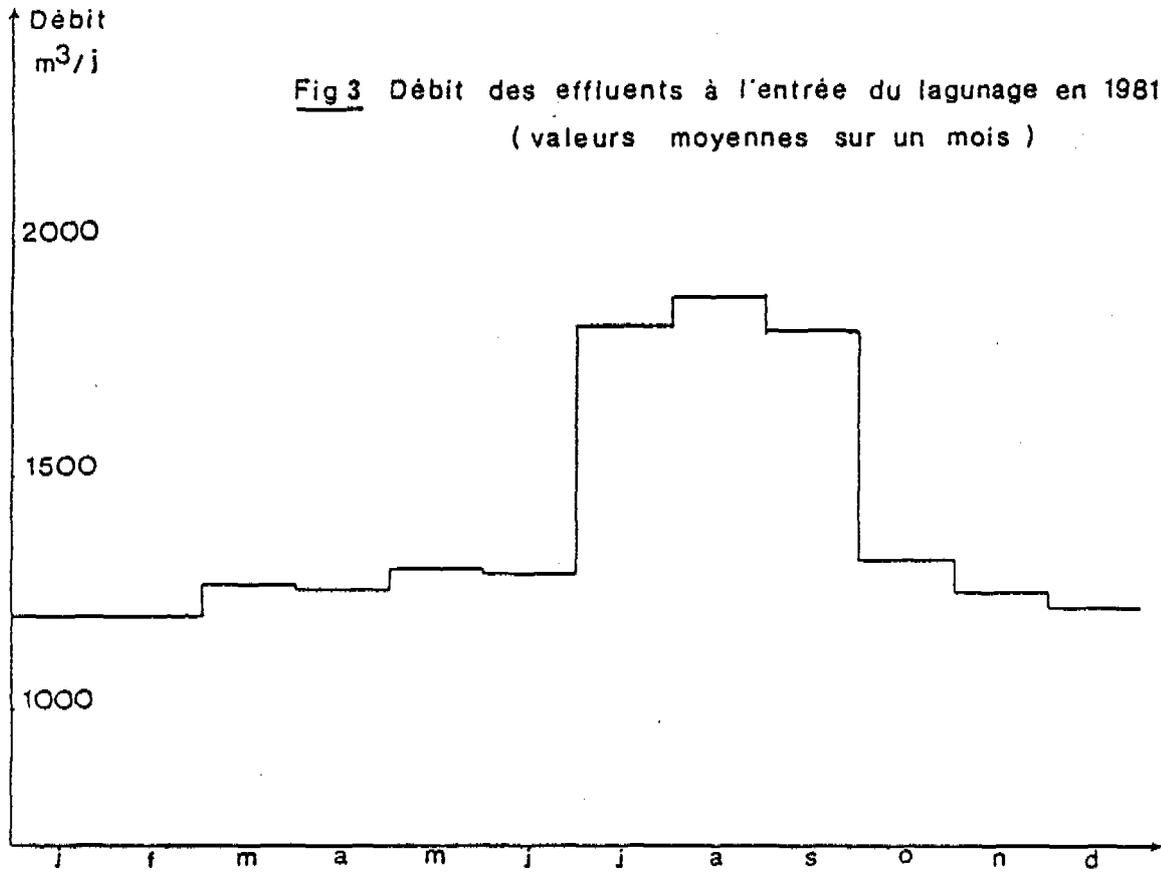
L'avant-projet technique a été réalisé par le B.C.E.O.M. en collaboration avec les Directions Départementales de l'Équipement et de l'Agriculture.

Trois bassins précédés d'une installation traditionnelle sommaire de dégrillage, désablage, déshuilage composent l'installation d'épuration en tant que telle (Fig. 1 et 2).

Le premier bassin a une superficie de 40.000 m² pour une profondeur de 1,40 m. Il se déverse par gravité dans un second bassin de 20.000 m² de surface et de 1,20 m de profondeur. Ce second bassin se déverse à son tour dans un troisième bassin de même superficie et de 1,10 m de profondeur. Les ouvrages de communication comprennent des chicanes qui admettent la tranche d'eau inférieure avec seuil de surverse réglable à l'aide d'un batardeau.

Les débits d'entrée des eaux usées apportées dans le premier bassin varient suivant la saison, en fonction de la densité de la population qui passe de 6.000 habitants en hiver à près de 15.000 en été. Les valeurs mensuelles moyennes des débits entrants pour l'année 1981 sont illustrées sur la figure 3.

En l'absence de mesures régulières du débit de sortie des eaux épurées, il n'est pas possible de fournir avec précision l'évolution des temps de séjour des eaux usées dans le lagunage. Les valeurs estimées sont comprises entre 40 et 70 jours pour respectivement la période estivale et hivernale.



III - MATERIEL ET METHODES

Les données recueillies sont issues de la mesure de différents paramètres physico-chimiques, bactériologiques, phyto et zooplanctoniques.

III.1. - Les différents paramètres mesurés

III.1.1. - Paramètres physico-chimiques (A)

La température (T/C), la conductivité (L, μ s/cm), le pH et l'oxygène dissous (O₂, ppm) sont mesurés in situ à l'aide d'une sonde multiparamètre (HORIBA). La demande biochimique en oxygène (DBO, ppm) est déterminée par DBO métrie en enceinte thermostatée (20° C). La demande chimique en oxygène (DCO, ppm) est mesurée par oxydation à chaud (150° C) du bichromate de K pendant 2 heures. Les concentrations en chlorures (Cl⁻, ppm) sont déterminées par la méthode de Mohr. Celles de l'azote ammoniacal (NH₃, ppm), sont mesurées par la méthode au bleu d'indophénol et celles des nitrites (NO₂⁻, ppm) par la méthode au réactif de Zambelli. Les sulfates (SO₄⁻, ppm) sont dosés par la méthode néphélométrique. Les phosphates (PO₄⁻, ppm) sont dosés par complexométrie vanadomolybdique.

III.1.2. - Paramètres bactériologiques (B)

A partir de l'eau échantillonnée ou de dilutions successives au 1/10ème en eau physiologique les dénombrements suivants sont réalisés :

- Bactéries hétérotrophes aérobies ("Germe totaux" : G.T.) par étalement sur Nutrient agar (Difco) et incubation à 20°C.

- Coliformes totaux (C.T.) par étalement sur milieu gélosé au T.T.C. et Tergitol (Institut Pasteur Production) et incubation à 37°C.

- Coliformes fécaux (C.F.) par étalement sur milieu gélosé au T.T.C. et Tergitol (I.P.P.) et incubation à 44,5°C.

- Streptocoques fécaux (S.F.) par inclusion en double couche en milieu D-coccosel agar (bioMerieux) et incubation à 37°C.
- Pseudomonas aeruginosa (P.a.) par étalement sur milieu au ceftrimide et acide nalidixique (I.P.P.) et incubation à 42°C.

Ces différents dénombrements sont exprimés en nombre de colonies formant unité par millilitre (N/ml).

Plus ponctuellement ont été également dénombrés :

- Aeromonas hydrophila (A.h.) sur milieu de Rimler-Schotts (RIMLER et coll, 1974).
- Bactéries sulfato-réductrices (S.R.) sur milieu Sulfate reducer API agar (Merck) (MARA and WILLIAM, 1970).
- Bactéries sulfo-oxydantes (S.O.) sur milieu de Pfennig (PFENNIG, 1965).

III.1.3. - Paramètres phytoplanctoniques (C)

La transparence de l'eau est mesurée par la profondeur de disparition du disque de Secchi (Turb, cm), ce paramètre abiotique est placé dans le fichier phytoplanctonique par suite des relations potentielles qu'il peut avoir avec la biomasse algale (cf. VI.1.2.). Les concentrations (ppm) en chlorophylle a (chl_a), b (chl_b), c (chl_c) sont obtenues par dosage spectrophotométrique (Rodier, 1975).

La composition systématique des échantillons est déterminée par examen microscopique et limitée à 13 groupes systématiques dont les abondances sont exprimées en nombre d'individus par litre.

III.1.4. - Paramètres zooplanctoniques (D)

Seuls 4 grands groupes systématiques sont dénombrés par comptage sous loupe binoculaire en cuve Dolfuss : ciliés (cil.), copépodes (cope), rotifères (rot) et daphnies (Daph.). Leur concentration est exprimée en nombre d'individus par litre.

III.1.5. - Périodicité et emplacement des prélèvements

Depuis la mise en eau du 1^e bassin (20-05-80) et jusqu'au 16 septembre 1982 le protocole d'échantillonnage observé a consisté à prélever, à 30 cm environ sous la surface du plan d'eau avec une périodicité moyenne de 14 jours, 8 stations (1, 8) implantées dans les 3 bassins du lagunage et ce pour les mesures physico-chimiques et bactériologiques et à 3 seulement de ces 8 stations (4, 6 et 8) pour les variables phyto et zooplanctoniques. Les stations sont numérotées de 1 à 8 et positionnées sur la planche photographique 1.

Les prélèvements sont réalisés simultanément et analysés dans les 3 heures qui suivent (conservation à + 4°C) pour la bactériologie et dans moins de 6 heures ou fixés pour les autres paramètres.

III.2. - Constitution du fichier de données

L'ensemble des résultats obtenus pour les paramètres précités ont été enregistrés sur bordereau suivant un format standard dont un exemple est donné sur la figure 4 et dont le mode de remplissage est donné en annexe (annexe 1).

L'appartenance des données à un des grands groupes de paramètres A, B, C ou D précités est codée respectivement 1, 2, 3 ou 4.

Au sein de chacun des 4 fichiers ainsi constitués chaque prélèvement est identifié par la date à laquelle il a été réalisé et le numéro de la station dont il provient.

Les valeurs des différents paramètres sont ensuite reportées dans l'ordre avec lequel ils ont été mentionnés précédemment et ce avec un format d'écriture dépendant de l'intervalle de variation et de la précision de chacun des paramètres mais gardé constant pour chacun d'eux.

1	5	10	15	20	25	30	35	40	45	50	55	60	65	70	75	80
φ1	φ9	φ7	8φ	φφφ3	23.4	4.68	8.1	1.8	54	124	121φ	322	8.6	φ.18	23.5	
φ1	φ9	φ7	8φ	φφφ4	23.1	4.67	8.4	3.3	41	1φ8	122φ	334	8.3	φ.17	22.8	
φ1	φ9	φ7	8φ	φφφ5	22.3	7.φ7	8.9	4.3	15	5φ	21φφ	67φ	φ.6	φ.φ9	6.4	
φ1	φ9	φ7	8φ	φφφ6	22.4	7.21	9.2	8.4	8	41	213φ	666	φ.3	φ.φ9	8.φ	
φ1	φ9	φ7	8φ	φφφ7	22.5	8.49	8.9	1φ.3	8	32	348φ	79φ	φ.2	φ.φ2	1.3	
φ1	φ9	φ7	8φ	φφφ8	22.5	8.32	8.9	1φ.4	7	25	348φ	8φφ	φ.2	φ.φ2	1.3	
φ1	23	φ7	8φ	φφφ1	21.3	4.25	7.8	φ.4	128	32φ	119φ	312	21.7	φ.28	28.φ	
φ1	23	φ7	8φ	φφφ2	21.5	4.23	8.φ	φ.8	99	3φ4	119φ	232	15.1	φ.21	26.6	
φ1	23	φ7	8φ	φφφ3	21.7	4.39	8.φ	φ.9	98	242	12φφ	282	13.1	φ.14	23.5	
φ1	23	φ7	8φ	φφφ4	21.7	4.38	8.1	1.7	63	22φ	12φφ	282	13.φ	φ.18	25.1	
φ1	23	φ7	8φ	φφφ5	21.φ	6.29	8.1	2.9	27	147	186φ	527	2.6	φ.2φ	1φ.φ	
φ1	23	φ7	8φ	φφφ6	21.φ	6.25	8.3	2.9	25	1φ2	186φ	52φ	2.4	φ.16	5.6	
φ1	23	φ7	8φ	φφφ7	20.2	9.18	8.8	7.7	19	4φ	3φ8φ	642	φ.2	φ.φ2	3.3	
φ1	23	φ7	8φ	φφφ8	20.4	9.21	8.8	7.7	18	34	3φ9φ	642	φ.2	φ.φ2	2.1	
φ1	18	φ8	8φ	φφφ1	24.8	4.57	7.9	φ.7	131	31φ	118φ	64φ	22.φ	φ.φ1	29.6	
φ1	18	φ8	8φ	φφφ2	24.9	4.59	8.φ	1.φ	119	3φ2	119φ	192	2φ.2	φ.φ1	28.1	
φ1	18	φ8	8φ	φφφ3	24.9	4.56	8.5	1.5	92	248	119φ	244	11.5	φ.φ1	26.1	
φ1	18	φ8	8φ	φφφ4	24.6	4.57	8.6	1.9	69	225	121φ	232	11.φ	φ.φ1	25.1	
φ1	18	φ8	8φ	φφφ5	24.7	6.φ6	8.5	2.8	31	17φ	161φ	38φ	11.9	φ.75	18.1	
φ1	18	φ8	8φ	φφφ6	24.8	6.φ8	8.4	3.5	28	81	161φ	4φ8	11.9	φ.85	17.3	
φ1	18	φ8	8φ	φφφ7	24.6	8.74	8.5	5.6	24	4φ	239φ	72φ	6.5	φ.74	8.φ	
φ1	18	φ8	8φ	φφφ8	24.3	8.7φ	8.6	6.7	21	29	239φ	76φ	5.5	φ.62	8.3	
φ1	φ3	φ9	8φ	φφφ1	22.8	4.22	7.6	φ.1	14φ	36φ	117φ	2φφ	18.4	φ.φ1	27.3	
φ1	φ3	φ9	8φ	φφφ2	22.6	4.34	8.φ	1.1	128	3φ2	116φ	25φ	17.8	φ.φ1	34.4	
φ1	φ3	φ9	8φ	φφφ3	22.4	4.31	8.φ	1.8	117	281	115φ	25φ	11.8	φ.φ1	3φ.8	
φ1	φ3	φ9	8φ	φφφ4	22.8	4.36	8.2	1.6	111	26φ	123φ	25φ	11.9	φ.φ1	28.5	

Fig. 4 - Exemple de remplissage d'un bordereau de saisie des données. L'annexe 1 explicite l'organisation de ces données sur le bordereau.

Ces données ont été ensuite saisies sur cartes IBM puis transférées sur fichier GUTS (GOTHENBURG UNIVERSITY TIMESHARING SYSTEM) pour les rendre disponibles au mode interactif sur terminal écran.

III.3. - Méthodes d'analyse statistique

Les méthodes statistiques utilisées sont reportées sur les schémas des figures 5 et 6.

La figure 5 illustre le déroulement de l'analyse des données d'un fichier type (X), dans le but d'en décrire sa structure.

Ce schéma peut s'appliquer à pour chacun des fichiers physico-chimie (A), bactériologie (B) et zoo et phytoplanctoniques (fichiers D et C). Le schéma présenté pour l'analyse des données d'un fichier est le même si l'on désire analyser simultanément plusieurs fichiers.

La figure 6 représente les méthodes retenues pour chercher a posteriori une optimisation dans le sens d'une réduction de l'effort d'échantillonnage du suivi d'un lagunage. Cette analyse sera conduite fichier par fichier afin d'enlever d'éventuelles ambiguïtés dans les choix de variables de natures différentes.

Parmi les nombreuses techniques d'analyse de données multidimensionnelles disponibles pour décrire la structure d'une matrice de données, nous avons retenu celle de l'analyse en composantes principales (A.C.P.) sauf cas particulier.

La puissance de ce type d'analyse, qui tient à ce qu'elle permet d'obtenir à la fois la représentation en espace réduit des objets (dans notre cas les différents prélèvements) et celle des descripteurs ou variables (paramètres mesurés) en respectant au mieux la variabilité des données initiales, constitue le critère essentiel de son utilisation.

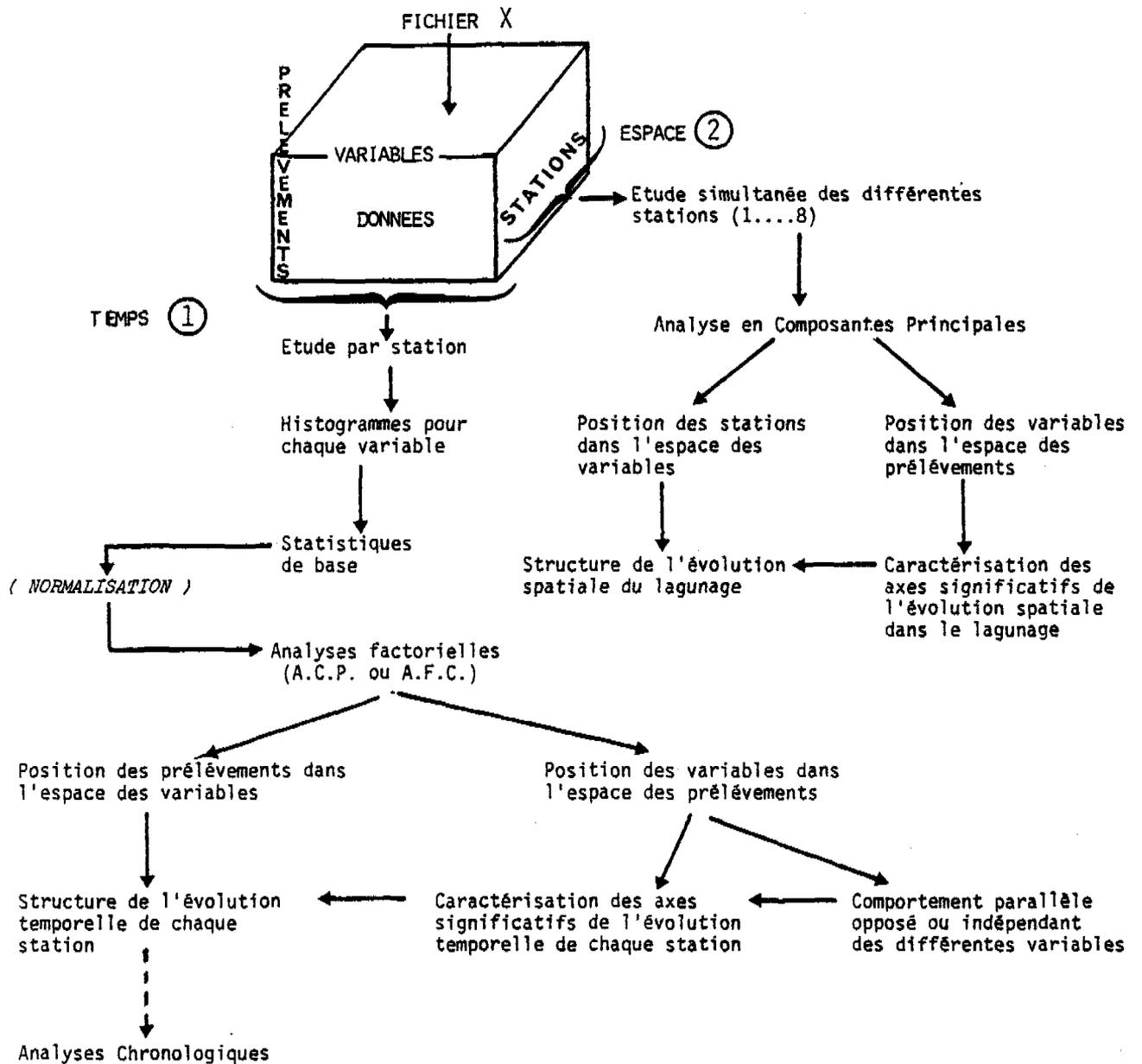


FIG. 5 SCHÉMA D'ÉTUDE D'UN FICHIER DE DONNÉES EN RÉFÉRENCE À L'ANALYSE DE LA STRUCTURE SOIT TEMPORELLE ① SOIT SPATIALE ② DE CE FICHIER.

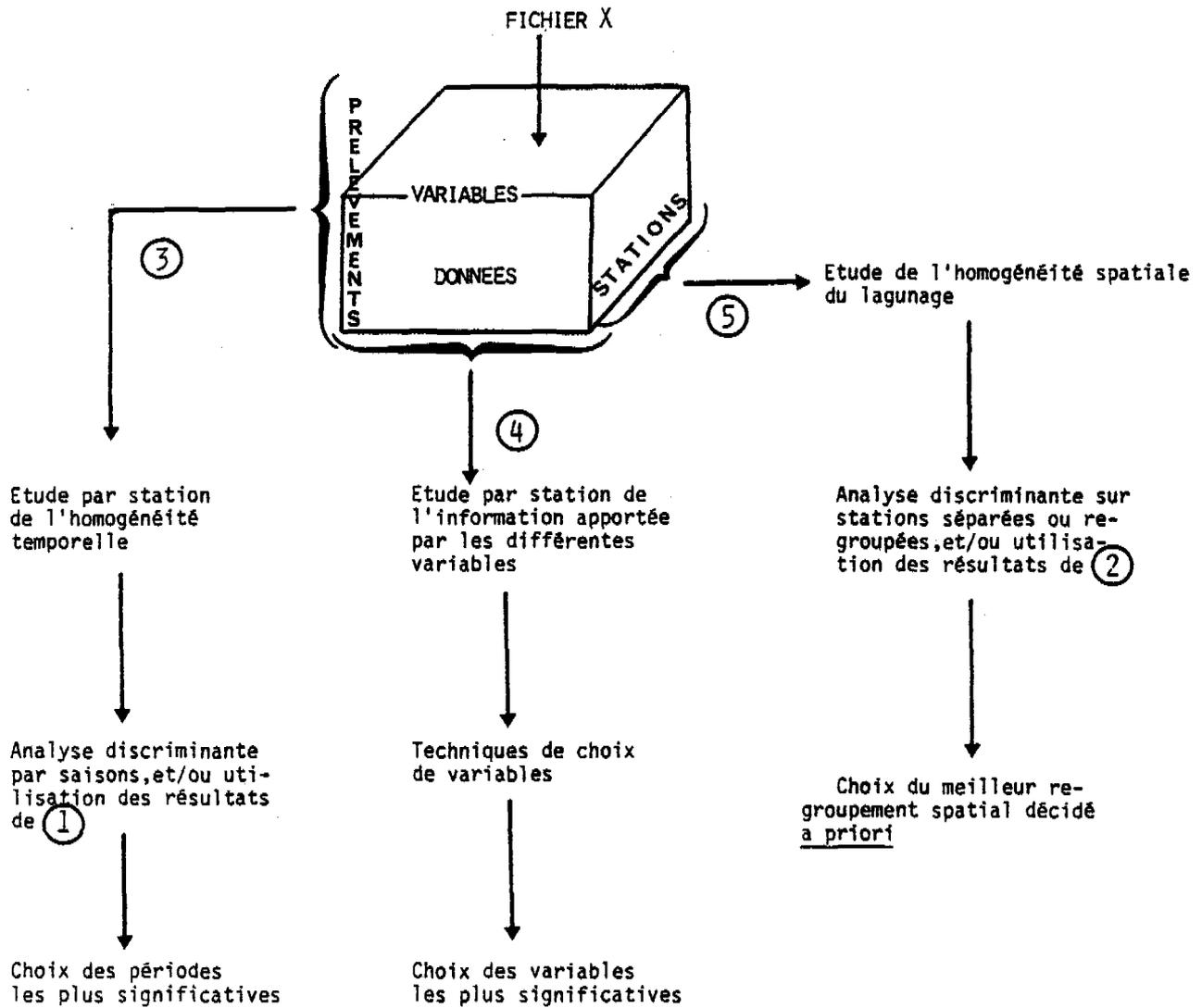


FIG. 6 SCHÉMA D'ÉTUDE DES POSSIBILITÉS D'OPTIMISATION (RÉDUCTION) DU SUIVI D'UN LAGUNAGE PAR RAPPORT AU TYPE DE VARIABLE ④ ET À L'ÉCHANTILLONNAGE SPATIAL ⑤ ET TEMPOREL ③

Sans vouloir décrire d'une manière exhaustive, cette méthode d'analyse factorielle détaillée notamment par BENZECRI (1973), CAILLIEZ et PAGES (1976), BOUROCHE et SAPORTA (1980), il faut au moins citer certaines de ses contraintes d'utilisation.

Tout d'abord les données utilisées doivent être quantitatives. Par ailleurs, l'image réduite (2 ou 3 dimensions) de la matrice initiale ne sera optimale que si les données sont distribuées de façon multinormale. Les contraintes théoriques qui en résultent sont :

- 1) de vérifier la normalité des distributions de fréquence de chaque variable (graphiquement : droite de Henry ; statiquement : test de Kolmogorov-Smirnoff).
- 2) et si nécessaire de rechercher une transformation normalisatrice (notamment par la méthode de BOX-COX).

Ces éventuelles transformations normalisatrices, hormis l'utilisation de fonctions simples telle \sqrt{x} ou $\log(x)$, présentent elles-mêmes des inconvénients. Parfois fastidieuses à trouver et de formulation ésotérique, elles rendent délicates la perception et l'interprétation des analyses réalisées sur des données ainsi transformées.

Après avoir testé l'ensemble des données utilisées dans ce travail, il s'est avéré que l'ensemble des variables concernant le dénombrement d'organismes vivants, ne suivait pas une distribution gaussienne, mais voyait leurs distributions de fréquence, sinon se normaliser du moins se stabiliser par une transformation du type logarithmique.

Les autres variables ne s'éloignant que peu et d'une manière non systématique de la normalité n'ont pas été transformées.

Enfin pour tester la robustesse de l'A.C.P. vis à vis des écarts à la multinormalité des données utilisées, nous avons réalisé en même temps que les A.C.P. réalisées sur des données brutes, des A.C.P. sur les rangs des variables (A.C.P. non paramé-

trique et donc non influencée par les écarts à la normalité) afin de vérifier que les résultats obtenus suivant ces deux techniques sont comparables.

Pour tester la validité des regroupements, a priori, des stations étudiées afin d'approcher la notion d'homogénéité spatiale des bassins de lagunage et donc d'appréhender le nombre de stations minimum permettant de conserver encore le maximum d'information, il a été fait appel à l'analyse discriminante.

Faisant partie des méthodes d'ordination en espace réduit comme l'A.C.P., l'analyse discriminante a pour principe de maximiser la variabilité entre des groupes d'objets (ici les stations d'étude, ou leur regroupement) constitués a priori et de minimiser la variabilité intragroupe. L'analyse discriminante permet ainsi d'apprécier a posteriori la validité des groupes formés initialement.

Enfin, la recherche des variables les plus significatives au sein d'un fichier de données est effectuée au moyen des techniques de choix de variables.

La méthode employée pour le choix des variables, basée sur la maximisation du coefficient de corrélation vectoriel (R.V.), a été mise au point par DO-CHI (1979) dont un exemple peut être trouvé dans BONIFAS et coll (1984).

Les logiciels, dont l'utilisation informatisée des différentes techniques précitées dépend, sont de diverses natures :

logiciel S.P.S.S. (NIE et al, 1975), BMDP (DIXON W.J. et al, 1981), ANADO (ARNAUD et coll, 1982), ADDAD (LEBEAUX, 1981).

Les traitements statistiques ont été réalisés à l'aide du système conversationnel GUTS sur l'ordinateur IBM 3033 du Centre National Universitaire Sud de Calcul.

IV - ANALYSES NUMERIQUES DU FICHER "PHYSICO-CHIMIE"

IV.1. - Statistiques de base pour chaque paramètre et à chaque station

Le nombre de prélèvements total du fichier physico-chimie est de 56, ce qui représente un prélèvement tous les 14 jours du 21 Mai 1980 au 16 Septembre 1982.

Les figures 7 à 17 montrent les histogrammes des valeurs de chacune des variables du fichier physico-chimie à chaque station.

Sous chacun des histogrammes sont reportés la moyenne, l'écart-type, le maximum, le minimum et le nombre de valeurs. La moyenne est repérée sur chacun des histogrammes par la lettre M.

IV.1.1. - Température (T) (fig. 7)

Les histogrammes obtenus sont superposables d'une station à l'autre. Les moyennes, écarts-types sont du même ordre de grandeur, ce qui en toute logique montre que le paramètre température prend des valeurs identiques en tout point du lagunage. L'amplitude thermique moyenne constatée (24°C) signe des contrastes saisonniers importants.

IV.1.2. - Conductivité (L) (fig. 8)

L'asymétrie des histogrammes est importante surtout pour les dernières stations. Elle est due en grande partie à l'existence de valeurs plus élevées de conductivité aux 4 dernières stations. En faisant abstraction de ces valeurs extrêmes, la majorité des valeurs est comprise entre 2 et 3 s/cm.

IV.1.3. - PH (fig. 9)

Si les moyennes observées aux différentes stations sont comparables (7,8-8) les histogrammes présentent des aspects différents : monomodal pour les stations du premier bassin et pluri-

modal aux trois dernières stations. Les valeurs maximales peuvent dépasser 9 unités sauf à la station 1.

IV.1.4. - Oxygène dissous (O_2) (fig. 10)

2

A l'inverse des paramètres précédents, les concentrations en oxygène dissous varient d'une station à l'autre ce qui se traduit par un déplacement des histogrammes et des moyennes vers des valeurs plus élevées de la station 1 à la station 8. Progressivement les valeurs moyennent passent de moins de 1 ppm à la station 1 à près de 6 ppm à la station 8. Les valeurs extrêmes maximales suivent la même progression.

IV.1.5. - Demande biochimique en oxygène (DBO₅) (fig. 11)

5

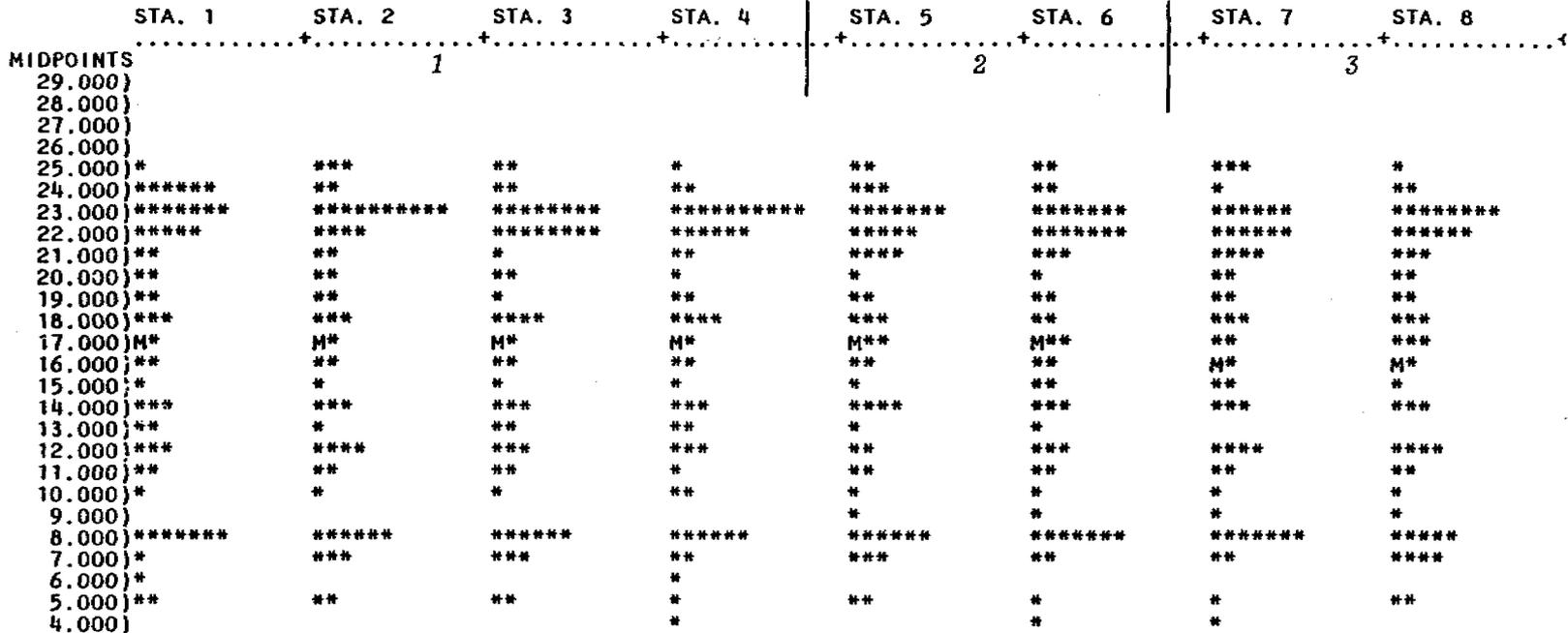
Les histogrammes et les valeurs moyennes de la DBO₅ montrent une évolution opposée à celle de l'oxygène dissous. Il faut noter que la valeur moyenne (160 mg/l) de ce paramètre à l'arrivée des eaux usées (station 1) est inférieure à celles des eaux usées domestiques citées couramment dans la littérature (entre 200 et 300 mg/l). Ce fait traduit vraisemblablement l'existence d'une dilution des eaux usées brutes le long du réseau qui ne peut être considéré comme strictement séparatif. Les écarts les plus importants dans les moyennes calculées ne se font pas d'une station à une autre, mais plutôt d'un bassin à un autre.

Les valeurs obtenues en sortie du lagunage aboutissent à une moyenne inférieure à 50 mg/l.

Les valeurs extrêmes correspondent quasi exclusivement à de très faibles valeurs de DBO₅ (entre 0 et 10 mg/l). Elles sont rencontrées essentiellement aux dernières stations pour des prélèvements réalisés en début d'étude alors que le front de pollution n'avait pas atteint celles-ci.

Fig. 7 ETUDE DU FICHIER PHYSICO-CHEMIQUE

HISTOGRAM OF * T * (VARIABLE 2). CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)



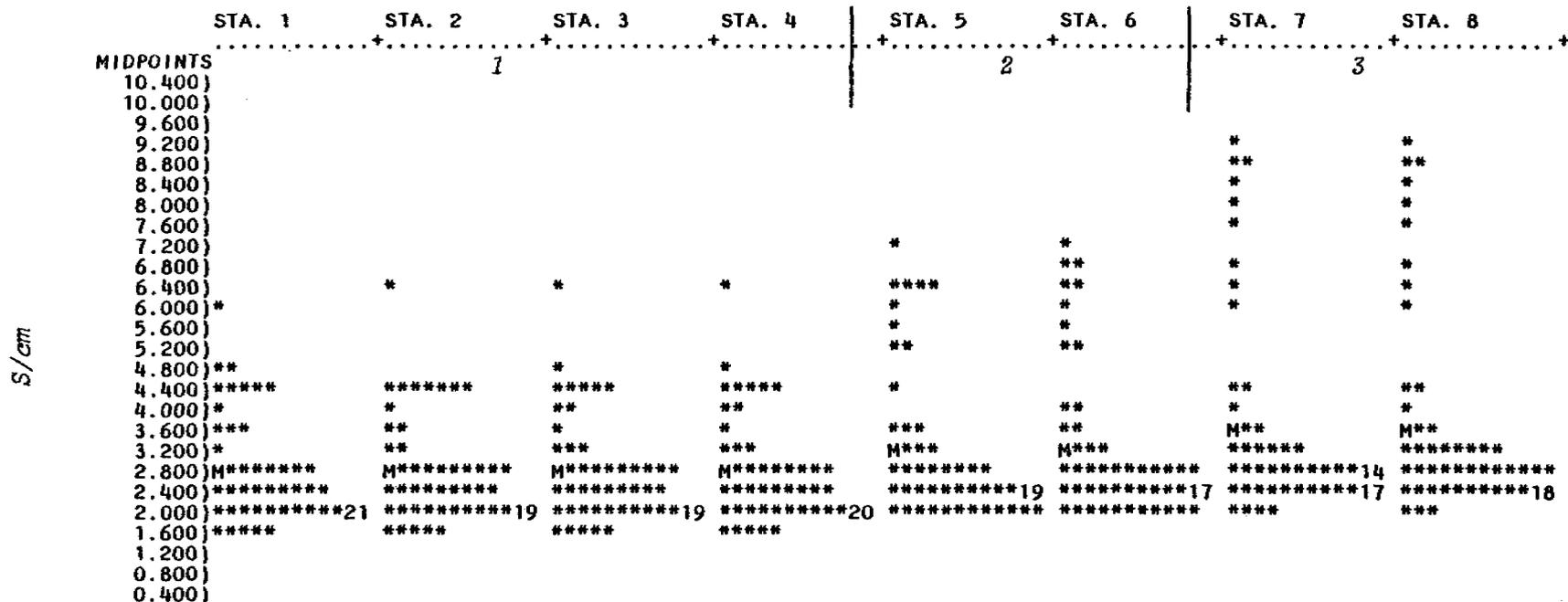
GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, N'S OTHERWISE

MEAN	16.793	16.762	16.727	16.675	16.605	16.530	16.468	16.475
STD. DEV.	6.382	6.415	6.381	6.348	6.375	6.392	6.361	6.364
MAXIMUM	28.200	28.300	28.400	28.300	28.500	28.800	28.700	28.800
MINIMUM	5.200	4.900	4.600	4.400	4.600	4.400	4.400	5.000
SAMPLE SIZE	56	56	56	56	56	56	56	56

Les trois bassins sont séparés par les traits verticaux et numérotés de 1 à 3.

Fig. 8 ETUDE DU FICHIER PHYSICO-CHEMIQUE

HISTOGRAM OF * L * (VARIABLE 3). CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)

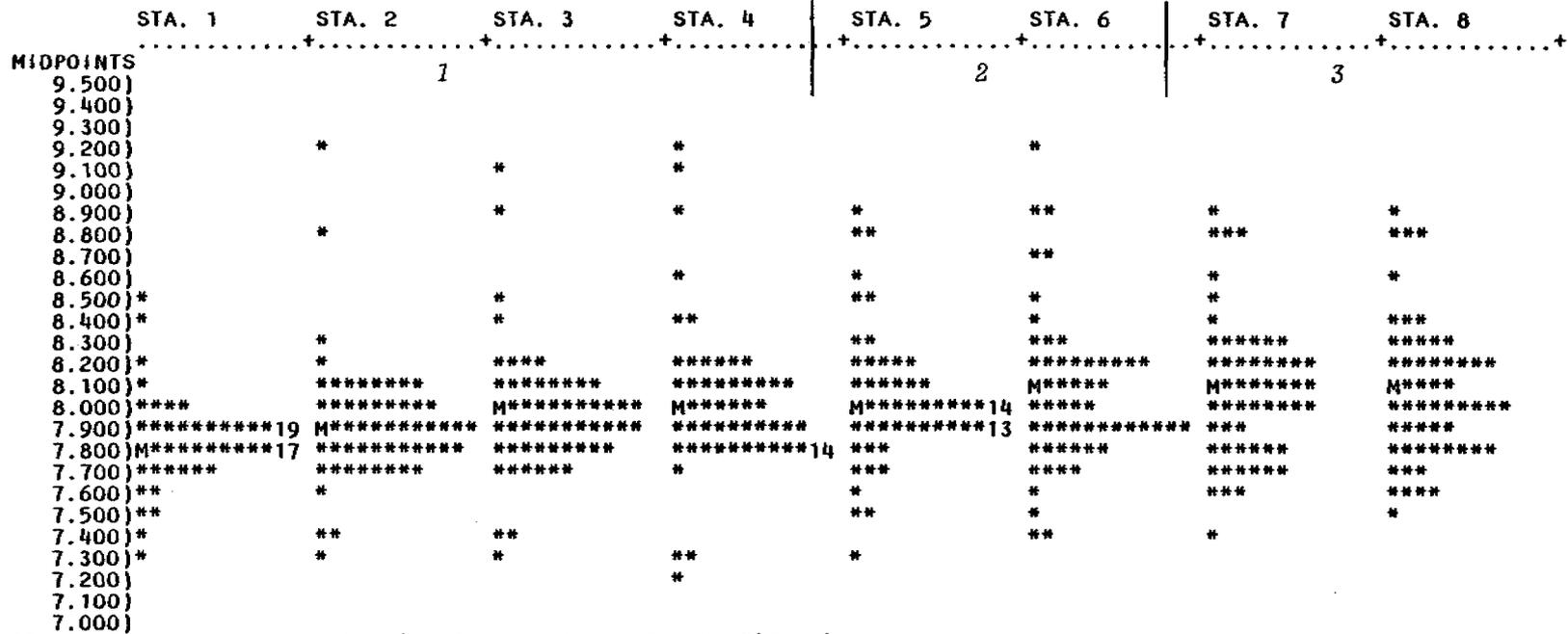


GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, N'S OTHERWISE

	2.678	2.667	2.667	2.667	3.131	3.151	3.598	3.611
MEAN	2.678	2.667	2.667	2.667	3.131	3.151	3.598	3.611
STD. DEV.	0.965	0.966	0.972	0.970	1.397	1.444	1.981	1.963
MAXIMUM	5.810	6.220	6.250	6.300	7.070	7.210	9.180	9.210
MINIMUM	1.650	1.600	1.620	1.590	1.950	1.950	2.100	2.110
SAMPLE SIZE	56	56	56	56	56	56	56	56

Fig. 9 ETUDE DU FICHIER PHYSICO-CHEMIQUE

HISTOGRAM OF * PH * (VARIABLE 4). CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)

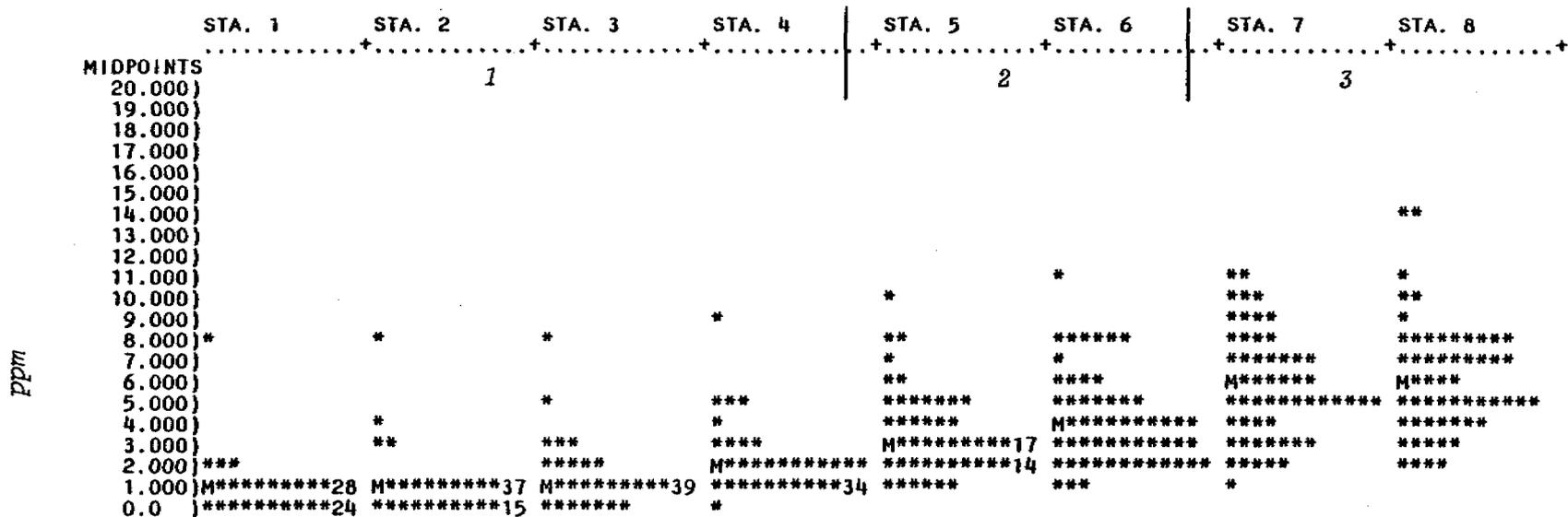


GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, N'S OTHERWISE

MEAN	7.839	7.914	7.962	8.007	8.025	8.052	8.070	8.064
STD. DEV.	0.195	0.287	0.296	0.353	0.302	0.353	0.325	0.322
MAXIMUM	8.500	9.200	9.100	9.200	8.900	9.200	8.900	8.900
MINIMUM	7.300	7.300	7.300	7.200	7.300	7.400	7.400	7.500
SAMPLE SIZE	56	56	56	56	56	56	56	56

Fig. 10 ETUDE DU FICHER PHYSICO-CHEMIQUE

HISTOGRAM OF * 02 * (VARIABLE 5). CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)

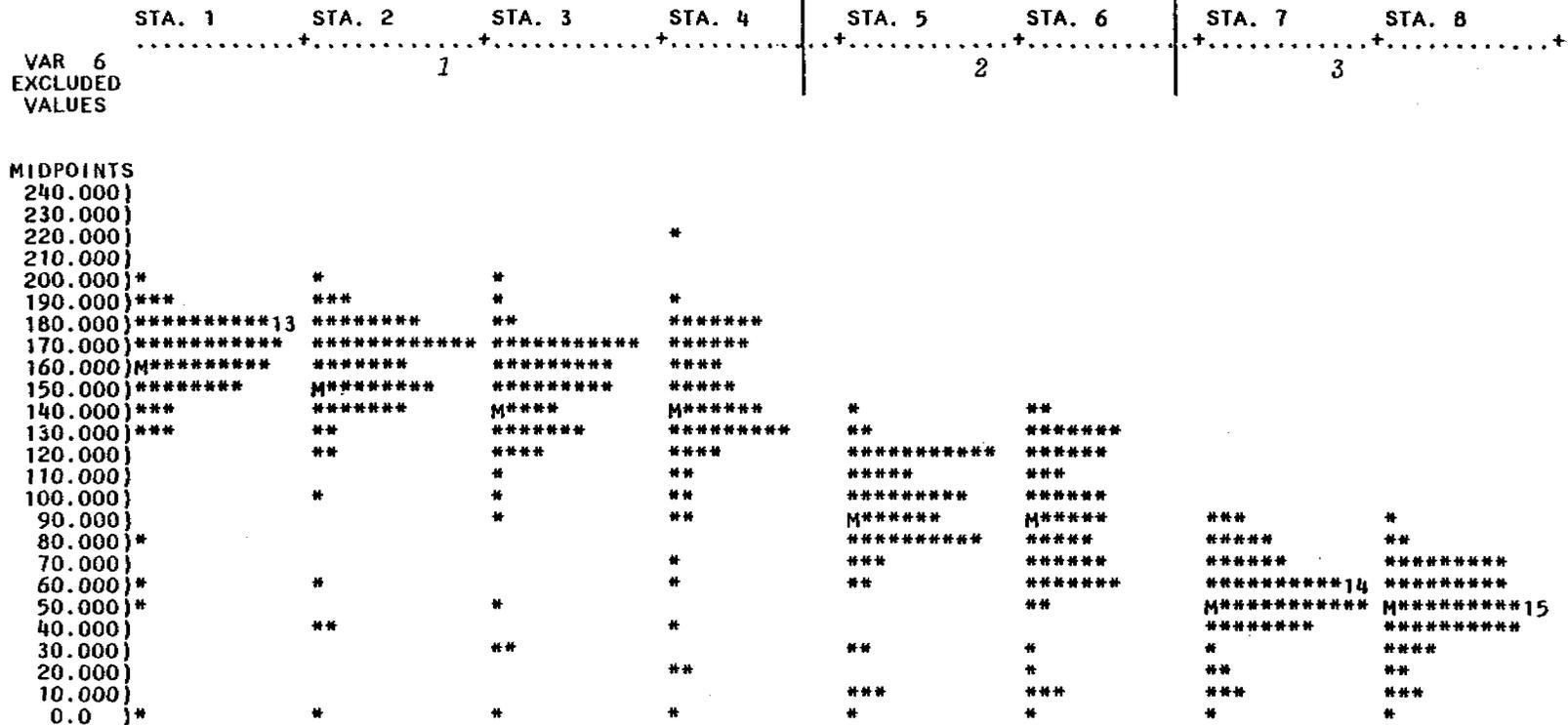


GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, N'S OTHERWISE

MEAN	0.829	1.112	1.334	1.745	3.486	4.095	5.757	6.146
STD. DEV.	1.107	1.201	1.267	1.474	1.933	2.255	2.541	2.674
MAXIMUM	8.300	8.400	8.500	8.600	10.400	10.900	11.300	14.300
MINIMUM	0.100	0.200	0.200	0.500	1.000	1.000	1.200	2.000
SAMPLE SIZE	56	56	56	56	56	56	56	56

Fig. 11 ETUDE DU FICHIER PHYSICO-CHEMIQUE

HISTOGRAM OF * DB05 * (VARIABLE 6). CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)



ppm

GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, N'S OTHERWISE

	STA. 1	STA. 2	STA. 3	STA. 4	STA. 5	STA. 6	STA. 7	STA. 8
MEAN	158.589	151.875	142.214	135.536	90.375	87.268	54.891	49.875
STD. DEV.	35.448	38.442	38.643	44.517	32.156	36.364	20.841	19.327
MAXIMUM	201.000	205.000	200.000	220.000	138.000	145.000	95.000	87.000
MINIMUM	5.000	3.000	5.000	5.000	4.000	3.000	5.000	3.000
SAMPLE SIZE	56	56	56	56	56	56	55	56

IV.1.6. - Demande chimique en oxygène (D.C.O.) (fig. 12)

L'évolution de la DCO le long du lagunage présente les mêmes caractéristiques que celles de la DBO_5 . Le rapport DCO/ DBO_5 calculé sur les moyennes de ces variables à chaque station est, le long du lagunage, quasi constant et voisin de 2.

IV.1.7. - Chlorures (Cl^-) (fig. 13)

L'examen des histogrammes montre une augmentation progressive des teneurs moyennes en Cl^- du 1er bassin au second et du second au 3ème. Cette augmentation est due à l'existence de valeurs extrêmes en Cl^- , qui apparaissent aux stations 5 à 8. La nature des sols sur lesquels ont été aménagés les bassins (marais salant) est certainement à l'origine de ces fortes valeurs qui s'éliminent progressivement par lessivage.

IV.1.8. - Sulfates (SO_4^{--}) (fig. 14)

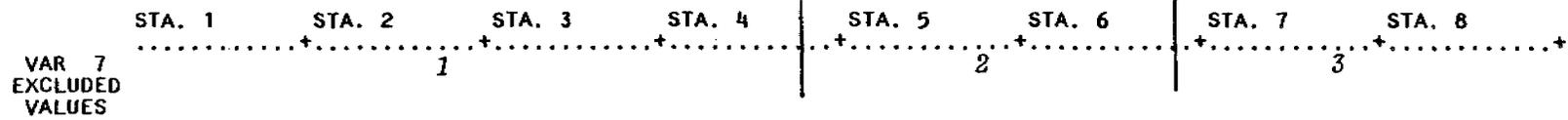
De concentrations moyennes moins élevées que les chlorures, les sulfates présentent une même évolution. Les valeurs extrêmes constatées ont en partie la même origine que celles des Cl^- , mais il existe aussi une source d'apport ponctuelle non négligeable dans les rejets des caves viti-vinicoles raccordées au réseau.

IV.1.9. - Azote ammoniacal (NH_4^+) (fig. 15)

Comme les autres variables caractéristiques de la pollution (DBO_5 , DCO) les valeurs d'azote ammoniacal décroissent de la station 1 à la station 8. Les histogrammes montrent des distributions de valeurs relativement régulières, les valeurs extrêmes étant ici le plus souvent des valeurs minimales (rencontrées aux dernières stations), et correspondant certainement à des eaux n'ayant pas encore reçues de pollution (mise en eau du lagunage).

Fig. 12 ETUDE DU FICHIER PHYSICO-CHEMIQUE

HISTOGRAM OF * DCO * (VARIABLE 7). CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)



MIDPOINTS

480.000)								
460.000)								
440.000)								
420.000)*								
400.000)**	*							
380.000)		**						
360.000)*****	****	*		*				
340.000)*****	*****	***	*					
320.000)*****18	*****14	*****	*****					
300.000)M*****	M*****	*****	*****					
280.000)*****	*****	M*****13	*****17	***	*			
260.000)*	***	*****	M*****	*	**	**		
240.000)	*	****	****	***	***	***		
220.000)	*		*****	*****	***			
200.000)		***		*****16	*****		*	
180.000)*				M*****14	M*****16	*	**	
160.000)	*			*****	*****	***	**	
140.000)				*	****	*****	***	
120.000)		*			***	M*****14	*****	
100.000)			*		*	*****17	M*****21	
80.000)**	**				*	****	*****	
60.000)		**				****	****	
40.000)			**	*	*	***	*	
20.000)*	*		*	***	***	***	****	
0.0)		*						

ppm

23

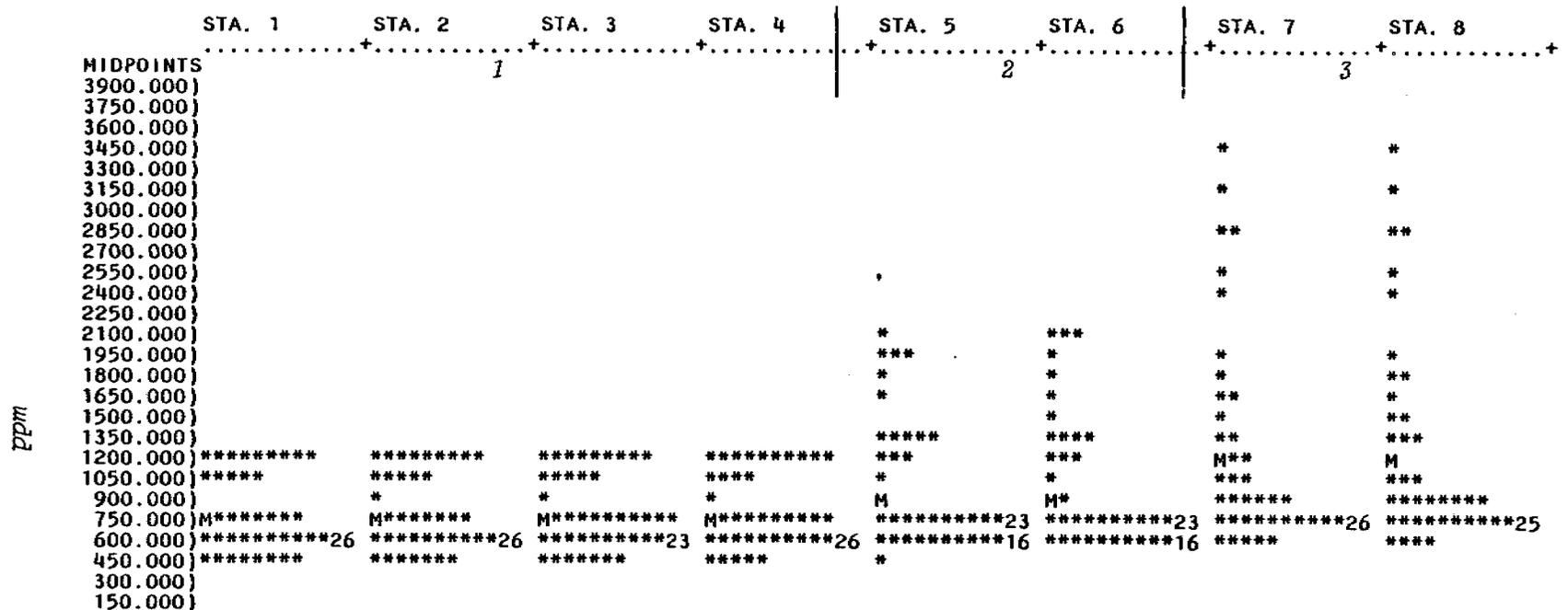
GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, N'S OTHERWISE

MEAN	306.018	293.304	277.875	256.089	188.429	171.357	112.927	101.054
STD. DEV.	69.821	68.421	67.855	67.055	58.744	56.673	45.409	39.618
MAXIMUM	419.000	400.000	385.000	346.000	356.000	277.000	265.000	203.000
MINIMUM	15.000	15.000	10.000	12.000	18.000	14.000	14.000	14.000
SAMPLE SIZE	56	56	56	56	56	56	55	56

Fig. 13

ETUDE DU FICHIER PHYSICO-CHEMIQUE

HISTOGRAM OF * CL * (VARIABLE 8). CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)

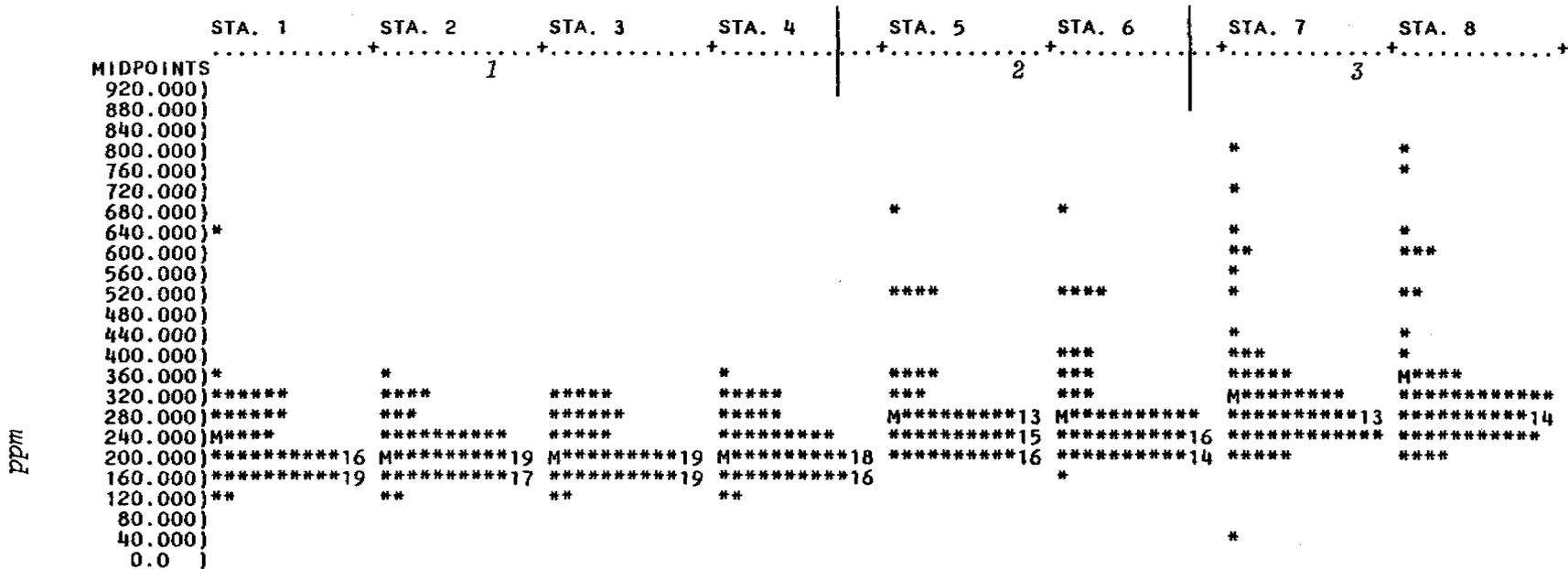


GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, N'S OTHERWISE

	738.393	740.357	748.393	758.571	914.821	928.393	1132.518	1141.518
MEAN	738.393	740.357	748.393	758.571	914.821	928.393	1132.518	1141.518
STD. DEV.	252.657	256.869	254.571	256.220	419.948	429.561	688.861	691.296
MAXIMUM	1240.000	1240.000	1260.000	1250.000	2100.000	2130.000	3480.000	3490.000
MINIMUM	440.000	450.000	450.000	460.000	520.000	530.000	580.000	570.000
SAMPLE SIZE	56	56	56	56	56	56	56	56

Fig. 14 ETUDE DU FICHIER PHYSICO-CHEMIQUE

HISTOGRAM OF * S04 * (VARIABLE 9). CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)

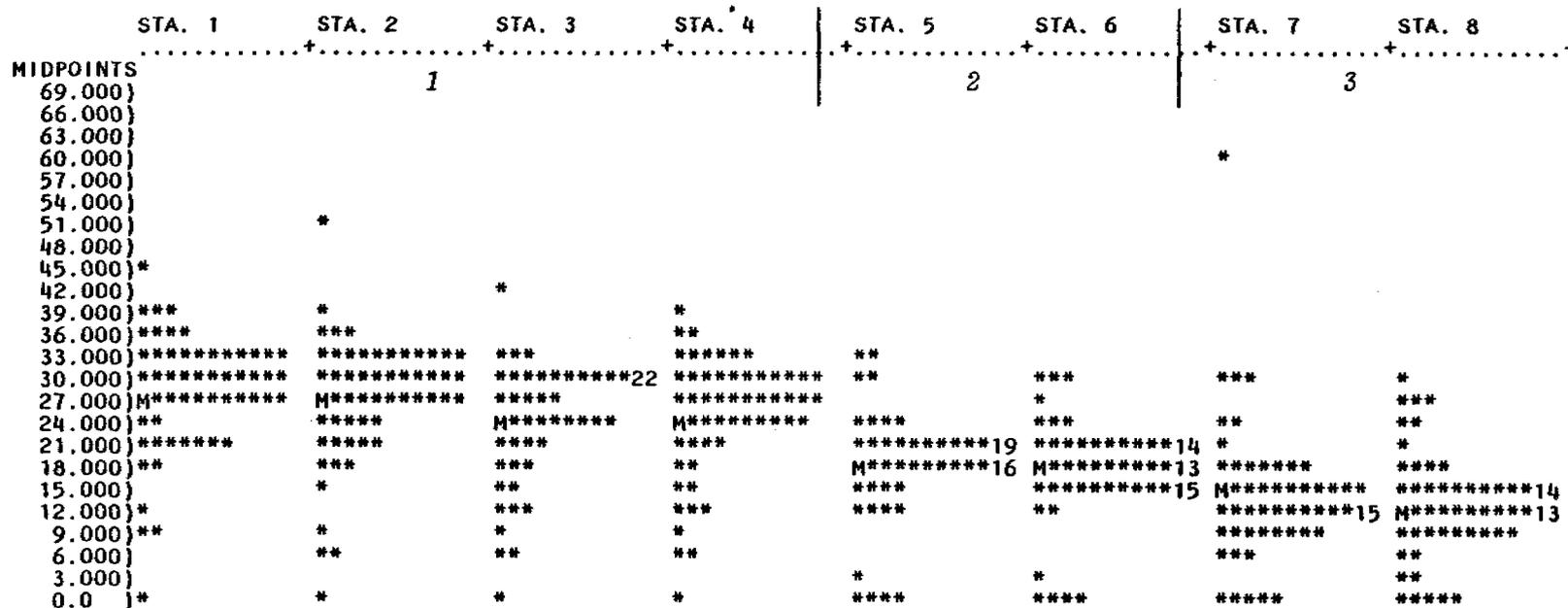


GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, N'S OTHERWISE

	STA. 1	STA. 2	STA. 3	STA. 4	STA. 5	STA. 6	STA. 7	STA. 8
MEAN	221.143	209.411	208.661	212.411	277.821	287.196	325.946	340.125
STD. DEV.	83.121	51.911	54.470	55.995	99.287	101.459	138.728	133.986
MAXIMUM	640.000	348.000	340.000	352.000	670.000	666.000	790.000	800.000
MINIMUM	129.000	132.000	135.000	137.000	181.000	170.000	31.000	195.000
SAMPLE SIZE	56	56	56	56	56	56	56	56

Fig. 15 ETUDE DU FICHIER PHYSICO-CHEMIQUE

HISTOGRAM OF * NH4 * (VARIABLE 10). CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)



GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, N'S OTHERWISE

MEAN	28.046	27.039	24.930	24.664	18.309	17.312	13.954	12.861
STD. DEV.	7.989	8.252	7.906	8.025	6.911	6.720	9.148	6.810
MAXIMUM	45.900	49.700	41.000	38.200	32.100	31.500	59.700	29.700
MINIMUM	0.600	0.700	0.500	0.600	0.400	0.300	0.200	0.200
SAMPLE SIZE	56	56	56	56	56	56	56	56

ppm

IV.1.10. - Azote nitrique (NO_2^-) (fig. 16)

Les histogrammes des stations appartenant à un même bassin sont semblables. Les moyennes observées sont très faibles dans le 1er bassin ($< 0,2$ mg/l). Elles augmentent dans le 2ème et 3ème bassin, où quelques rares valeurs extrêmes peuvent dépasser 3 mg/l.

IV.1.11. - Orthophosphates (PO_4^{--}) (fig. 17)

Apportée par les eaux usées, cette fraction du phosphore minéral présente des valeurs décroissantes le long du lagunage. Les histogrammes et les moyennes sont surtout décalés lors du passage de la station 4 à la station 5.

IV.2. - Analyse de la structure temporelle des caractéristiques physico-chimiques à chaque station

IV.2.1. - L'arrivée des eaux usées

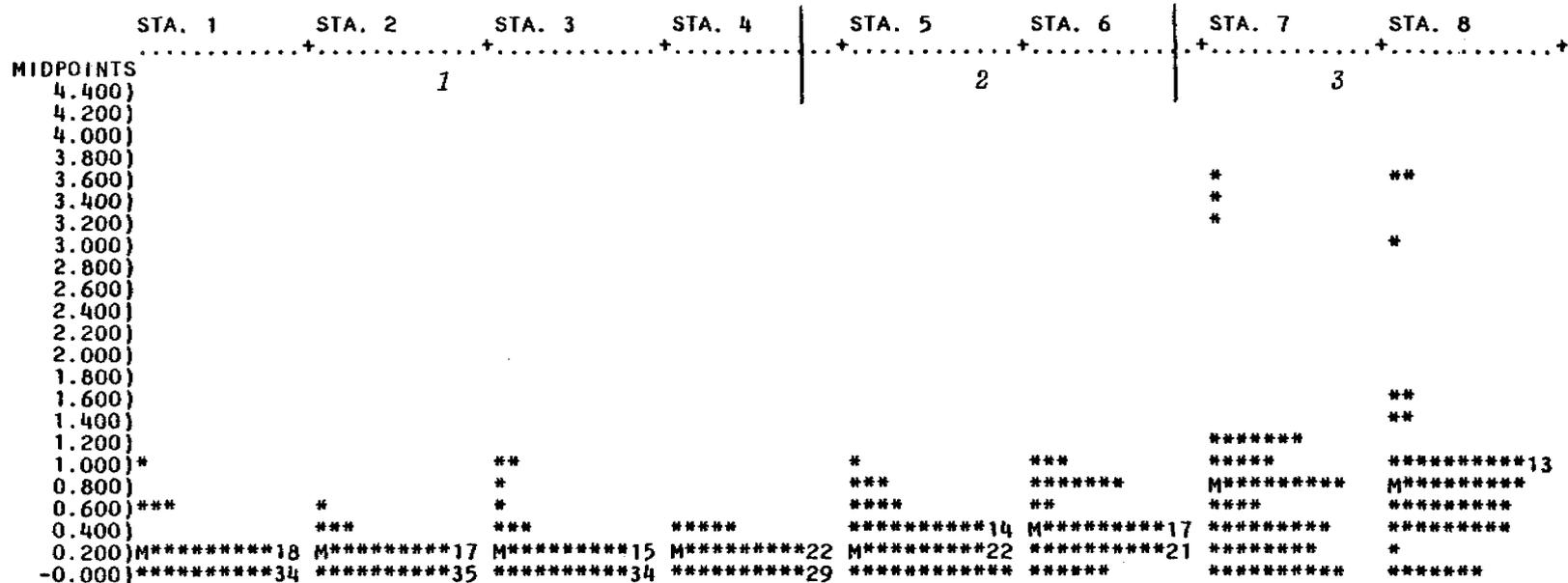
Une première série d'analyses en composantes principales (A.C.P.) réalisées pour chaque station sur l'ensemble des prélèvements physico-chimiques (56) permet de mettre très nettement en évidence l'arrivée et l'impact physico-chimique progressifs des eaux usées aux différentes stations de prélèvement.

Ce premier résultat est illustré sur la figure 18 qui rassemble les A.C.P. réalisées aux 8 stations sur le fichier complet.

Les premiers prélèvements réalisés se distinguent clairement sur chacun de ces graphiques de l'ensemble des autres prélèvements, et ce, surtout par rapport à l'axe 1.

Fig. 16 ETUDE DU FIGIER PHYSICO-CHEMIQUE

HISTOGRAM OF * NO2 * (VARIABLE 11). CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)



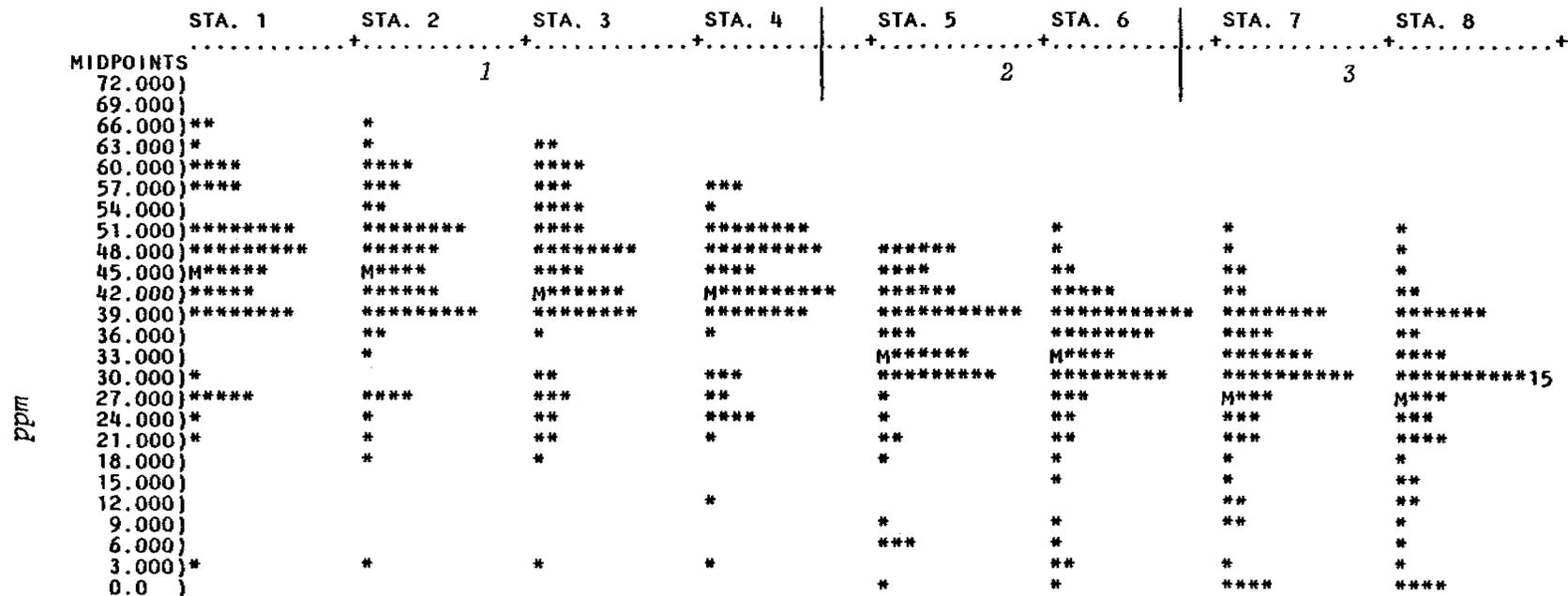
GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, N'S OTHERWISE

MEAN	0.120	0.105	0.152	0.123	0.286	0.376	0.704	0.838
STD. DEV.	0.186	0.121	0.227	0.108	0.220	0.281	0.749	0.739
MAXIMUM	1.020	0.540	1.070	0.470	1.050	1.020	3.570	3.700
MINIMUM	0.010	0.010	0.010	0.010	0.020	0.010	0.010	0.010
SAMPLE SIZE	56	56	56	56	56	56	56	56

ppm

Fig. 17 ETUDE DU FICHIER PHYSICO-CHEMIQUE

HISTOGRAM OF * P04 * (VARIABLE 12). CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)



GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, N'S OTHERWISE

MEAN	44.904	43.862	43.277	40.918	33.841	31.904	28.252	27.082
STD. DEV.	12.074	11.880	12.574	11.095	11.391	11.381	12.401	12.240
MAXIMUM	66.800	65.900	62.200	58.500	48.900	52.000	50.000	50.000
MINIMUM	3.300	3.000	2.100	2.000	1.200	1.500	1.000	1.000
SAMPLE SIZE	56	56	56	56	56	56	56	56

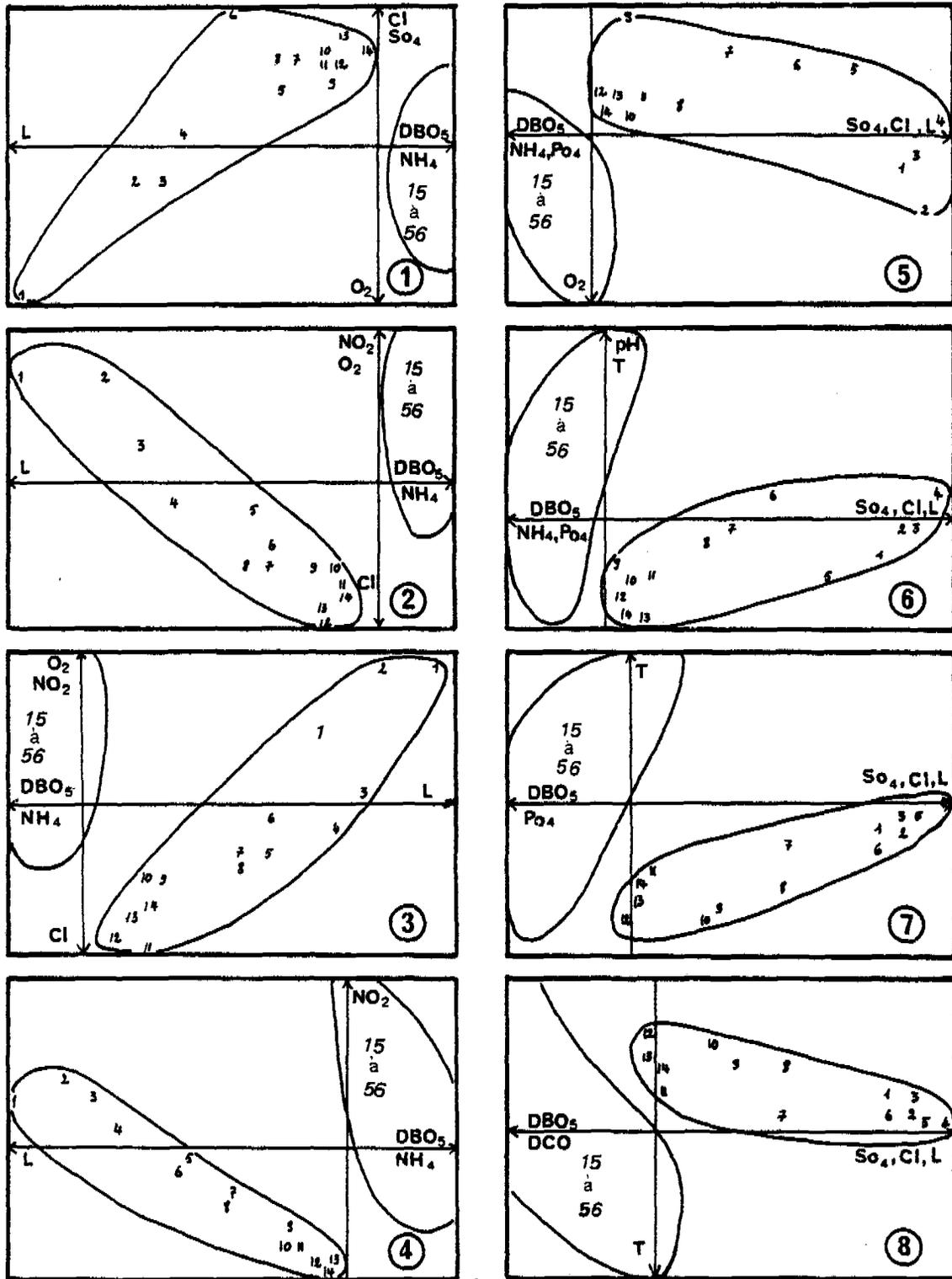


Fig. 18 - Analyses en composantes principales sur le fichier "physico-chimie" complet de chaque station : position des 14 premiers prélèvements par rapport à la projection des 56 prélèvements sur le plan formé par les 2 premières composantes (% d'inertie : 1 : 59,3; 2 : 63,1; 3 : 65; 4 : 66,3; 5 : 67,4 ; 6 : 68,1; 7 : 63,3; 8 : 66,2).

Cet axe se caractérise essentiellement à chaque station par des variables exprimant dans un sens la pollution physico-chimique : DBO_5 , DCO , NH_4^+ , et à l'opposé la conductivité et/ou les concentrations en Cl^- et SO_4^{--} .

Les premiers prélèvements apparaissent donc logiquement non pollués, et de conductivité élevée (absence de lessivage) et sont plus nombreux au fur et à mesure de l'éloignement de l'arrivée des eaux usées (1 point à la station 1, 6 à la station 8), du fait du temps nécessaire à l'arrivée du front de pollution et au lessivage des eaux initiales.

L'existence, dans le fichier de données, de prélèvements non soumis ou partiellement soumis à l'impact des eaux usées induit, à l'issue des A.C.P., un premier axe factoriel (arrivée de la pollution) qui peut masquer l'existence d'autres phénomènes temporels.

A la suite de ces premiers résultats, il a été décidé de retirer du fichier des données physico-chimiques, les prélèvements qui, sur les graphiques des ACP, s'individualisaient distinctement de l'ensemble des autres prélèvements. De façon à réaliser ceci d'une manière homogène pour les différentes stations, les prélèvements 1 à 14 inclus ont été éliminés.

IV.2.2. - Evolution temporelle des caractéristiques physico-chimiques des eaux du lagunage "en régime".

Les analyses en composantes principales réalisées après rectification du fichier physico-chimie sont présentées sur la figure 19.

Les prélèvements qui étaient précédemment trop condensés dans une zone très étroite du plan des 2 premières composantes se trouvent mieux dispersés dans ce même plan (fig. 19).

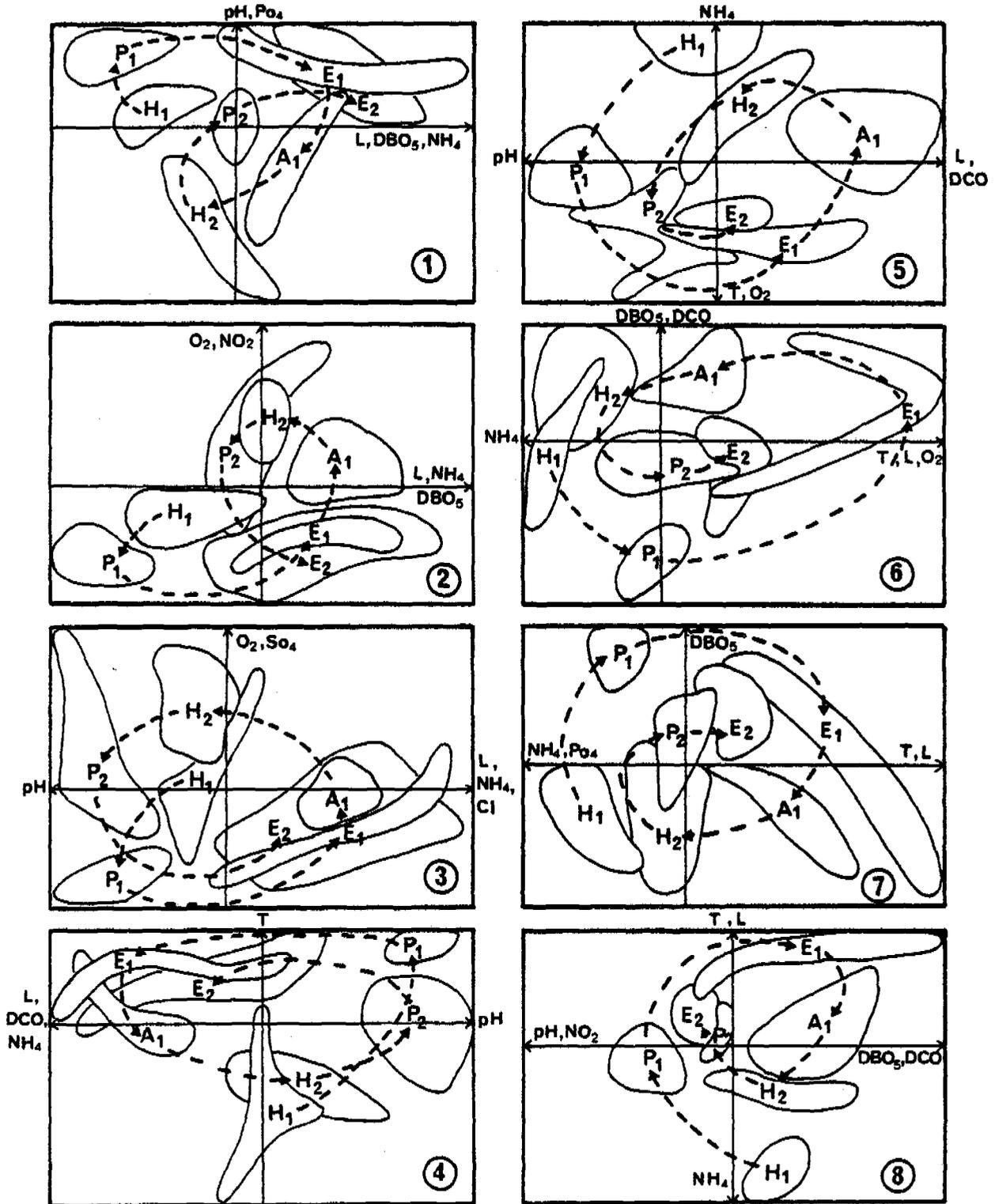


Fig. 19 - Analyses en composantes principales sur le fichier "physico-chimie" de chaque station épuré des 14 premiers prélèvements: projection des 42 prélèvements sur le plan formé par les 2 premières composantes (% d'inertie : 1 : 47 ; 2 : 44; 3 : 39; 4 : 41,5 ; 5 : 43; 6 : 48,3 ; 7 : 46,3; 8 : 52,3).

La signification des abréviations saisonnières se trouve dans le texte à la page 15.

Pour visualiser s'il existe ou non une organisation temporelle des données physico-chimiques à chaque station, les prélèvements appartenant à une même saison ont été réunis par une délimitation graphique (Hiver 1 (H1) : 17/12/80 - 21/03/81 ; Printemps 1 (P1) : 07/04/81 - 03/06/81 ; Eté 1 (E1) : 17/06/81 - 26/08/81 ; Automne 1 (A1) : 09/09/81 - 05/11/81 ; Hiver 2 (H2) : 19/11/81 - 25/03/82 ; Printemps 2 (P2) : 08/04/82 - 03/06/82 ; Eté 2 (E2) : 17/06/82 - 16/09/82).

Ce découpage conserve les positions respectives des prélèvements sur le plan principal des ACP : il existe donc des entités physico-chimiques saisonnières distinctes et cohérentes à chaque station étudiée. Les seules superpositions ou rapprochements des regroupements effectués a priori s'observent pour des séries de prélèvements appartenant à des saisons identiques : exemple E et E aux 8 stations.

Par ailleurs, l'illustration de la chronologie entre ces différentes saisons par des flèches (fig. 19) montre l'existence d'un gradient d'évolution temporelle des groupes de prélèvements entre la station 1 et la station 8.

Alors que de la station 1 à la station 4, les regroupements saisonniers semblent plus ou moins, se chevaucher à partir de la station 5, ils présentent une organisation chronologique en forme de spirale.

Pour interpréter ces différents résultats, il faut utiliser ceux fournis par la projection des variables dans l'espace des prélèvements (fig. 19).

Le premier axe est défini aux 8 stations d'une part par au moins un des paramètres caractéristiques de l'intensité de la pollution apportée par les eaux usées : DBO_5 et/ou DCO et/ou NH_4^+ . Sur ce même axe, mais à l'opposé, ou bien sur le second axe se trouvent le plus souvent les paramètres O_2 et pH (dont l'intensité est une caractéristique de l'activité phytoplanctonique) et aux dernières stations la température c'est donc en référence

à la nature plus ou moins polluée des eaux que s'organisent les différents prélèvements et leurs regroupements saisonniers.

Aux quatre premières stations, l'évolution temporelle va dans le sens de l'accroissement des concentrations en DBO_5 et/ou DCO et/ou NH_4^+ du premier hiver au premier été. Ensuite du premier automne au 2ème printemps, il y a une diminution de ces paramètres qui s'accroissent à nouveau au 2ème été qui lui-même chevauche le 1er.

De la station 5 à la station 8, l'effet d'évolution en spirale indique que, si les 2 premières étapes d'augmentation et de diminution de la pollution coïncident avec celles décrites pour les stations précédentes, l'accroissement de la pollution du 2ème hiver au 2ème été est nettement moins élevée que celle du 1er hiver au 1er été.

Ce phénomène s'accompagne également d'une moins grande dispersion des prélèvements du second été par rapport aux valeurs des variables des deux premiers axes.

Les résultats montrent d'une manière très précise que les derniers bassins, i.e. les plus éloignés de l'arrivée de la pollution, présentent au bout de la 2ème année de fonctionnement un cycle saisonnier très net dans l'évolution de la pollution organique et une capacité d'épuration plus importante que celle de la 1ère année. Le premier bassin de lagunage bien que présentant, lui aussi, une évolution saisonnière ne possède pas, par contre, la capacité de mieux épurer de la 1ère à la 2ème année.

IV.3. - Analyse de la structure spatiale des caractéristiques physico-chimiques sur l'ensemble du lagunage.

Pour analyser plus en détail, l'évolution des paramètres physico-chimiques le long du lagunage c'est-à-dire apprécier comment se structure spatialement les caractéristiques physico-chimiques d'une eau usée soumise à un tel procédé, une analyse en

composantes principales a été réalisée sur l'ensemble des données recueillies aux 8 stations.

Les figures 20 et 21 représentent la projection de l'ensemble des prélèvements sur respectivement le plan formé par les 2 premières et la 2ème et 3ème composantes principales.

Sur ces ordinations ont été reportées des courbes qui réunissent soit les points-prélèvements appartenant à une même station (identifiés par le n° de la station) (fig. 20) soit ceux qui ont une provenance saisonnière commune (identifiés par un des symboles ., +, -, *) (fig. 21).

L'examen de la figure 20 permet de constater qu'il existe des zones privilégiées de regroupement des prélèvements issus d'une même station ou de stations voisines. C'est ainsi qu'à droite du graphique se situent essentiellement des prélèvements provenant des stations 1, 2, 3 et 4 qu'en son centre apparaissent surtout les prélèvements des stations 5 et 6, et qu'enfin à gauche du graphique se trouve principalement les prélèvements des stations 7 et 8.

Il y a donc un gradient d'évolution spatiale apparent qui se superpose et dépasse même en intensité (47 % d'inertie), l'évolution saisonnière précédemment mise en évidence et retrouvée d'ailleurs sur le 2ème et 3ème axe (26 % d'inertie).

C'est visiblement par saisons (fig. 21) que se regroupent le plus distinctement les prélèvements : été et hiver se séparent sur l'axe 2 et sur l'axe 3 printemps et automne.

L'interprétation de ces ordinations s'obtient en considérant les variables associées à la définition des axes de la figure 20 et 21.

La zone du graphique (fig. 20) située à droite de l'origine se caractérise par de fortes valeurs de DBO_5 , DCO et NH_4^+ et de

LARGEUR= 2.86629 HAUTEUR= 4.22455 -NOMBRE DE POINTS= 344 --OPTIC= 1 --GRAPH= 1 --ECHELLE:1 CM= 0.28939 2 CARACTERE=0.148
 1 LIGNE=0.123 -FORMAT:(1X, 6CA2,A1,3I3) 61

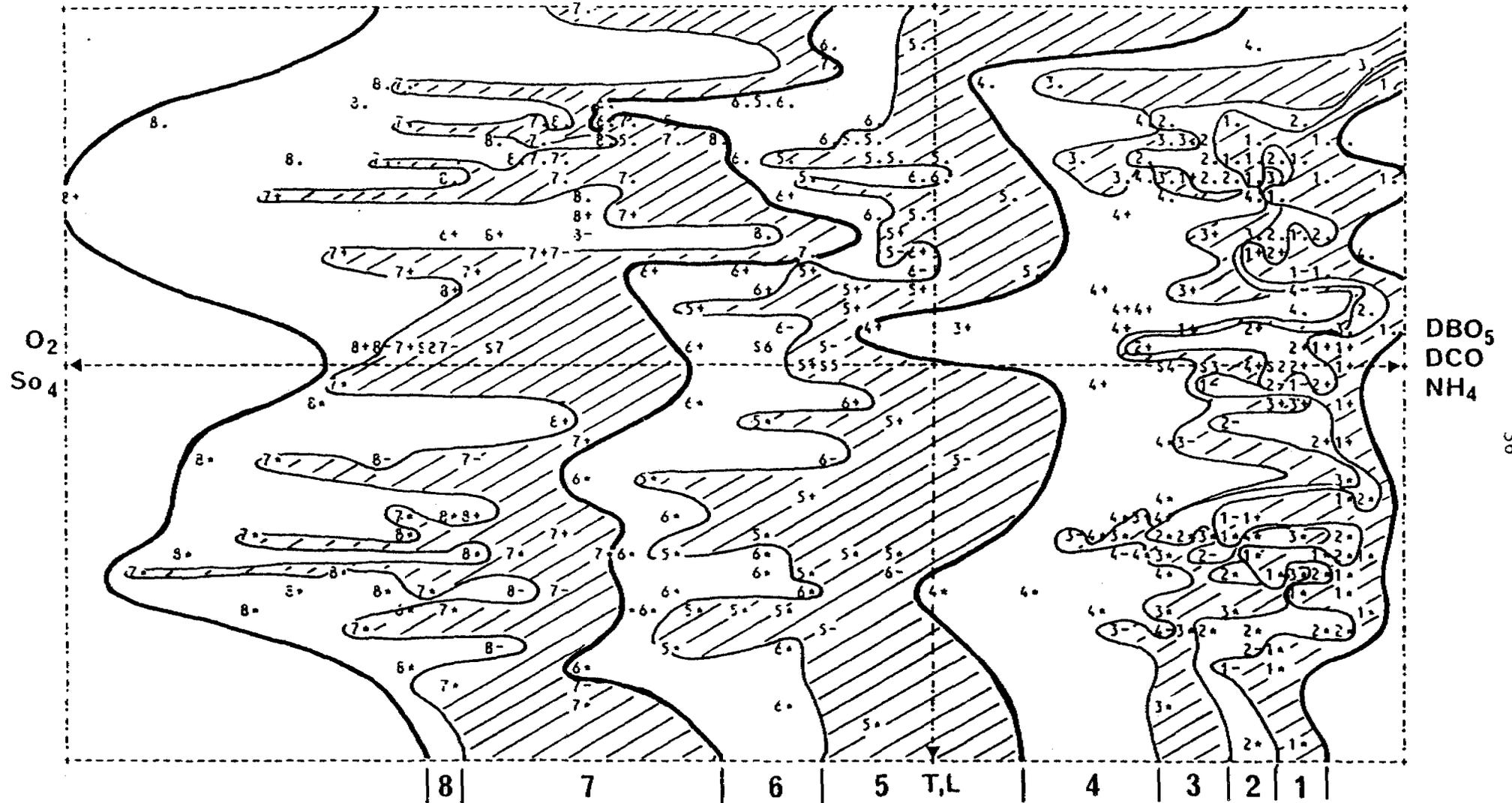


Fig. 20 - Analyse en composantes principales de l'ensemble des fichiers "physico-chimie" des 8 stations. Projection des prélèvements par le n° de la station dont ils sont issus et par leur origine saisonnière. (* = hiver; + = printemps; - = automne; # = été) sur le plan formé par les 2 premiers axes (% d'inertie = 62).

LARGEUR= 6.40605 HAUTEUR= 4.22459 -NOMBRE DE POINTS= 344 --OPTION= 1 --GRAPH=1 --ECHELLE:1 CM= C.26997 2 CARACTERE=0.112
 1 LIGNE=0.115 -FORMAT:(1X, 27A2,47,313) 52

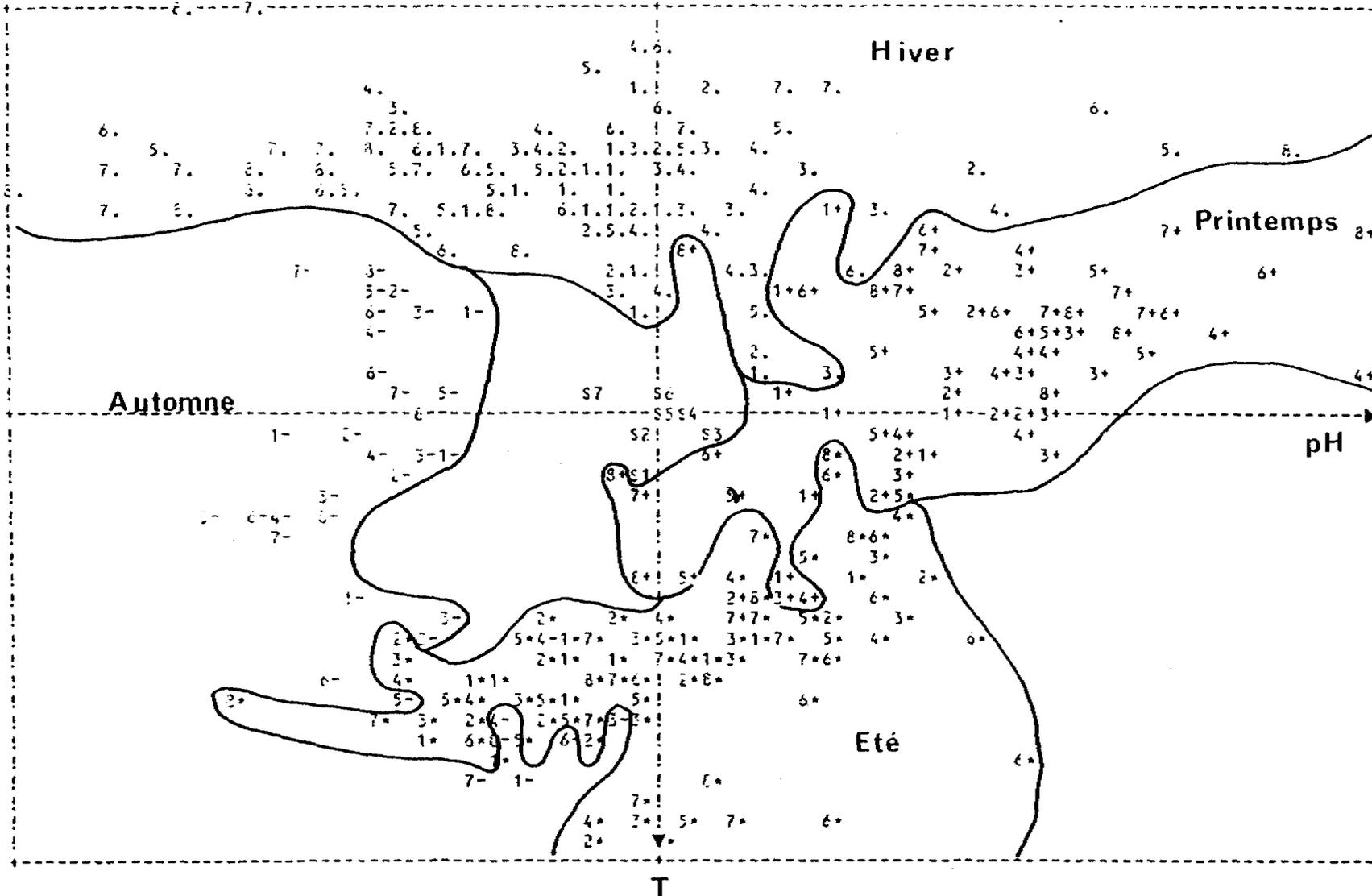


Fig. 21 - Analyse en composantes principales de l'ensemble des fichiers "physico-chimie" des 8 stations. Projection des prélèvements sur le plan formé par les axes 2(T) et 3 (pH). La signification des identifications est mentionnée sur la figure 20. (% d'inertie = 26).

faibles valeurs en O_2 et SO_4^{--} et c'est l'inverse pour la zone située à gauche de l'origine.

Par rapport à l'axe 2 vertical, les prélèvements situés dans le bas du graphique de la figure 21 correspondent essentiellement à des valeurs de température élevées, et à l'opposé ceux situés dans le haut du graphique à des températures plus faibles.

L'évolution spatiale des prélèvements constatée sur la figure 20 est donc tout d'abord régie par un axe horizontal définissant la nature plus ou moins polluée ou plus ou moins épurée des eaux transitant le long du lagunage. La diminution de la charge polluante mesurée par la DBO_5 , DCO et NH_4^+ s'accompagnant d'une augmentation des teneurs en O_2 dissous est l'indice d'une augmentation des capacités auto-épuratrices d'un milieu aquatique.

L'égalité répartition des prélèvements par rapport aux valeurs du paramètre température (axe vertical, fig. 20) qui traduit leur origine temporelle, montre que le gradient spatial précité n'est que peu soumis aux fluctuations saisonnières et reste donc l'axe de variabilité physico-chimique majeur dans ce lagunage. Par ailleurs sur la figure 21 ce même paramètre (T) ne sépare que les saisons estivales et hivernales. Les saisons printanières et automnales ne sont départagées que par les évolutions des valeurs de pH. L'axe 3 (horizontal, fig. 21) caractérise à gauche du graphique, les prélèvements présentant de faibles valeurs de pH et à droite ceux montrant de plus fortes valeurs.

V - ANALYSE NUMERIQUE DU FICHER "BACTERIOLOGIE"

V.1. - Statistiques de base pour chaque paramètre à chaque station

En plus des 5 paramètres bactériologiques échantillonnés régulièrement à chaque station seront présentés également et à titre d'information les résultats obtenus plus ponctuellement sur les abondances de bactéries soit pathogènes (Aeromonas hydrophi-

la) soit impliquées dans le cycle de soufre (bactéries sulfato-reductrices et sulfo-oxydantes) (fig. 22 à 29).

Il faut noter que le nombre de prélèvements total du fichier bactériologie (49) est inférieur à celui de la physico-chimie (56). Cela est dû à certains problèmes inhérents à la bactériologie et entre autres à l'impossibilité de conserver des échantillons non traitables dans l'immédiat par suite de surcharges.

V.1.1. - Bactéries hétérotrophes aérobies (G.T.)

La distribution des \log_{10} des abondances en bactéries cultivant sur milieu nutritif agar est relativement régulière de la station 1 à la station 8 (fig. 22). Leur moyenne diminue progressivement de l'entrée (station 1) à la sortie du lagunage (sortie 8). Leur valeur plus faible dans le dernier bassin tient à la fois à ce que les fortes valeurs des premières stations ($> 10^8$ bactéries/ml) n'y ont jamais été rencontrées et à l'existence de quelques valeurs faibles ($< 10^5$ bactéries/ml) qui n'apparaissent pas dans le premier bassin.

V.1.2. - Coliformes totaux (C.T.) Coliformes fécaux (C.F.) Streptocoques fécaux (S.F.)

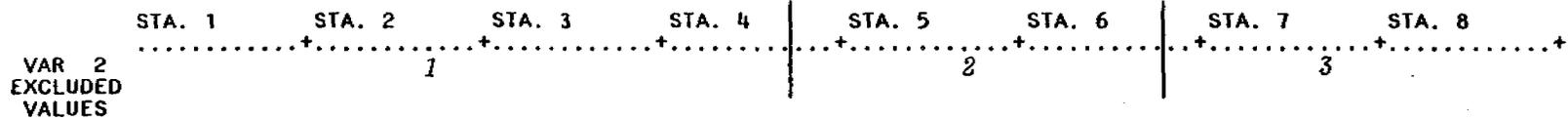
Les statistiques obtenues pour ces trois types bactériens seront considérées simultanément du fait de leur regroupement usuel sous le terme de témoins de contamination fécale ou encore de germes tests.

Les histogrammes des \log_{10} des abondances de ces bactéries (fig. 23, 24, 25) présentent un décalage vers les faibles valeurs de la station 1 à la station 8.

De plus alors que les valeurs des CT et CF se distribuent d'une manière assez régulière dans le 1er bassin, il apparaît une hétérogénéité importante des histogrammes dès la 5ème station. En dehors, des valeurs nulles ou très faibles qui augmentent simultanément à cette hétérogénéité - dont on ne peut savoir à la sim-

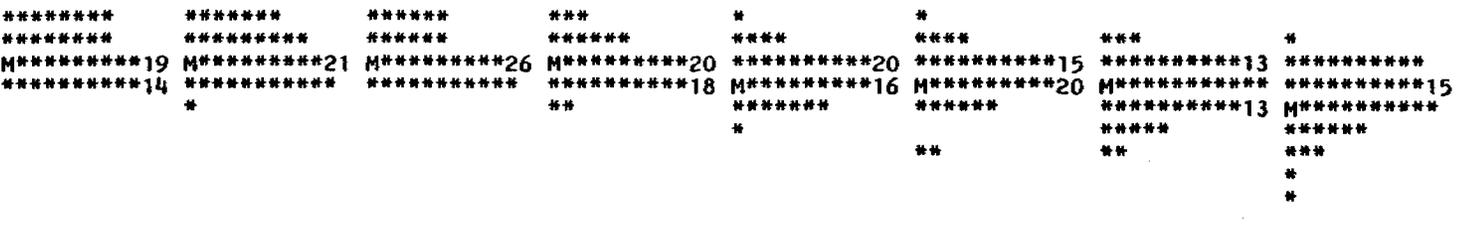
Fig. 22 ETUDE DU FICHIER BACTERIOLOGIQUE

HISTOGRAM OF * GT * (VARIABLE 2). CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)



MIDPOINTS

- 17.000)
- 16.000)
- 15.000)
- 14.000)
- 13.000)
- 12.000)
- 11.000)
- 10.000)
- 9.000)
- 8.000)
- 7.000)
- 6.000)
- 5.000)
- 4.000)
- 3.000)
- 2.000)
- 1.000)
- 0.0)



log₁₀(N/mL)

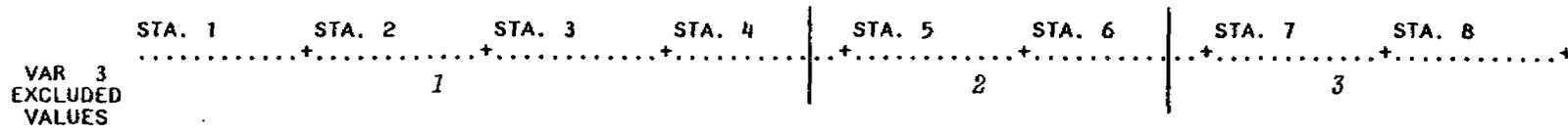
40

GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, N'S OTHERWISE

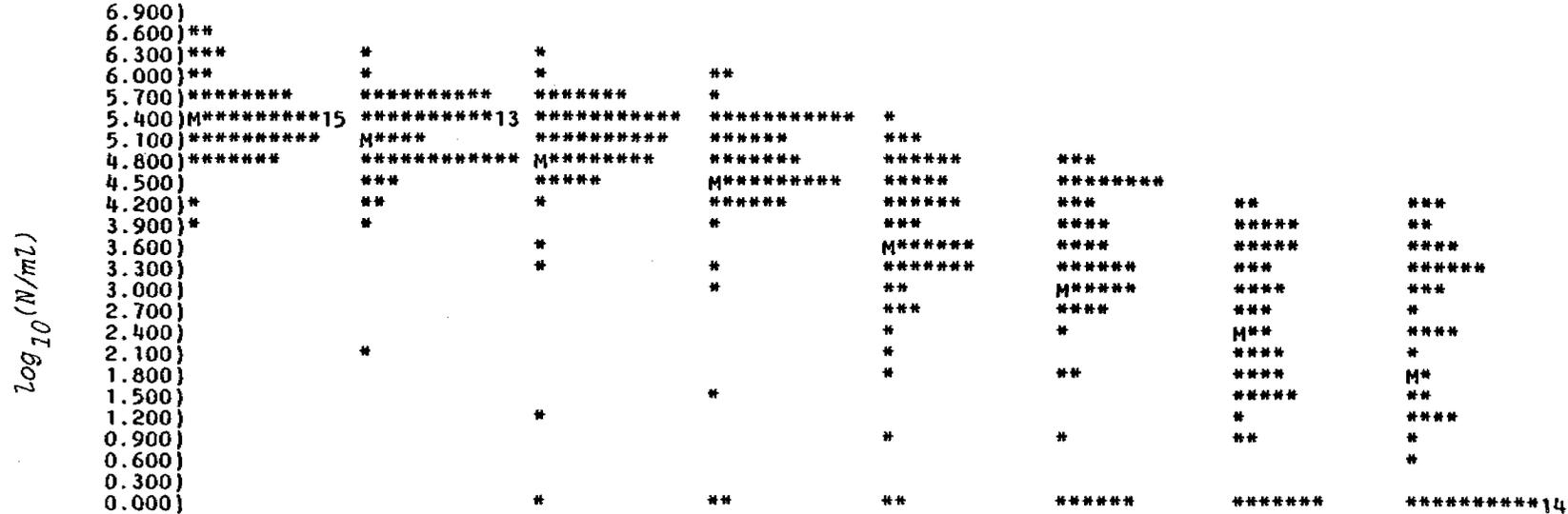
	STA. 1	STA. 2	STA. 3	STA. 4	STA. 5	STA. 6	STA. 7	STA. 8
MEAN	7.182	7.189	7.084	6.834	6.441	6.251	5.769	5.397
STD. DEV.	0.940	0.960	0.899	0.858	0.871	1.100	1.188	1.340
MAXIMUM	9.250	9.200	9.300	9.000	8.570	9.120	8.450	7.590
MINIMUM	5.840	5.400	5.810	5.000	4.000	3.170	2.900	0.600
SAMPLE SIZE	49	49	49	49	49	48	48	48

Fig. 23 ETUDE DU FICHIER BACTERIOLOGIQUE

HISTOGRAM OF * CT * (VARIABLE 3). CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)



MIDPOINTS



log₁₀ (N/mL)

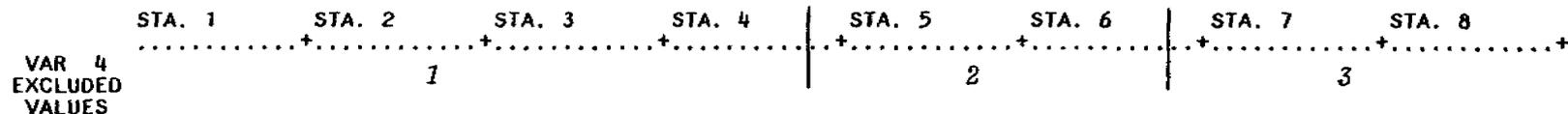
41

GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, N'S OTHERWISE

MEAN	5.386	5.114	4.926	4.572	3.625	3.092	2.285	1.889
STD. DEV.	0.526	0.671	1.060	1.222	1.205	1.437	1.318	1.511
MAXIMUM	6.580	6.390	6.170	5.980	5.390	4.680	4.300	4.320
MINIMUM	4.000	2.000	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SAMPLE SIZE	49	49	49	49	49	48	48	48

Fig. 24 ETUDE DU FICHIER BACTERIOLOGIQUE

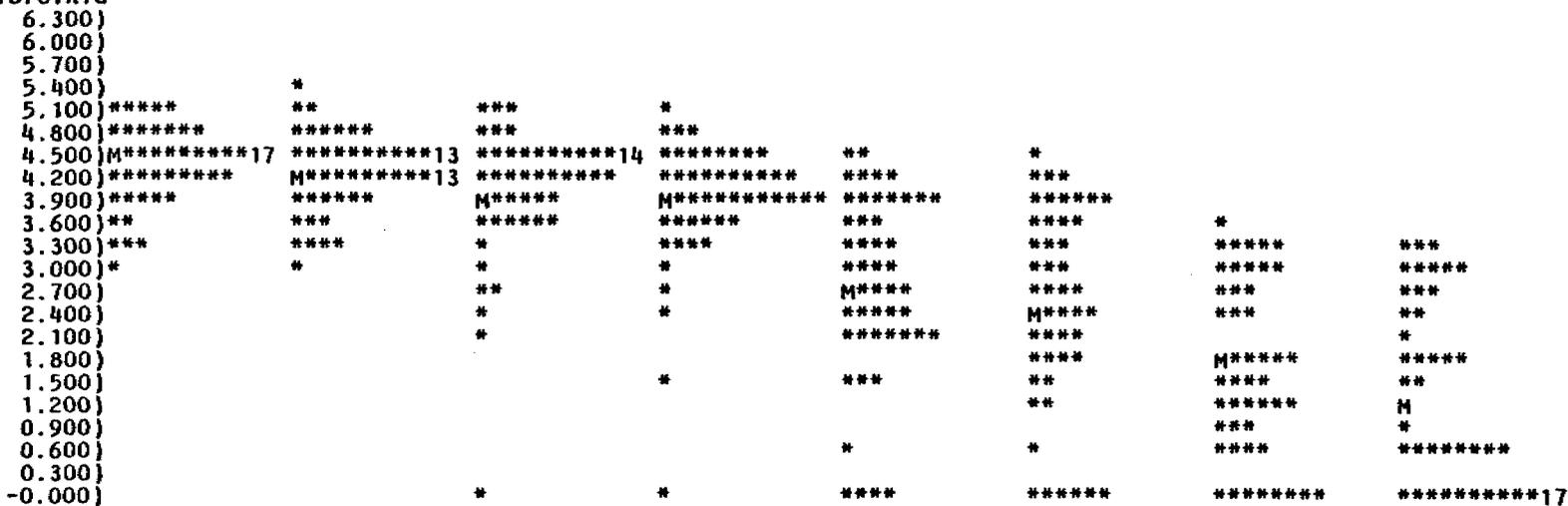
HISTOGRAM OF * CF * (VARIABLE 4). CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)



MIDPOINTS

log₁₀ (N/N₀)

42

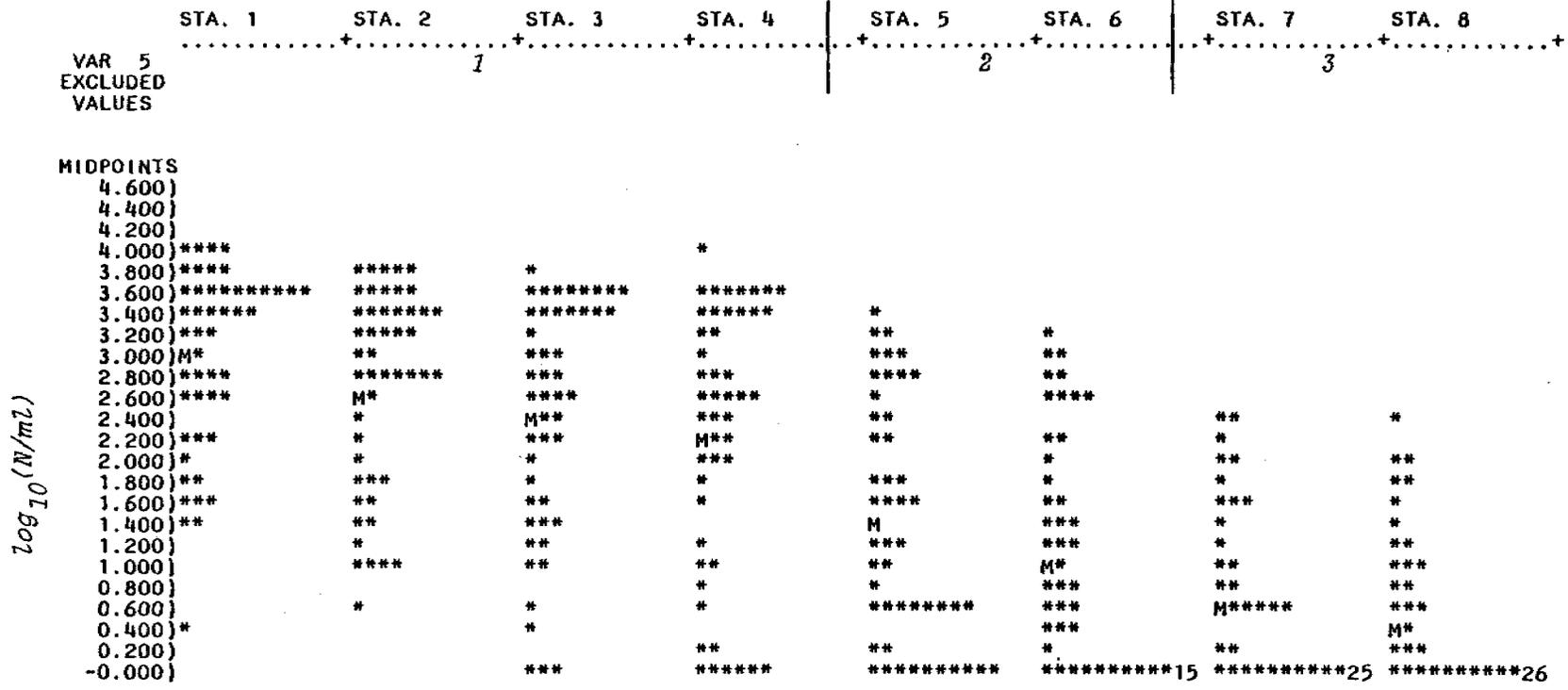


GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, N'S OTHERWISE

MEAN	4.363	4.272	4.018	3.858	2.747	2.447	1.657	1.262
STD. DEV.	0.504	0.507	0.883	0.849	1.219	1.301	1.117	1.225
MAXIMUM	5.250	5.280	5.250	5.080	4.620	4.460	3.530	3.400
MINIMUM	3.000	3.000	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SAMPLE SIZE	49	49	49	49	49	48	48	48

Fig. 25 ETUDE DU FICHIER BACTERIOLOGIQUE

HISTOGRAM OF * SF * (VARIABLE 5). CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)



GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, N'S OTHERWISE

	2.983	2.689	2.417	2.226	1.376	1.097	0.594	0.494
MEAN	2.983	2.689	2.417	2.226	1.376	1.097	0.594	0.494
STD. DEV.	0.849	0.922	1.102	1.264	1.108	1.046	0.766	0.687
MAXIMUM	4.060	3.840	3.750	3.920	3.340	3.260	2.360	2.400
MINIMUM	0.470	0.690	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SAMPLE SIZE	49	49	49	49	49	48	48	48

ple vue de ces histogrammes, si elles sont la conséquence de la non arrivée des eaux usées ou bien d'une bonne "désinfection" - l'aspect des histogrammes permet de dire qu'il existe cependant une relative stabilité des abondances de ces bactéries en tête du lagunage et à l'opposé une variabilité importante en fin de lagunage. L'analyse détaillée ultérieure de l'évolution temporelle de ces bactéries (cf. chapitre V.2.) permet de distinguer les prélèvements hors pollution de ceux réalisés en régime d'épuration et d'estimer ainsi l'efficacité "désinfectante" moyenne du lagunage.

L'examen des valeurs moyennes de ces bactéries à chaque station fournit une estimation de l'efficacité "désinfectante" moyenne du lagunage soit : un abattement de $3,5 \log_{10}$ pour les CT, de $3 \log_{10}$ pour les CF et de $2,5 \log_{10}$ pour les SF. En outre cette efficacité qui varie d'un groupe bactérien à l'autre ne présente pas un gradient d'évolution continu mais procède plutôt par "saut" d'un bassin à un autre.

Enfin pour les CT, CF et SF, on retrouve la hiérarchie et le rapport qui régissent leurs abondances classiquement décrits dans la littérature :

$$CT > CF > SF \quad 10 < \frac{CT}{CF} < 30 \quad 25 < \frac{CF}{SF} < 350$$

V.1.2. - Pseudomonas aeruginosa (P.a.)

Cette bactérie pathogène d'origine non exclusivement fécale voit ses abondances se distribuer très irrégulièrement à toutes les stations (fig. 26). C'est son faible niveau d'abondance qui en est la cause principale. Souvent représentée par une valeur nulle dans les histogrammes, et ce d'autant plus que l'on va de la station 1 à la station 8, son dénombrement est en fait soit nul, soit plus vraisemblablement inférieur au seuil de sensibilité de la méthode utilisée.

Sans donc pouvoir attacher beaucoup de signification aux statistiques calculées aux dernières stations, il est tout de même évident que les concentrations en Pseudomonas aeruginosa

décroissent nettement de l'entrée à la sortie du lagunage (tout comme les témoins de contamination fécale) où il est exceptionnel de les recenser (3 dénombrements positifs sur 45). Cependant leur abattement global de 1,25 log les caractérise comme étant beaucoup moins sensibles à ce traitement épurateur que les bactéries témoins de contamination fécale (CF et SF).

Ces bactéries sont déjà connues comme étant des bactéries ayant de faibles exigences nutritionnelles, peu sensibles aux faibles températures et à son environnement chimique (STANIER et al. 1966, LABONDE et FESTY, 1979). Nos résultats doivent amener à réfléchir sur l'utilisation de ces bactéries comme paramètre complémentaire pour la définition de la qualité bactériologique d'une eau. (BALEUX et TROUSSELLIER, 1983).

V.1.4. - Aeromonas hydrophila (A.h.)

Pour des raisons techniques (mise au point et comparaison de milieux sélectifs) seuls ont pu être effectués des dénombrements de cette bactérie (fig. 27) sur la dernière année d'étude (23 prélèvements).

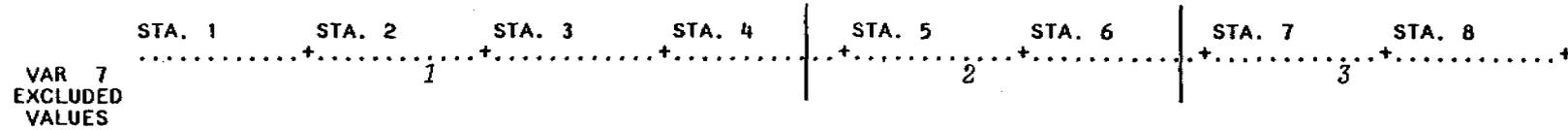
Espèce bactérienne ubiquiste dans les milieux aquatiques Aeromonas hydrophila fait actuellement l'objet de recherches internationales non seulement en raison de son état reconnu de pathogène pour les poissons et les invertébrés VAN IMPE (1977), DE MEURON et PEDUZZI (1979), MITTA et al., (1980), OLIVIER et al. (1981) mais aussi et surtout par la découverte de son caractère de pathogène opportuniste ou facultatif pour l'homme (HAZEN, 1983).

Sa diminution au cours du lagunage, bien que sensible, n'aboutit pas en moyenne à son élimination. Son taux d'abattement moyen d'environ 2 log le situe comme moins sensible que les CT et les CF et aussi résistant que les SF à l'issue de ce procédé d'épuration.

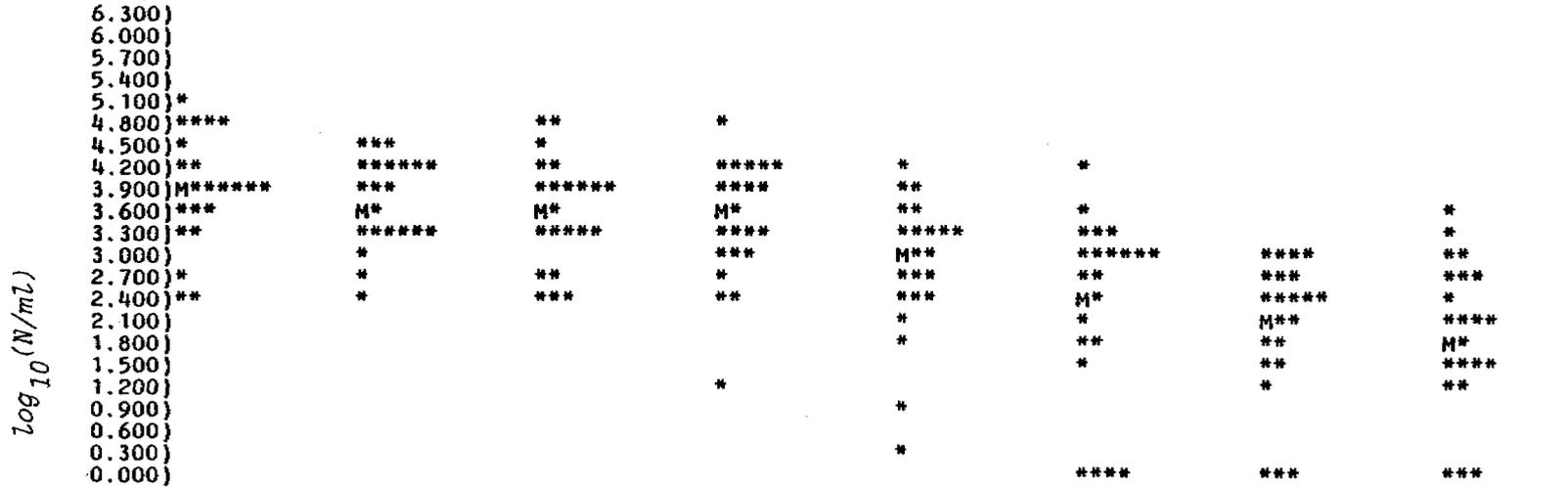
Ces résultats et ceux de la littérature amènent à le considérer au même titre que Pseudomonas aeruginosa comme une source

Fig. 27 ETUDE DU FICHIER BACTERIOLOGIQUE

HISTOGRAM OF * AH * (VARIABLE 7). CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)



MIDPOINTS

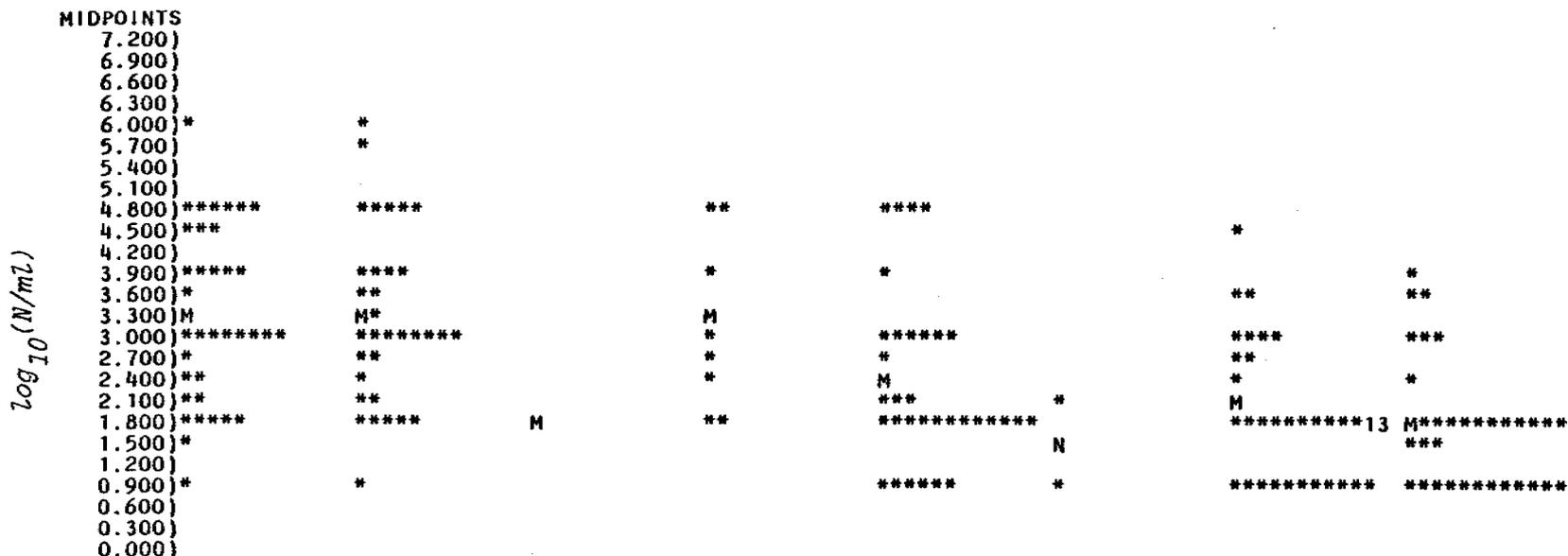
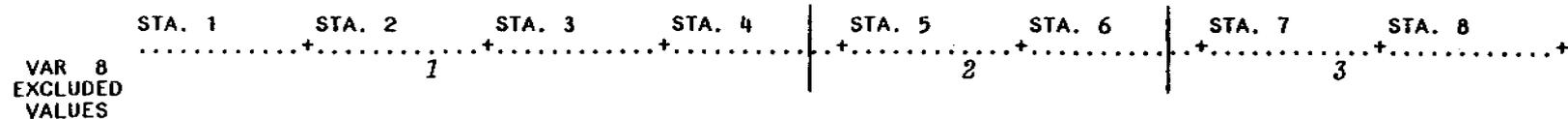


GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, N'S OTHERWISE

MEAN	3.872	3.709	3.580	3.457	2.852	2.330	2.018	1.910
STD. DEV.	0.737	0.594	0.716	0.785	0.937	1.245	0.932	1.001
MAXIMUM	5.050	4.580	4.750	4.810	4.210	4.250	3.120	3.600
MINIMUM	2.300	2.530	2.300	1.300	0.300	0.0	0.0	0.0
SAMPLE SIZE	23	23	23	23	23	23	23	23

Fig. 28 ETUDE DU FICHIER BACTERIOLOGIQUE

HISTOGRAM OF * SR * (VARIABLE 8). CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)

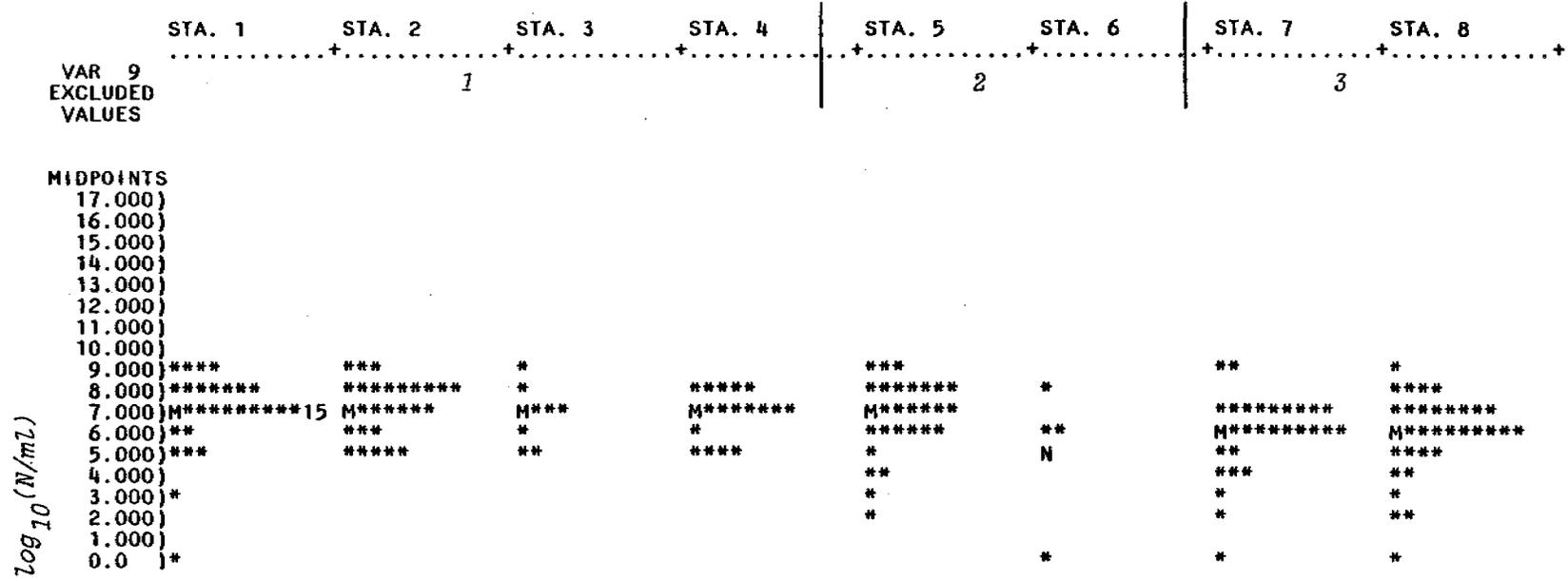


GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, N'S OTHERWISE

	3.308	3.292	1.700	3.190	2.351	1.500	1.959	1.805
MEAN	3.308	3.292	1.700	3.190	2.351	1.500	1.959	1.805
STD. DEV.	1.211	1.232	0.0	1.147	1.181	0.707	0.912	0.876
MAXIMUM	5.900	5.950	1.700	4.950	4.950	2.000	4.400	3.950
MINIMUM	0.950	0.950	1.700	1.700	0.950	1.000	0.950	0.950
SAMPLE SIZE	37	34	1	9	34	2	35	34

Fig. 29 ETUDE DU FICHIER BACTERIOLOGIQUE

HISTOGRAM OF * SO * (VARIABLE 9). CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)



GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, N'S OTHERWISE

MEAN	6.999	7.227	6.963	6.883	6.755	5.250	5.887	5.938
STD. DEV.	1.795	1.292	1.296	1.132	1.770	3.619	1.923	1.887
MAXIMUM	9.300	9.470	9.100	8.300	9.300	8.300	8.700	8.600
MINIMUM	0.0	5.000	4.900	5.000	1.950	0.0	0.0	0.0
SAMPLE SIZE	33	27	9	18	28	4	29	33

d'information complémentaire sur la qualité sanitaire d'une eau traitée ou non.

V.1.5. - Bactéries sulfato-réductrices (S.R.) et sulfo-oxydantes (S.O.)

C'est du fait de leur implication potentielle dans les phénomènes d'eau rouge apparus après la mise en eau du lagunage que ces bactéries ont été recherchées à quelques stations dans le lagunage.

Les abondances en bactéries sulfato-réductrices (S.R.) décroissent le long du lagunage et montrent des fluctuations importantes aux stations où elles ont été recensées (fig. 28).

Il est surprenant de constater que les bactéries sulfo-oxydantes (S.O.) sont dénombrées en quantité très élevée (du niveau des G.T. !) et ce de l'entrée à la sortie du lagunage. La régularité de leurs histogrammes (fig. 29) laisse supposer que leurs abondances fluctuent moins que celles des bactéries sulfato-réductrices. Cependant les plus fortes valeurs de leurs concentrations dans les eaux se sont en général avérées correspondre aux périodes d'eau rouge visibles dans les bassins de lagunage. Ainsi leur répartition spatio-temporelle à des taux aussi élevés met en évidence leur possibilité de rémanence (survie et/ou développement) dans ce type d'ouvrage épurateur qui montre des fluctuations environnementales importantes.

V.2. - Analyse de la structure temporelle des caractéristiques bactériologiques à chaque station.

V.2.1. - Arrivée de la pollution

Les résultats d'une première série d'ACP réalisées pour chaque station sur la totalité des dénombrements des variables (GT, CT, CF, SF, l.a.) ont permis de constater, comme pour la physico-chimie qu'un petit nombre de prélèvements s'individualise plus ou moins nettement de l'ensemble des 49 prélèvements.

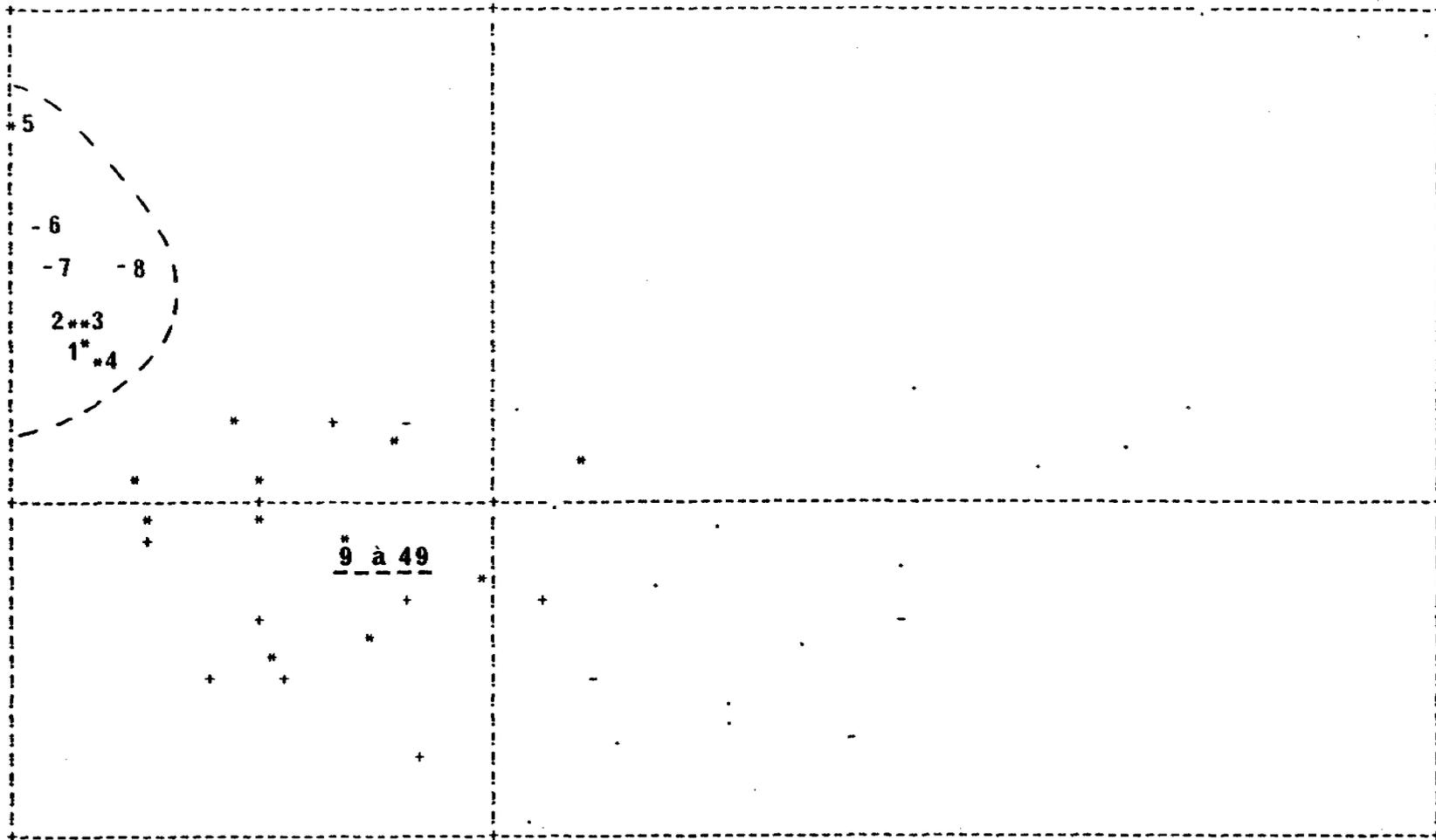


Fig. 30 - Analyse en composantes principales sur les résultats bactériologiques obtenus à la station 8. Position des 8 premiers prélèvements par rapport à la projection des 49 prélèvements sur le plan formé par les 2 premiers axes (% d'inertie = 76,1).

Ceci est particulièrement évident dans le cas de la station 8 (fig. 30) où les prélèvements 1 à 8 peuvent être considérés comme hors pollution.

De ce fait, et de façon à conserver des séries temporelles homogènes à chaque station, les 8 premiers prélèvements ont été extraits de chaque fichier, de façon à mieux apprécier et comparer l'évolution temporelle des bactéries à chaque station une fois la pollution installée.

V.2.2. - Evolution temporelle des caractéristiques bactériologiques des eaux du lagunage

V.2.2.1. - Apports de l'Analyse en Composantes Principales

Bien que la suppression des valeurs associées à la non arrivée des eaux usées permettent une meilleure séparation des prélèvements sur le premier plan des analyses en composantes principales, il s'est avéré impossible de distinguer nettement chacune des séries saisonnières obtenues sur les 2 années de suivi. Le seul regroupement possible a posteriori (figuré sur chacun des graphiques de la figure 31) consiste à réunir plus globalement les prélèvements d'une même saison sans tenir compte de son appartenance à la 1ère ou la 2ème année de suivi.

Néanmoins les résultats ainsi obtenus, montrent encore un recouvrement au moins partiel d'une part entre été et printemps et d'autre part entre hiver et automne et ce à toutes les stations. La séparation entre ces 2 types de saisons apparaît de plus en plus distinctement lorsqu'on passe de la station 1 à la station 8.

A toutes les stations les axes 1 et 2 de ces ordinations se caractérisent respectivement par les variables CT, CF, SF, Pa, et par la variable GT.

L'axe 1 est donc, comme pour la physico-chimie, un axe de pollution - dépollution bactériologique. Si aux stations 1 et 2,

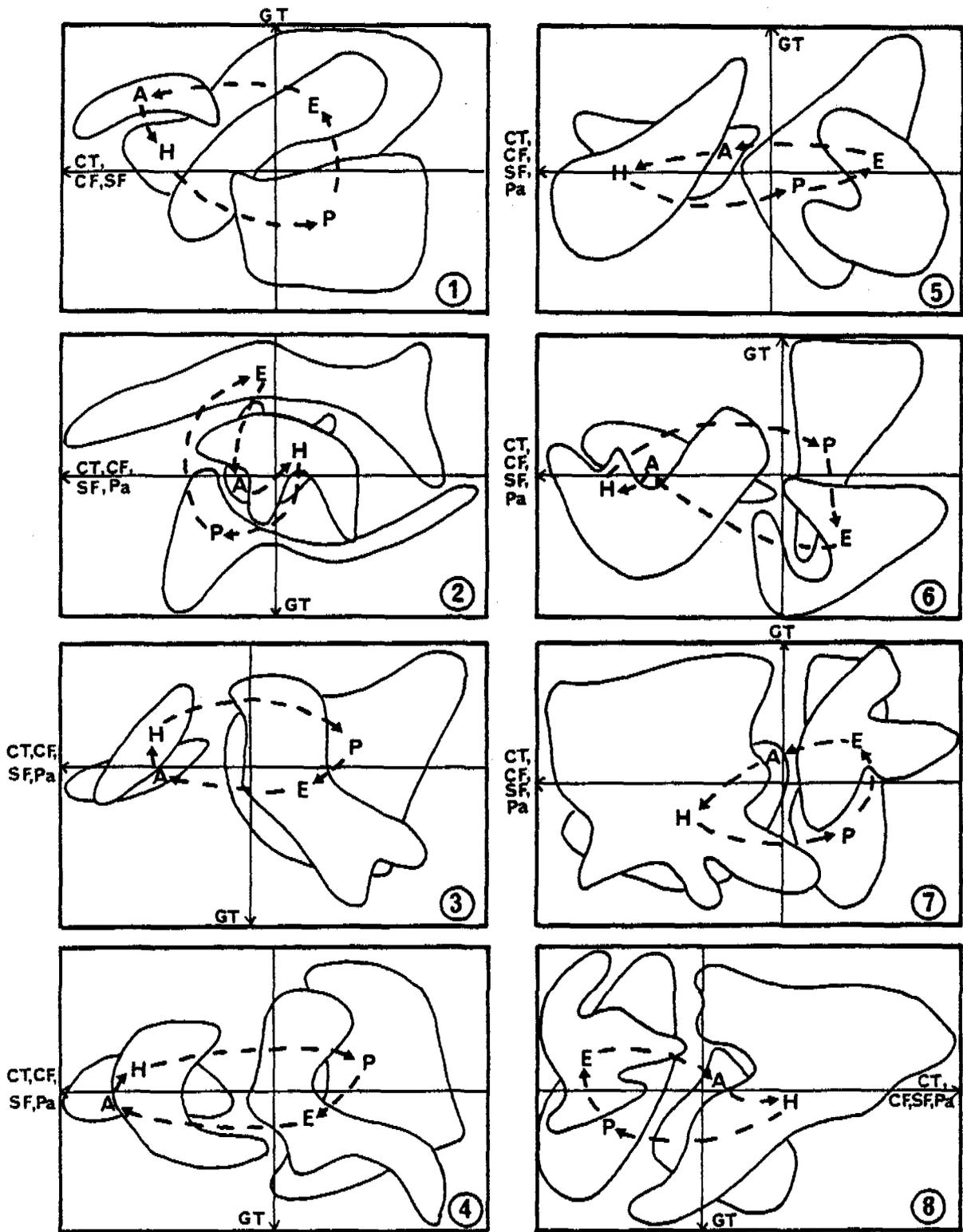


Fig. 31 - Analyses en composantes principales sur le fichier "bactériologie" de chaque station. Projection des 41 prélèvements sur le plan formé par les 2 premiers axes (% d'inertie : 1 : 66; 2 : 75; 3 : 77; 4 : 71; 5 : 76; 6 : 79; 7 : 72; 8 : 83).

il ne départage pas les regroupements saisonniers, à partir de la station 3 cet axe caractérise les saisons automne-hiver et printemps-été par, respectivement, une forte et une plus faible concentration en bactéries témoins de pollution.

Le second axe qui traduit une estimation de l'abondance en bactéries hétérotrophes ne permet pas d'associer un regroupement saisonnier plutôt qu'un autre à de fortes ou de faibles concentrations en ces bactéries.

Par rapport aux informations obtenues par l'utilisation des techniques de l'A.C.P. sur la structure temporelle du fichier physico-chimie, l'emploi de la même démarche sur le fichier bactériologie apparaît moins performant. La superposition géométrique de prélèvements d'origine temporelle distincte, qui en est la principale cause, laisse cependant supposer, du fait que cette superposition affecte surtout des prélèvements issus de saisons consécutives ou identiques, qu'il peut exister cependant une structure chronologique plus "fine" nécessitant pour être mise en évidence des techniques statistiques plus appropriées.

V.2.2.2. - Apports des techniques de l'analyse des séries chronologiques

V.2.2.2.1. - Préalable : une variable synthétique de pollution bactériologique

En préalable à l'exposé et à l'utilisation de ces techniques, il faut noter que les résultats des A.C.P. rendent possibles une simplification importantes des variables à analyser.

En effet, la recherche des variables caractéristiques des 2 axes principaux, sépare nettement les bactéries témoins de la pollution (CT, CF, SF, Pa) des bactéries hétérotrophes en tant que peuplement composé potentiellement des témoins de contamination mais aussi de toutes les autres bactéries de l'environnement. Par ailleurs, le calcul de corrélations paramétriques ou non paramétriques, entre les variables CT, CF, SF, Pa confirment

qu'elles évoluent d'une manière parallèle au cours du temps à chaque station. Ces résultats nous ont amené à concevoir et à calculer une variable unique synthétisant simplement l'évolution de ces 4 variables.

Les coefficients affectés à chacune de ces variables, dans leur combinaison linéaire servant à définir le 1er axe des ACP, étant du même ordre de grandeur et de même signe, le meilleur ré-sumé "linéaire" de l'information contenue dans chaque fichier bactériologie à chaque station est donc la somme des 4 variables CT, CF, SF, Pa affectées d'un même poids :

$$S = \log_{10} CT + \log_{10} CF + \log_{10} SF + \log_{10} Pa.$$

V.2.2.2.2. - Techniques d'analyses chronologiques appropriées aux données étudiées

Les méthodes utilisées pour analyser les séries de données chronologiques visent à rechercher et séparer les composantes théoriques d'une série, à savoir :

- une composante déterministe (la tendance), une composante systématique (la périodicité) et une composante alléatoire (le bruit).

Un exposé détaillé des méthodes couramment utilisées à cet effet est fourni notamment par LEGENDRE et LEGENDRE (1979) et FRY et al. (1981). Bien que très performantes, les techniques statistiques traditionnelles (corrélogrammes, périodogrammes, analyse spectrale...) comportent des contraintes préalables à leur mise en oeuvre qu'il est difficile d'assumer en écologie : séries échantillonnées très régulièrement comportant un très grand nombre d'observations sur plusieurs périodes complètes ; normalité de la distribution de fréquence de la variable à étudier. Si ces conditions ne sont pas respectées les tests statistiques associés ne sont pas utilisables et les méthodes deviennent incapables de mettre en évidence les fluctuations cycliques.

Il est donc nécessaire d'utiliser des techniques plus robus-

tes permettant notamment de s'affranchir des contraintes propres aux statistiques paramétriques, telle la méthode du périodogramme de contingence proposée par LEGENDRE et al. (1981) et celle du groupement chronologique mis au point par LEGENDRE et al. (1984) auxquels on se référera pour un exposé détaillé.

Le groupement chronologique est une méthode destinée à mettre en évidence les étapes successives au sein de séries uni ou multidimensionnelles (plusieurs variables). Elle est basée sur une technique de groupement à liens intermédiaires avec une contrainte de contiguité temporelle (appliquée à une matrice de ressemblance entre observations et calculée en utilisant l'indice de similarité de GOWER) ; les paires d'observations ou de groupes d'observations fusionneront seulement s'ils présentent le critère statistique autorisant l'agglomération à un niveau de signification pré-établi.

Cette méthode ne présente aucune contrainte vis-à-vis de la nature de la distribution des données ou de la régularité de l'échantillonnage.

Elle sera utilisée dans cette étude pour mettre en évidence les tendances majeures dans l'évolution temporelle des dénombrements bactériens.

La recherche des composantes cycliques au sein de ces séries sera effectuée au moyen du calcul d'une périodogramme de contingence. Auparavant les variables utilisées étant quantitatives sont réorganisées en classe.

Ensuite pour chaque période examinée, une statistique de contingence H est calculée (mesure d'entropie associée à un tableau de contingence), dont la signification statistique peut être testée, permettant de décider si la période considérée se reproduit d'une manière significative ou non le long de la série. Nécessitant un pas de temps constant entre les observations les éventuelles données manquantes sont remplacées par interpolation linéaire de façon à respecter un intervalle de temps de 14 jours entre 2 observations.

V.2.2.2.3. - Application du groupement chronologique et du périodogramme de contingence aux données bactériologiques

La figure 32 illustre le groupement chronologique des dénombrements de bactéries hétérotrophes aérobies, et la figure 33 celui du CT, CF, SF et P.a. considérés simultanément et schématisés par l'évolution de la variable synthétique S. A chaque station les dénombrements successifs reconnus comme semblables par le groupement chronologique sont délimités par une ligne horizontale située au niveau de la moyenne de ces valeurs. En ce qui concerne les bactéries hétérotrophes aérobies deux types d'évolution temporelle se différencient sur la figure 32. Dans le premier bassin de lagunage (stations 1 à 4) leurs dénombrements montrent une courbe d'évolution de forme concave avec une longue séquence intermédiaire de plus faibles valeurs. De la station 5 à la station 8, c'est une courbe de forme convexe qui caractérise leur évolution, correspondant à une augmentation progressive des abondances, suivie sinon d'une légère diminution du moins d'une stabilisation.

En aucun cas, ces résultats ne mettent en évidence les caractéristiques d'une évolution saisonnière cyclique des bactéries hétérotrophes aérobies.

L'évolution des bactéries indicatrices de pollution est très différente de celle des bactéries hétérotrophes aérobies (fig. 33). A la station 1, le groupement chronologique fait apparaître une stabilité relative de leurs abondances alors qu'il met en évidence l'existence d'étapes successives aux autres stations, dont les moyennes semble présenter un rythme saisonnier : minimales en été et maximales en hiver. Les différences entre les séries de moyenne minimale et celles de moyenne maximale s'accroissent de la station 2 à la station 8. Afin de vérifier l'existence d'une périodicité au sein des dénombrements des bactéries témoins de contamination, un périodogramme de contingence a été calculé pour chacune d'entre elles à chaque station. Le tableau 1 en résume les résultats essentiels : la période la plus

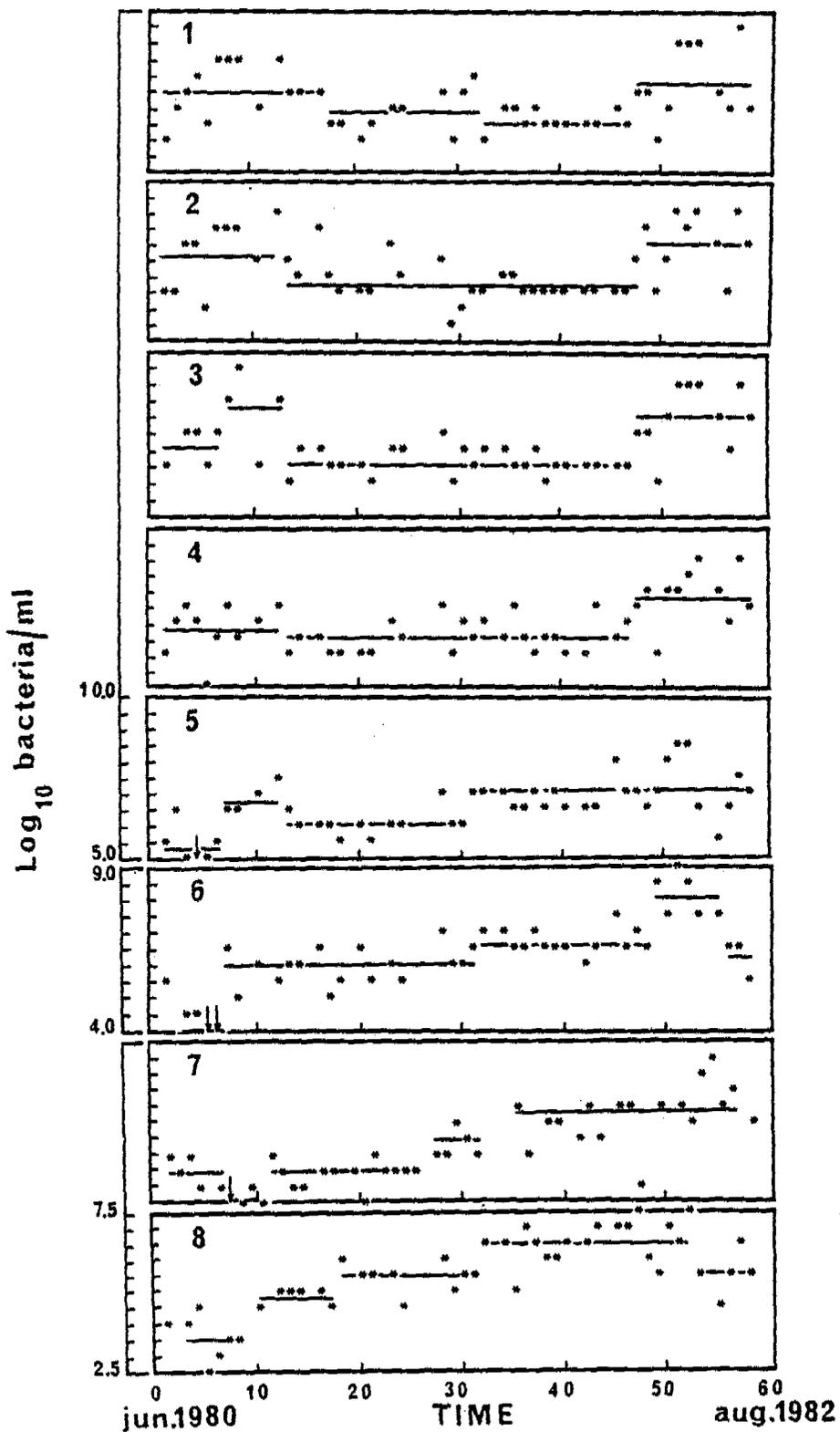


Fig. 32 - Evolution temporelle des abondances en bactéries hétérotrophes aérobies (GT) à chaque station. Les segments de lignes horizontaux correspondent au découpage fourni par le groupement chronologique et sont situés à la valeur moyenne des dénombrements de chaque série.

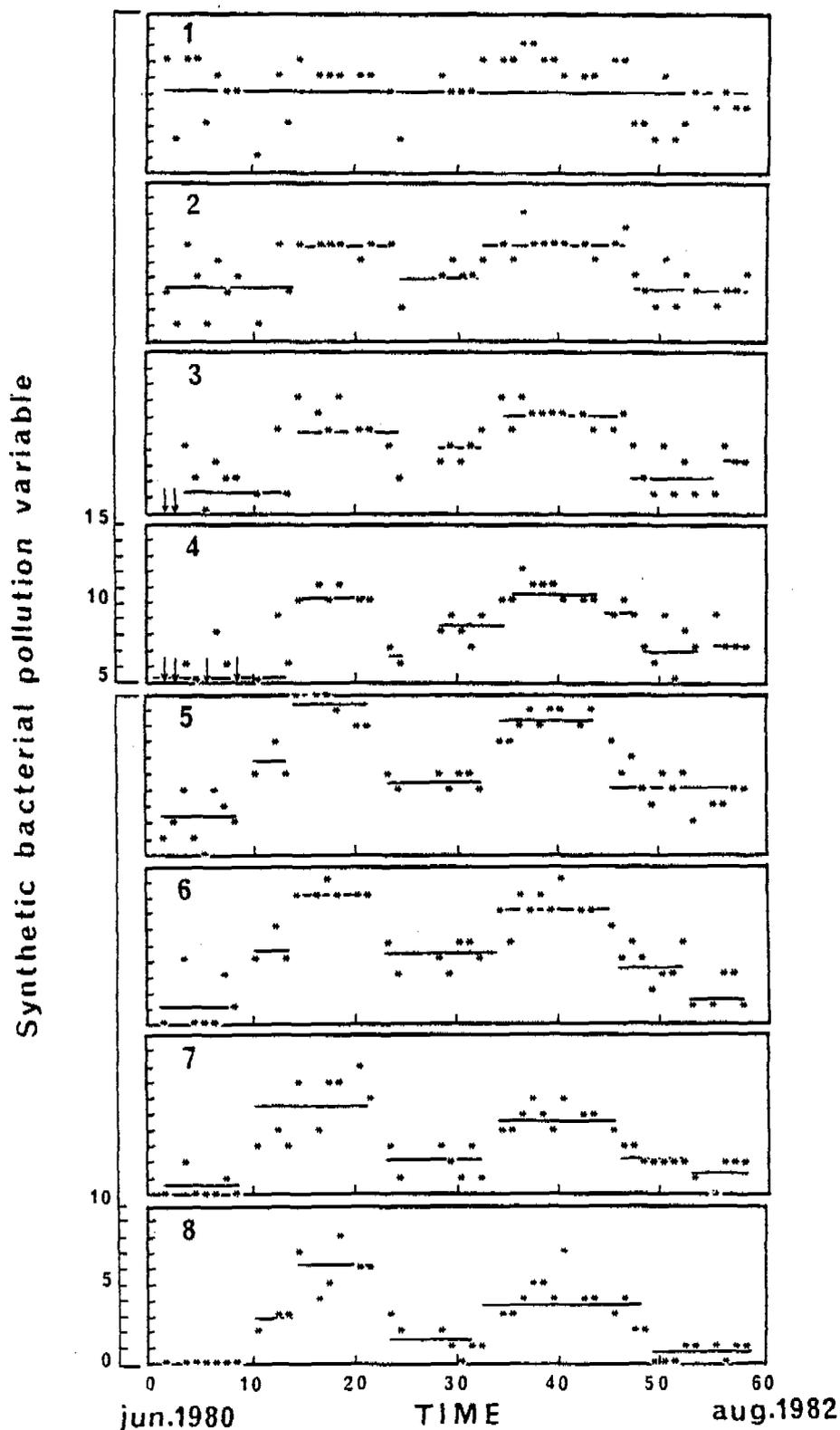


Fig. 33 - Evolution temporelle de la variable synthétique formée par les variables CT, CF, SF, Pa, à chaque station. Les flèches en ordonnées, indiquent des valeurs situées en dehors des graphes. Les segments horizontaux correspondent au découpage fourni par le groupement chronologique et sont situés à la valeur moyenne des dénombrements de chaque série.

- TABLEAU 1 -

Périodes les plus significatives de chaque périodogramme de contingence pour chacune des variables bactériologiques et à chaque station. Ces périodes sont indiquées seulement si $p \leq 0.01$ (*) ou $p \leq 0.005$ (**). L'absence de périodicité est symbolisée par : - - -

Bacterial variable	Stations							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Aerobic heterotrophic	---	---	24*	20*	---	---	---	---
Total coliforms	22*	24*	26**	24**	24**	24*	24**	24**
Fecal coliforms	26**	25**	25**	24**	24**	24**	24**	24**
Fecal streptococci	24*	22**	26**	26*	25*	24**	22**	22**
<u>Pseudomonas</u> <u>aeruginosa</u>	---	23*	22**	21**	22**	21*	---	---
Synthetic variable	24*	24**	24*	25*	24**	23**	24**	24**

significative dans chaque cas et son niveau de signification (seuils de 5** et 10*%). Ces résultats amènent aux observations suivantes :

- 1) une période d'environ 1 an (24 x 15 jours) est mise en évidence pour les bactéries indicatrices de pollution prises séparément ou confondues dans la variable synthétique.
- 2) le degré de signification de cette périodicité est généralement plus élevé aux dernières stations qu'aux premières.
- 3) Pseudomonas aeruginosa ne montre pas de périodicité significative en entrée et en sortie du lagunage et ce pour des raisons opposées : aux stations 1 et 2, cette espèce bactérienne est présente à des concentrations quasi-constantes, ce qui est la tendance générale de l'ensemble des T.C.F. dans le premier bassin ; aux stations 7 et 8, elle est presque toujours absente ou du moins à des concentrations inférieures au seuil de sensibilité de la méthode de dénombrement.

L'application de méthodes d'analyses chronologiques aux données bactériologiques permet donc de définir plus précisément leur structure d'évolution temporelle.

Les populations de bactéries témoins de pollution, en s'éloignant de l'arrivée des eaux usées, fluctuent de manière importante suivant un rythme saisonnier. Ce rythme amène à des minima d'abondance en période estivale et des maxima en période hivernale. En sortie du lagunage il acquiert une amplitude maximale, du fait de minima estivaux extrêmes aboutissant à cette saison à une épuration sanitaire satisfaisante.

A l'opposé, le peuplement des bactéries hétérotrophes aérobies ne montre pas d'évolution cyclique. Diverses hypothèses pourraient être avancées pour expliquer le phénomène d'augmentation progressive de l'abondance des G.T. dès le 2ème bassin de lagunage. D'une part comme la conséquence d'un apport de bactéries de l'environnement, d'autre part les eaux du 2ème et 3ème bassin de par le type de matières organiques qui s'y trouve (matière organique "triée" et/ou issue de la production primaire ou

secondaire) permettraient un développement préférentiel de ces bactéries.

Il faut noter l'opposition qui existe entre l'évolution de ces 2 types de bactéries : l'augmentation des G.T. se réalise malgré les fluctuations cycliques des bactéries de pollution qui sont théoriquement incluses dans les dénombrements des G.T.. Ceci indique que, au sein de la communauté, les bactéries témoins de pollution sont remplacées par d'autres populations mieux adaptées à ce milieu aquatique.

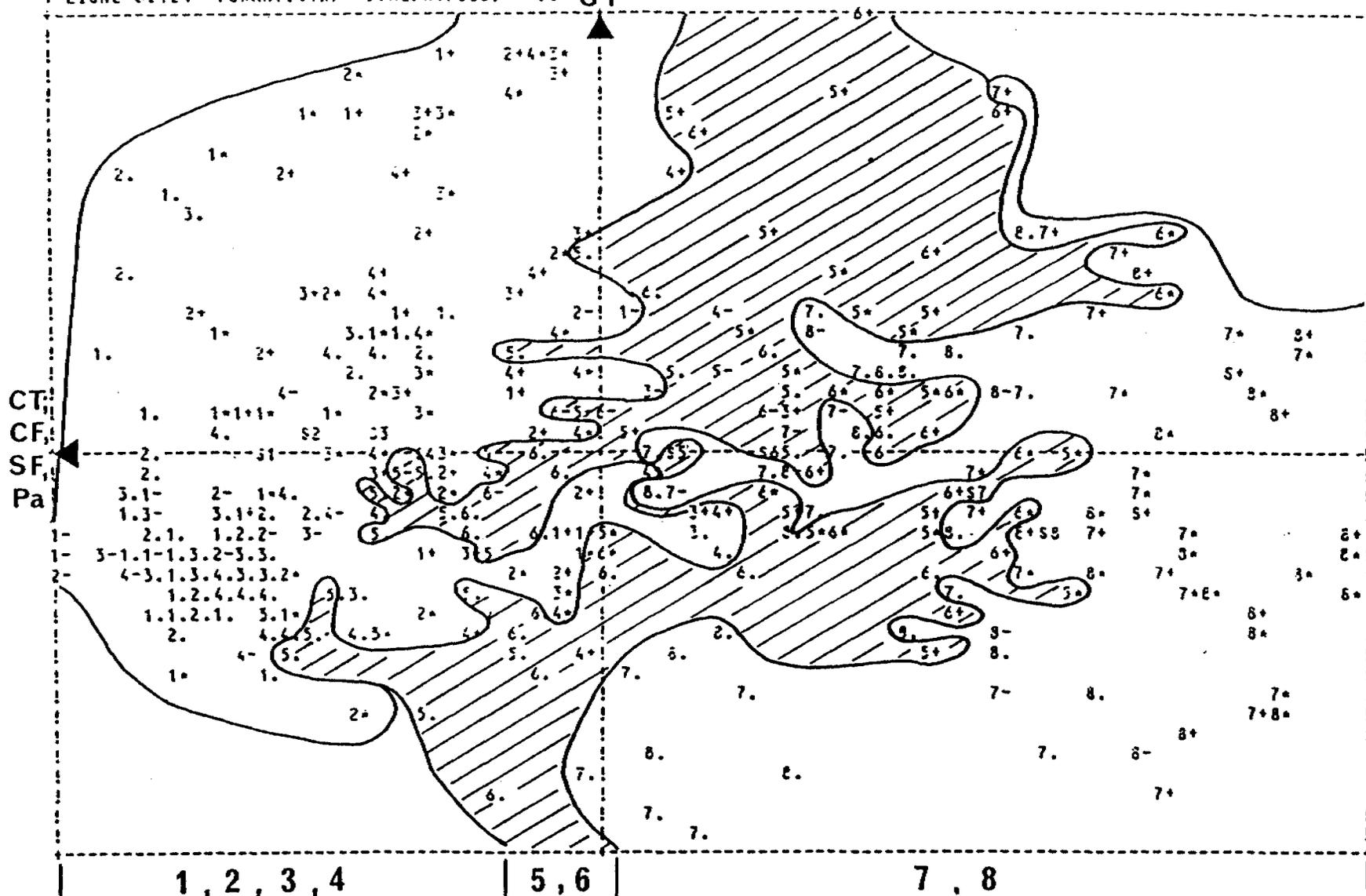
V.3. - Analyse de la structure spatiale des caractéristiques bactériologiques de l'ensemble du lagunage

Bien que l'étude comparée des caractéristiques chronologiques des différentes bactéries à chaque station fournisse des éléments d'information sur le comportement spatial de la pollution bactériologique le long du lagunage, il reste à chercher s'il existe un schéma de structuration spatiale aussi net que celui des caractéristiques physico-chimiques.

Une A.C.P. a donc été réalisée sur l'ensemble des données recueillies aux 8 stations. Sur la figure 34 seule l'origine spatiale des prélèvements ainsi que leur appartenance à une des quatre saisons ont été reportés. Comme pour le fichier physico-chimie, un regroupement a posteriori par station a été tenté. Il s'est avéré impossible du fait d'une intrication géométrique trop importante des prélèvements en référence à leur origine spatiale. Seul un regroupement, non plus par station mais par bassin, fournit une image logique de la continuité spatiale du lagunage, et c'est celui-ci qui a été graphiquement reporté sur la figure 34.

Il faut remarquer cependant qu'au-delà de la délimitation graphique arbitraire, il y a une intrication encore très importante des prélèvements d'un bassin ou d'une station avec ceux d'un autre bassin et a fortiori d'une autre station.

LARGEUR= 7.09710 HAUTEUR= 5.20544 -NOMBRE DE POINTS= 336 --OPTIGH= 2 --GRAPH=-1 --ECHELLE:1 CM= 0.29126 2 CARACTERE=0.12
 1 LIGNE=0.124 -FORMAT:(IX, 57A2, A1, 313) 58 GT



63

Fig. 34 - Analyse en composantes principales de l'ensemble des fichiers "bactériologie" des 8 stations. Projection des prélèvements identifiés par le n° de la station dont ils sont issus et par leur origine saisonnière (* = hiver; + = printemps; - = automne; * = été) sur le plan formé par les 2 premiers axes : axe 1 : CT, CF, SF, Pa et axe 2 : GT.

Le premier axe (horizontal) de l'ACP qui aboutit à ce gradient spatial est constitué par les variables C.T., C.F., S.F., Pa. A gauche du graphique, pour les fortes valeurs de ces variables, nous retrouvons les prélèvements issus des 4 premières stations. A droite du graphique ce sont les prélèvements issus des stations 7 et 8 caractérisés par de faibles concentrations en bactéries témoins de pollution. Entre ces 2 zones et les interpénétrant largement se situent les prélèvements des stations 5 et 6 qualifiables par un niveau de pollution bactériologique moyen.

Le second axe de l'ACP (vertical), caractérisé par l'abondance en bactéries hétérotrophes aérobies, déplace légèrement les points des groupes de prélèvements définis précédemment sur les diagonales. Les prélèvements présentant une abondance élevée en G.T. sont plus nombreux dans le quart supérieur gauche du graphique : ils sont issus du premier bassin et sont également très pollués. Ceux qui sont les plus nombreux à présenter de faibles concentrations en G.T. se situent dans le quart inférieur droit du graphique et appartiennent essentiellement aux stations 7 et 8, par ailleurs les moins pollués.

Les perturbations existant dans ce gradient spatial sont le fait d'une variabilité temporelle déjà décrite qui se surajoute à la variabilité spatiale des paramètres bactériologiques. Ceci est particulièrement évident sur la figure 34 en examinant l'origine saisonnière des prélèvements qui interpénètrent les zones de délimitation par bassin.

Pour les bassins 2 et 3 les prélèvements les plus pollués, c'est-à-dire attirés vers la gauche du graphique, sont quasi exclusivement d'origine hivernale (symbole = .). A l'inverse pour ces mêmes bassins les prélèvements les moins pollués se situent vers la droite et sont le plus souvent d'origine estivale (symbole = *).

VI - ANALYSES NUMERIQUES DU FICHER "PHYTOPLANCTON"

VI.1. - Statistiques de base pour chaque paramètre et à chaque station

Les histogrammes et les statistiques associées pour les variables phytoplanctoniques des stations 4, 6 et 8 sont reportés sur les figures 35 à 51.

VI.1.1. - Chlorophylle a (chl_a), b (chl_b) et c (chl_c)

La chlorophylle a est le pigment le plus répandu dans les cellules algales : elle est présente dans les algues vertes, brunes et bleues. A ce titre, elle est couramment utilisée comme un estimateur de la biomasse phytoplanctonique.

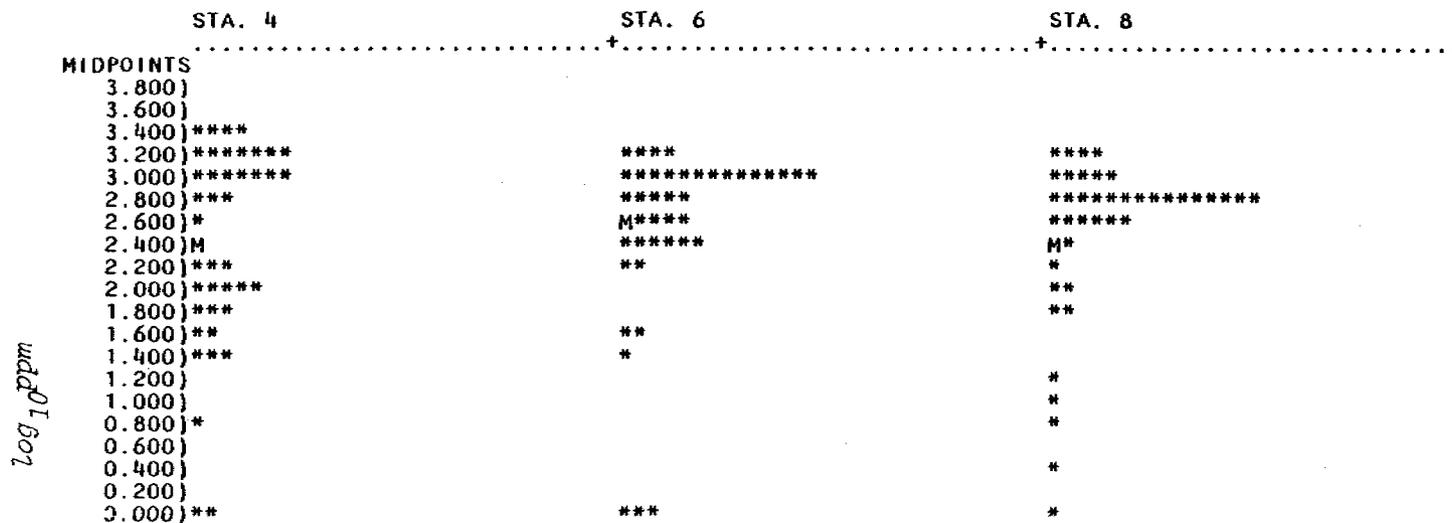
Les valeurs moyennes des logarithmes des concentrations en chl_a, ne diffèrent pas significativement aux sorties des 3 bassins de lagunage. Cependant, en sortie du premier bassin (station 4) l'étalement de l'histogramme y laisse supposer une plus grande variabilité de la biomasse phytoplanctonique qu'à l'issue des bassins 2 et 3.

Les chlorophylles b et c présentent des concentrations moyennes plus faibles dans les eaux du lagunage : les valeurs maximales atteintes sont moins élevées que pour la chl_a, alors que les valeurs nulles apparaissent plus nombreuses. Tandis que la chl_b est un pigment caractéristique des algues vertes, moins abondant que la chl_a, la chl_c est spécifique des algues brunes. Les histogrammes, qu'il est possible de leur associer montrent que ces algues n'apparaissent que ponctuellement dans les eaux du lagunage.

L'évolution simultanée des différents types de chlorophylle et de la turbidité étudiées à chacune des stations fait apparaître, principalement, l'existence de corrélations non paramétriques significatives à 1 % entre les évolutions des deux types de chlorophylle a et b aux trois stations et, seulement à la station 6, entre la chlorophylle b et la turbidité (fig. 38 A).

Fig. 35 ETUDE DU FICHIER PHYTOPLANCTONIQUE

HISTOGRAM OF * CHLA * (VARIABLE 2). CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)

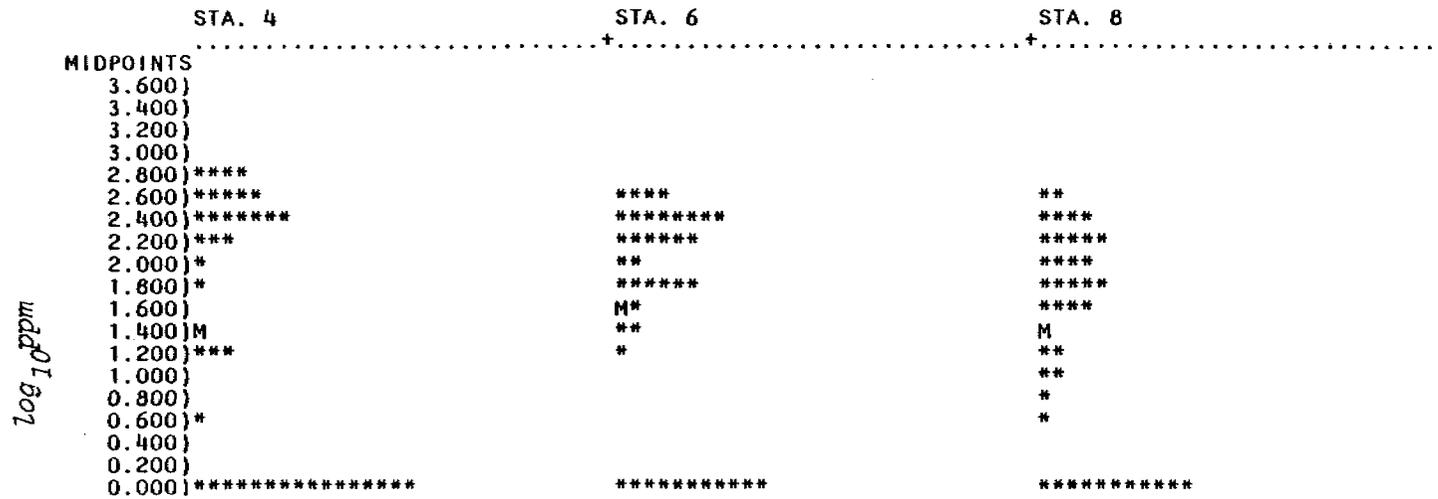


GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, N'S OTHERWISE

MEAN	2.391	2.512	2.459
STD. DEV.	0.886	0.821	0.746
MAXIMUM	3.458	3.298	3.185
MINIMUM	0.0	0.0	0.0
SAMPLE SIZE	42	42	42

Fig. 36 ETUDE DU FICHIER PHYTOPLANCTONIQUE

HISTOGRAM OF * CHLB * (VARIABLE 3). CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)

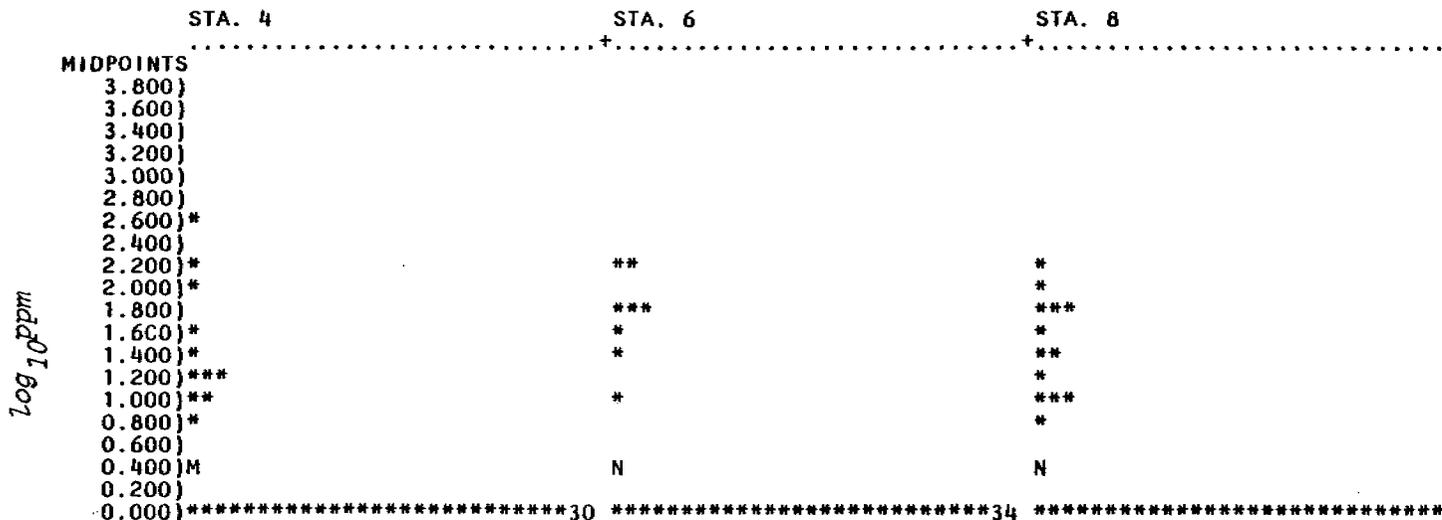


GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, N'S OTHERWISE

MEAN	1.354	1.546	1.352
STD. DEV.	1.165	0.989	0.924
MAXIMUM	2.857	2.642	2.539
MINIMUM	0.0	0.0	0.0
SAMPLE SIZE	42	42	42

Fig. 37 ETUDE DU FICHIER PHYTOPLANCTONIQUE

HISTOGRAM OF * CHLC * (VARIABLE 4). CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)



GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, N'S OTHERWISE

MEAN	0.390	0.328	0.453
STD. DEV.	0.706	0.708	0.723
MAXIMUM	2.603	2.294	2.216
MINIMUM	0.0	0.0	0.0
SAMPLE SIZE	42	42	42

	CHLA	CHLB	CHLC	TURB
CHLA				
CHLB	0.92*			
CHLC	-0.02	0.10		
TURB	0.22	0.33	0.31	

STATION 4

	CHLA	CHLB	CHLC	TURB
CHLA				
CHLB	0.90*			
CHLC	-0.02	0.19		
TURB	0.32	0.47*	-0.09	

STATION 6

	CHLA	CHLB	CHLC	TURB
CHLA				
CHLB	0.79*			
CHLC	0.20	0.42		
TURB	-0.27	-0.03	-0.05	

STATION 8

Fig. 38 A- Correlations non paramétriques (correlation de rang de Spearman) entre les variables Chla, Chlb, Chlc et Turb aux 3 stations (* correlation significative à 1%).

VI.1.2. - Turbidité (Turb.)

La place de ce paramètre physique au sein du fichier "phytoplancton" est justifiée par le fait qu'il exprime surtout la capacité de pénétration des rayonnements lumineux dans les eaux et par extrapolation un facteur limitant de la quantité d'énergie disponible pour le phytoplancton aux fins de photosynthèse. Par ailleurs, dans certains milieux aquatiques, ce paramètre est relié avec les concentrations phytoplanctoniques lorsqu'elles constituent la source essentielle de turbidité de l'eau.

L'examen des histogrammes (fig. 38 B) montre très logiquement de faibles valeurs permanentes de la transparence des eaux du premier bassin qu'il est possible de relier globalement à la charge en particules inertes des eaux usées, plutôt qu'à la biomasse phytoplanctonique qui, elle, varie plus largement. Les plus fortes valeurs de transparence des eaux sortant du 2ème et surtout du 3ème bassin et qui sont rencontrées en début du suivi peuvent être attribuées à la non arrivée d'eaux chargées en particules et à de faibles biomasses phytoplanctoniques.

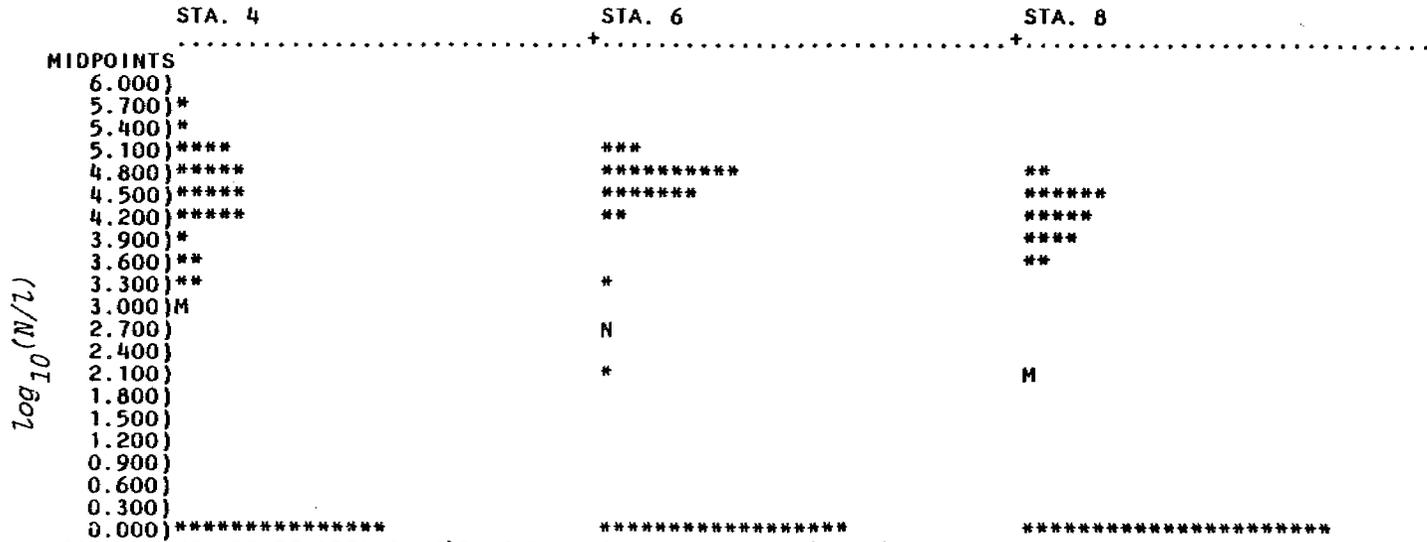
Plus généralement l'absence de corrélations non paramétriques significatives entre la transparence et la biomasse phytoplanctonique estimée par les concentrations en chl_a montre que dans le cas précis d'un lagunage ce paramètre abiotique, résultante de différents facteurs et de leurs interactions, ne peut être considéré comme un estimateur satisfaisant de l'évolution de l'abondance phytoplanctonique.

VI.1.3. - Composantes systématiques des peuplements

Afin de simplifier l'étude de la composition systématique du phytoplancton, les familles identifiées seront examinées suivant leur appartenance à un des 3 grands groupes d'algues : algues bleues (PH01 : Chroococcacées), algues vertes (PH02 : Coccomyxacées ; PH03 : Dictyosphaeriacees ; PH04 : Oocystacées ; PH05 : Micractiniacées ; PH06 : Scénédsmacées ; PH07 : Polyblépharidacées ; PH08 : Chlamydomonadacées), algues brunes (PH09 : Crypto-

Fig. 39 ETUDE DU FICHIER PHYTOPLANCTONIQUE

HISTOGRAM OF * PH01 * (VARIABLE 6). CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)



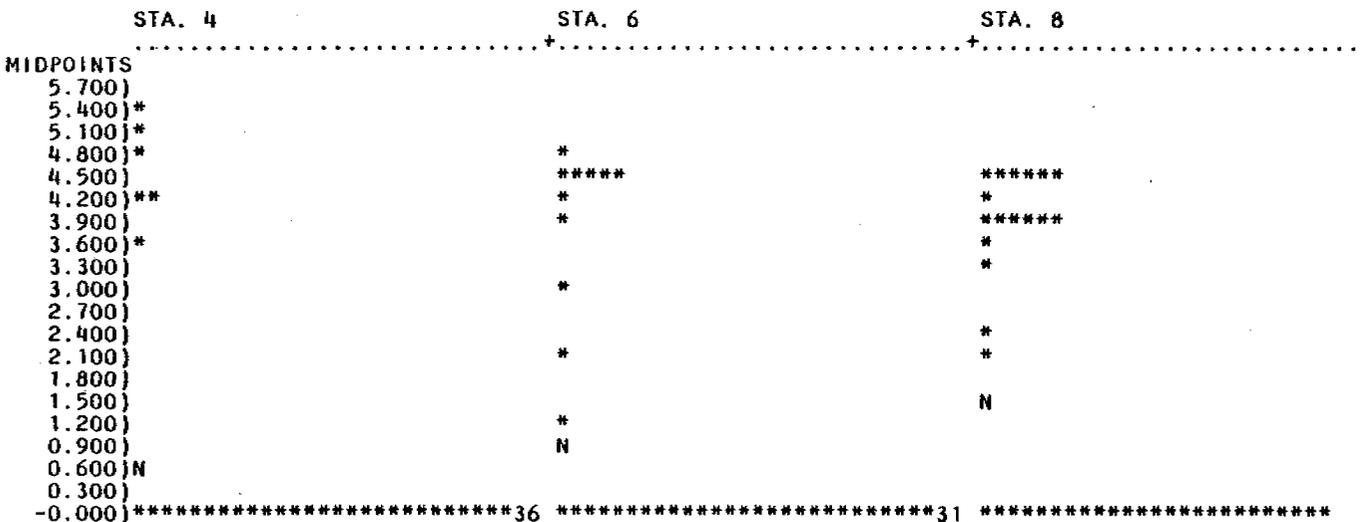
GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, N'S OTHERWISE

	STA. 4	STA. 6	STA. 8
MEAN	2.869	2.561	1.971
STD. DEV.	2.226	2.294	2.135
MAXIMUM	5.578	5.100	4.929
MINIMUM	0.0	0.0	0.0
SAMPLE SIZE	42	42	42

Fig. 40 ETUDE DU FICHIER PHYTOPLANCTONIQUE

HISTOGRAM OF * PHO2 * (VARIABLE 7). CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)

log₁₀(N) 01 801

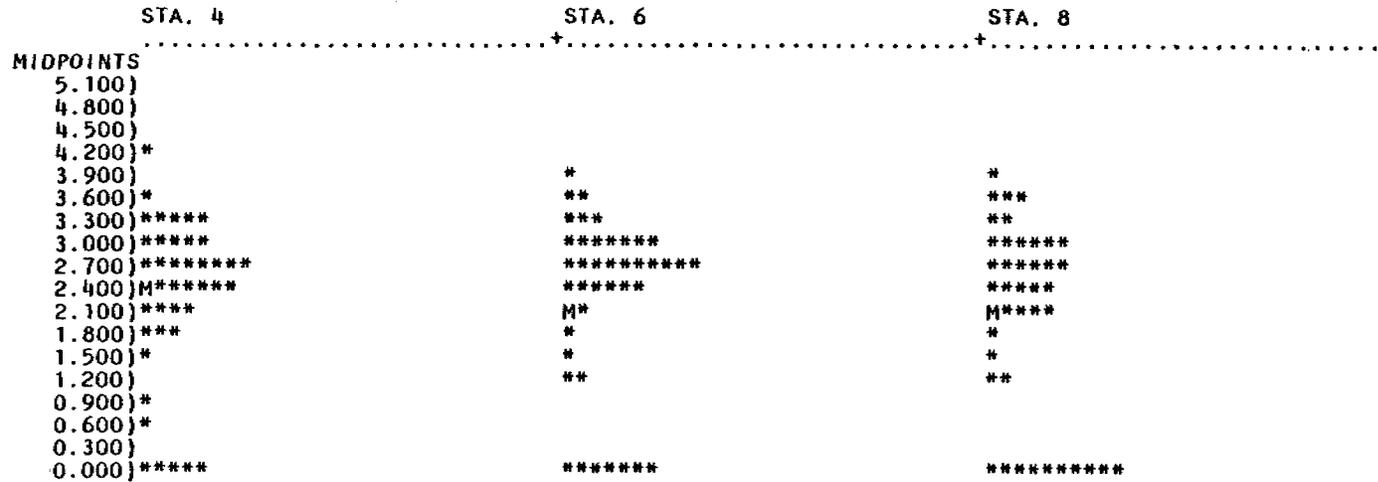


GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, N'S OTHERWISE

MEAN	0.644	0.988	1.575
STD. DEV.	1.613	1.770	1.982
MAXIMUM	5.283	4.699	4.623
MINIMUM	0.0	0.0	0.0
SAMPLE SIZE	42	42	42

Fig. 41 ETUDE DU FICHIER PHYTOPLANCTONIQUE

HISTOGRAM OF * PH03 * (VARIABLE 8). CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)



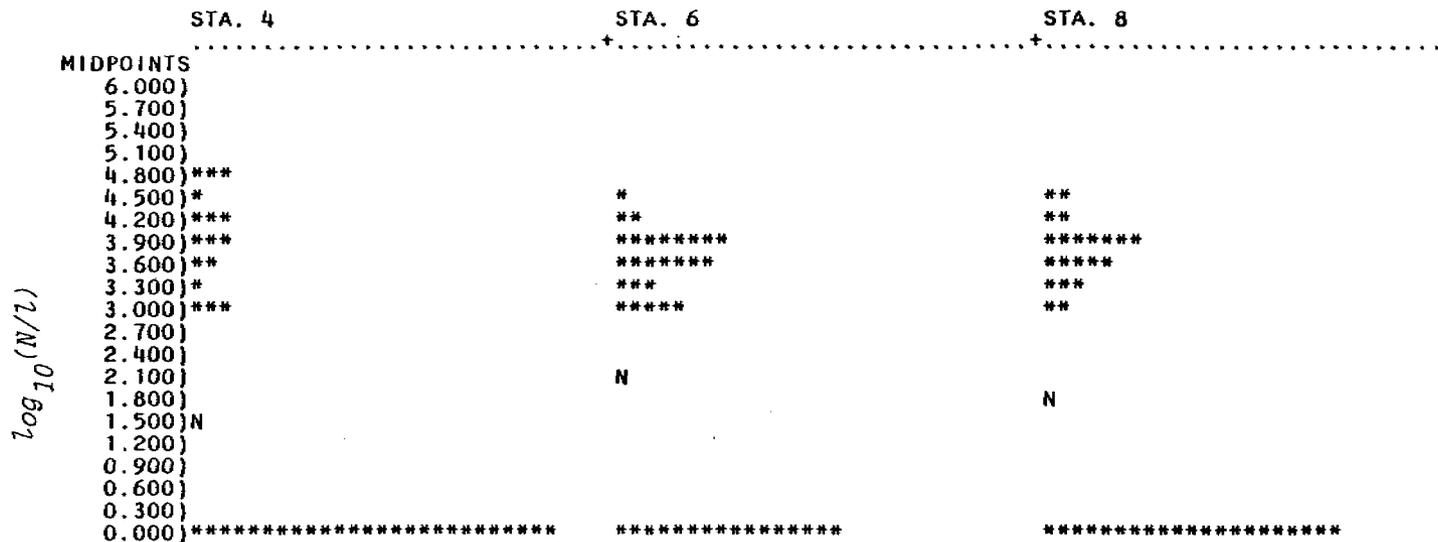
(1/N)⁰¹ 602

GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, N'S OTHERWISE

	STA. 4	STA. 6	STA. 8
MEAN	2.257	2.223	1.984
STD. DEV.	1.074	1.138	1.272
MAXIMUM	4.050	3.840	3.804
MINIMUM	0.0	0.0	0.0
SAMPLE SIZE	42	42	42

Fig. 42 ETUDE DU FICHIER PHYTOPLANCTONIQUE

HISTOGRAM OF * PHO4 * (VARIABLE 9). CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)

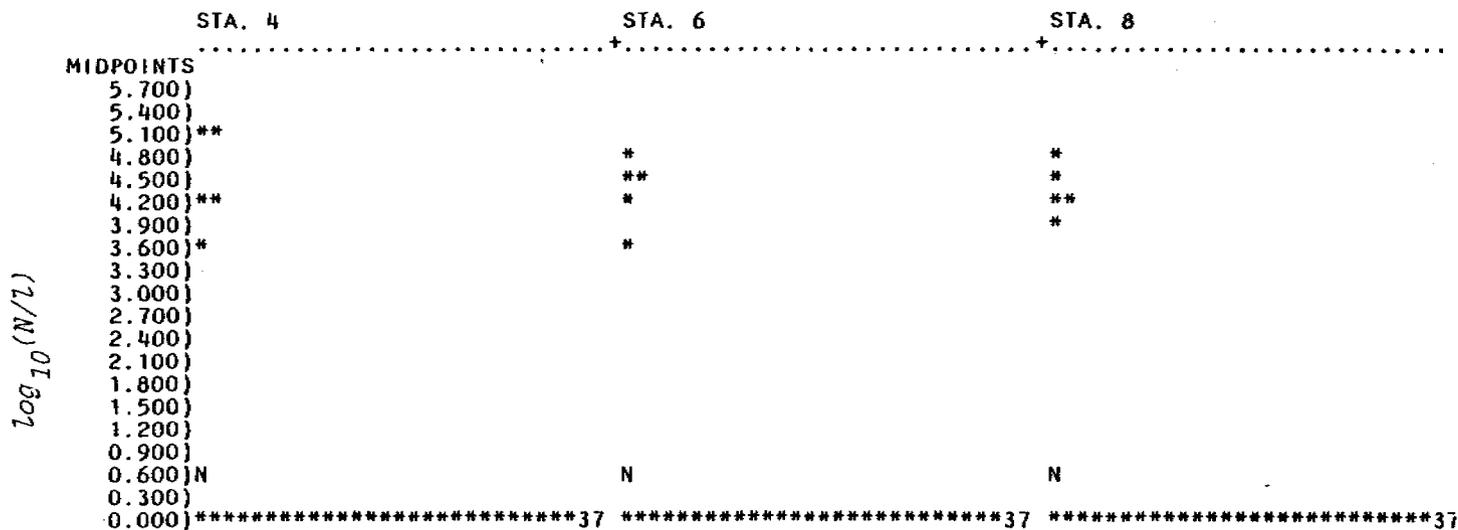


GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, N'S OTHERWISE

MEAN	1.495	2.224	1.867
STD. DEV.	1.968	1.792	1.915
MAXIMUM	4.944	4.380	4.462
MINIMUM	0.0	0.0	0.0
SAMPLE SIZE	42	42	42

Fig. 43 ETUDE DU FICHIER PHYTOPLANCTONIQUE

HISTOGRAM OF * PH05 * (VARIABLE 10). CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)



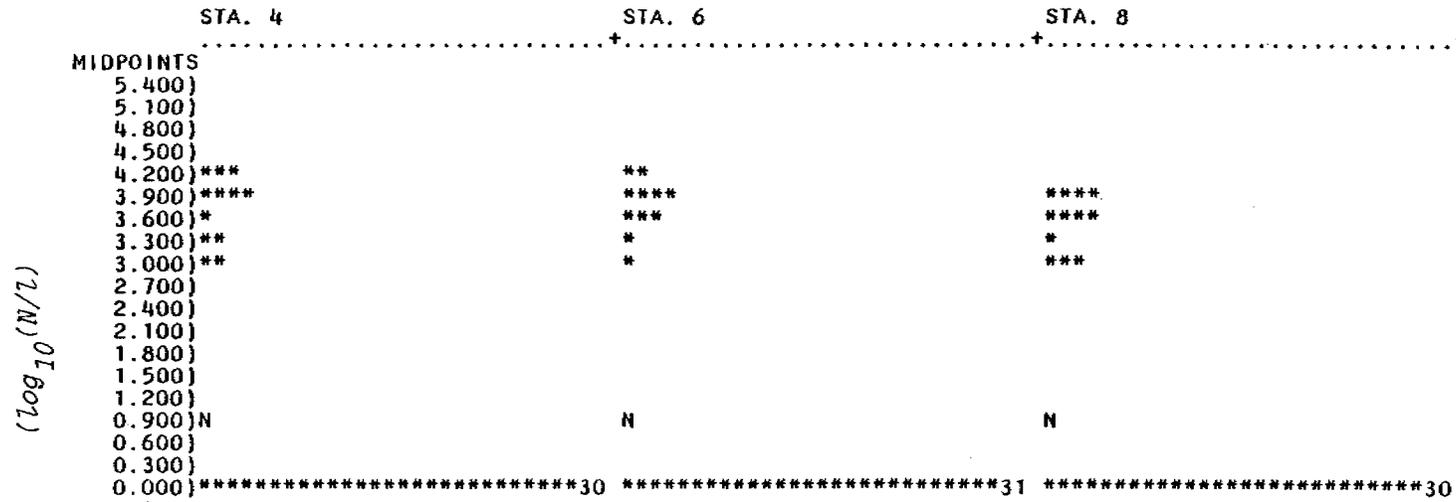
GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, N'S OTHERWISE

MEAN	0.526	0.510	0.516
STD. DEV.	1.458	1.410	1.426
MAXIMUM	4.982	4.681	4.914
MINIMUM	0.0	0.0	0.0
SAMPLE SIZE	42	42	42

Fig. 44

ETUDE DU FICHIER PHYTOPLANCTONIQUE

HISTOGRAM OF * PH06 * (VARIABLE 11). CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)

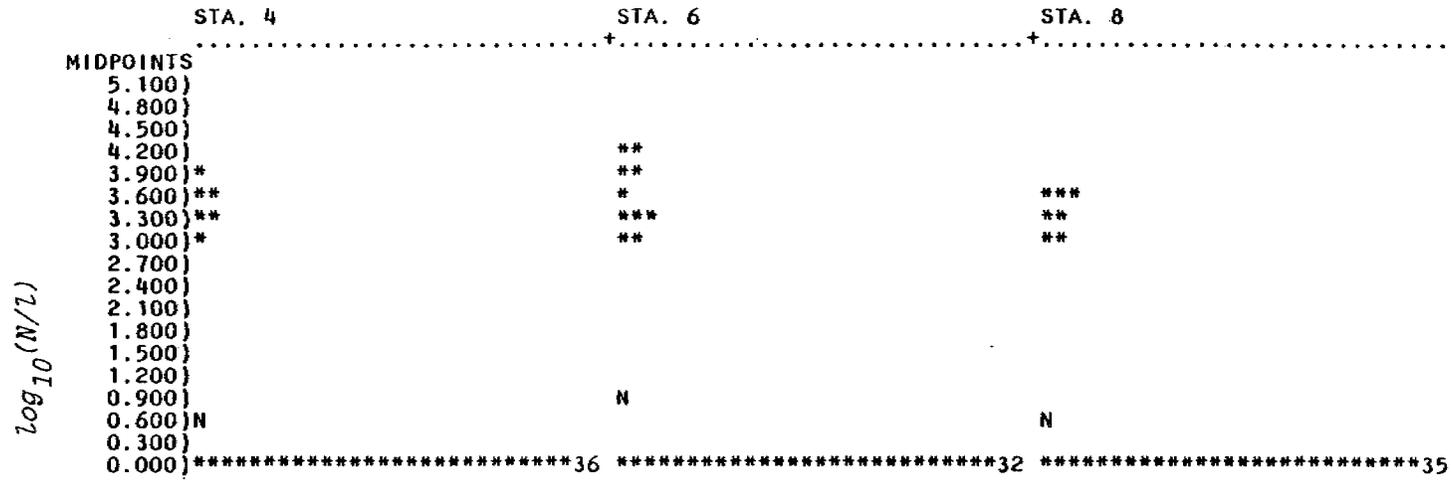


GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, N'S OTHERWISE

MEAN	1.044	0.980	1.003
STD. DEV.	1.684	1.675	1.616
MAXIMUM	4.114	4.301	3.954
MINIMUM	0.0	0.0	0.0
SAMPLE SIZE	42	42	42

Fig. 45 ETUDE DU FICHIER PHYTOPLANCTONIQUE

HISTOGRAM OF * PH07 * (VARIABLE 12). CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)

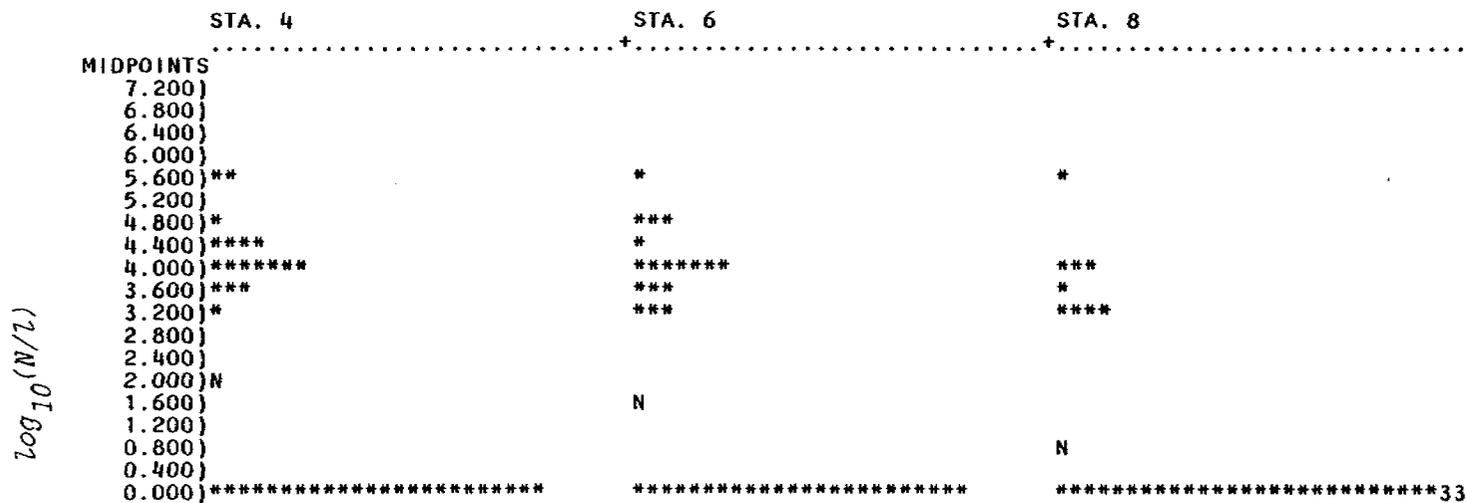


GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, N'S OTHERWISE

Statistic	Station 4	Station 6	Station 8
MEAN	0.489	0.837	0.562
STD. DEV.	1.218	1.528	1.277
MAXIMUM	3.778	4.079	3.699
MINIMUM	0.0	0.0	0.0
SAMPLE SIZE	42	42	42

Fig. 46 ETUDE DU FICHIER PHYTOPLANCTONIQUE

HISTOGRAM OF * PH08 * (VARIABLE 13). CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)



GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, M'S OTHERWISE

MEAN	1.805	1.713	0.809
STD. DEV.	2.148	2.044	1.601
MAXIMUM	5.681	5.618	5.517
MINIMUM	0.0	0.0	0.0
SAMPLE SIZE	42	42	42

monadacées ; PH10 : Euglenophycées ; PH11 : Gymnodiniacées ; PH12 : Coscinodiscacées ; PH13 : Diatomées pennées.

VI.1.3.1. - Algues bleues

Représentées dans l'ensemble du lagunage par la seule famille des chroococcacées (PH01) les algues bleues apparaissent en moyenne plus abondantes dans le premier bassin du lagunage. A la vue des histogrammes et des écarts types leur distribution d'abondance n'est pas homogène et continue au cours du temps : soit elles sont absentes de la tranche d'eau prélevée, soit présentes mais toujours à des valeurs élevées.

VI.1.3.2. - Algues vertes

C'est le groupe d'algues qui domine quantitativement dans les eaux du lagunage. Il comprend 7 familles (PH02 à PH08) dont les Dyctiosphaeriacees (PH03) et les Oocystacees (PH04) qui sont en moyenne, à l'examen des histogrammes, les plus abondantes et les mieux représentées au cours du temps.

A l'opposé les Micractiniacées (PH05) et les Polyblepharidacées (PH07) ne sont que très rarement présentes. A l'exception des Dyctiosphaeriacees la distribution des abondances des familles d'algues vertes, illustrée par les histogrammes, est discontinue opposant leur absence des prélèvements à de fortes concentrations sans valeurs intermédiaires. L'évolution temporelle de ces phytoplanctons est donc vraisemblablement très irrégulière.

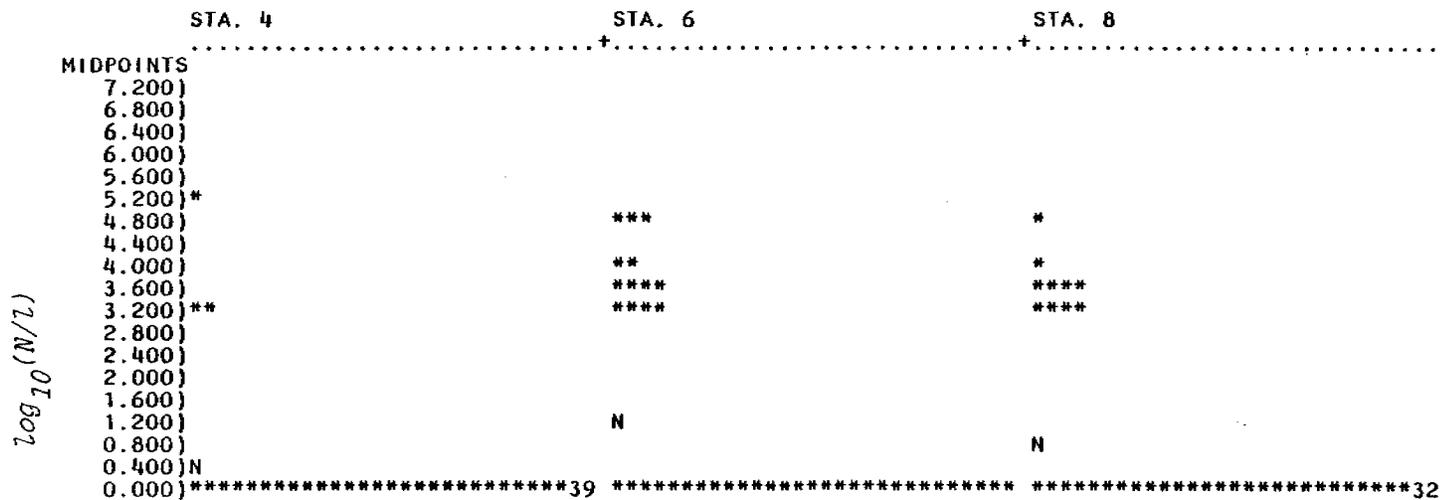
Plus globalement aucun des groupes systématiques d'algues vertes retenues dans cette étude ne semble être spécifique d'un des 3 bassins de lagunage.

VI.1.3.3. - Algues brunes

Cinq familles d'Algues brunes (PH09 à PH13) ont été recensées dans le lagunage. A l'exception des Euglenophycées qui atteignent des concentrations moyennes comparables à celles des

Fig. 47 ETUDE DU FICHIER PHYTOPLANCTONIQUE

HISTOGRAM OF * PH09 * (VARIABLE 14). CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)

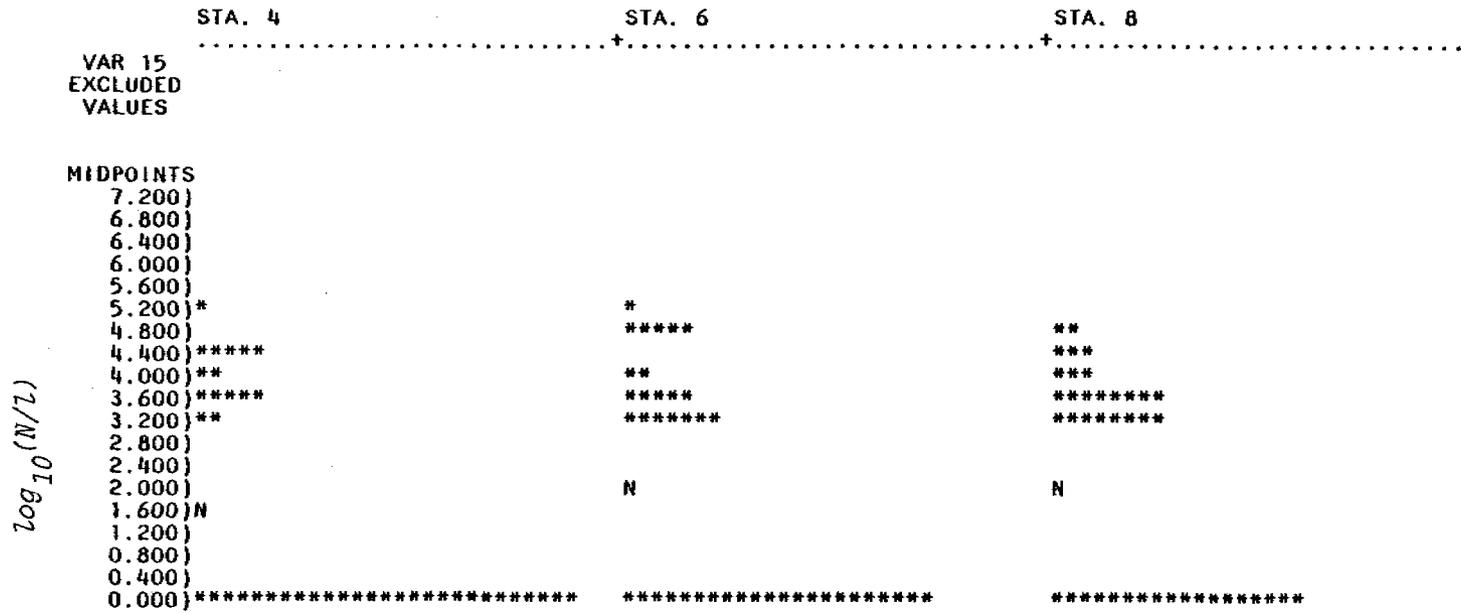


GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, N'S OTHERWISE

MEAN	0.266	1.185	0.858
STD. DEV.	1.007	1.818	1.567
MAXIMUM	5.152	4.813	4.633
MINIMUM	0.0	0.0	0.0
SAMPLE SIZE	42	42	42

Fig. 48 ETUDE DU FICHIER PHYTOPLANCTONIQUE

HISTOGRAM OF * PH10 * (VARIABLE 15). CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)

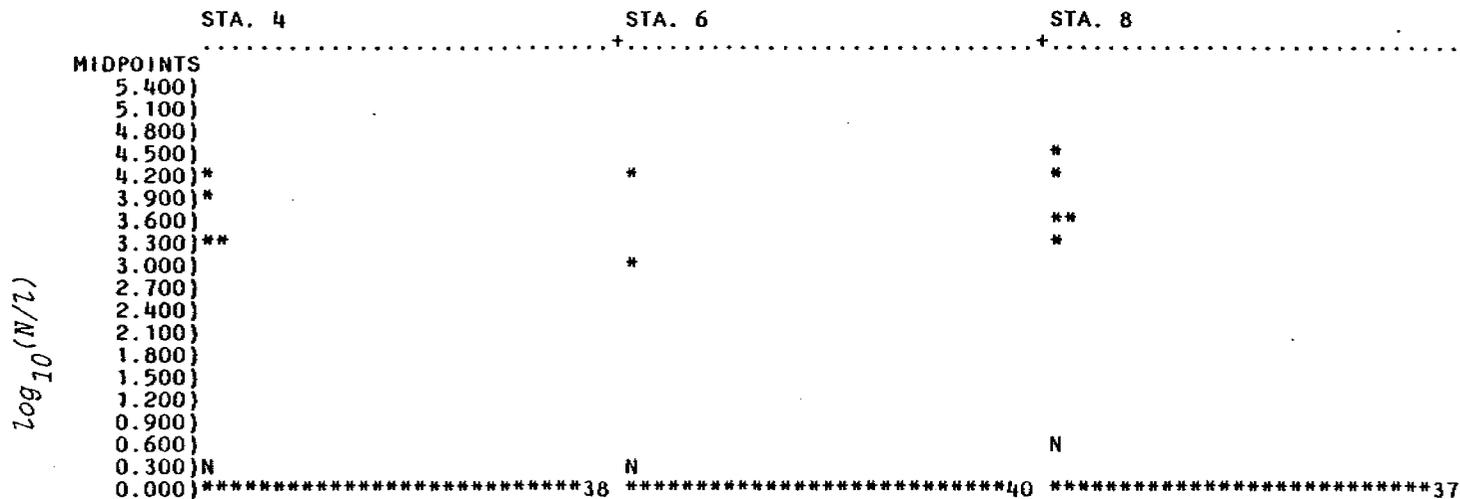


GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, N'S OTHERWISE

MEAN	1.434	1.843	2.101
STD. DEV.	1.969	2.018	1.892
MAXIMUM	5.029	5.215	4.935
MINIMUM	0.0	0.0	0.0
SAMPLE SIZE	42	42	42

Fig. 49 ETUDE DU FICHIER PHYTOPLANCTONIQUE

HISTOGRAM OF * PH11 * (VARIABLE 16). CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)

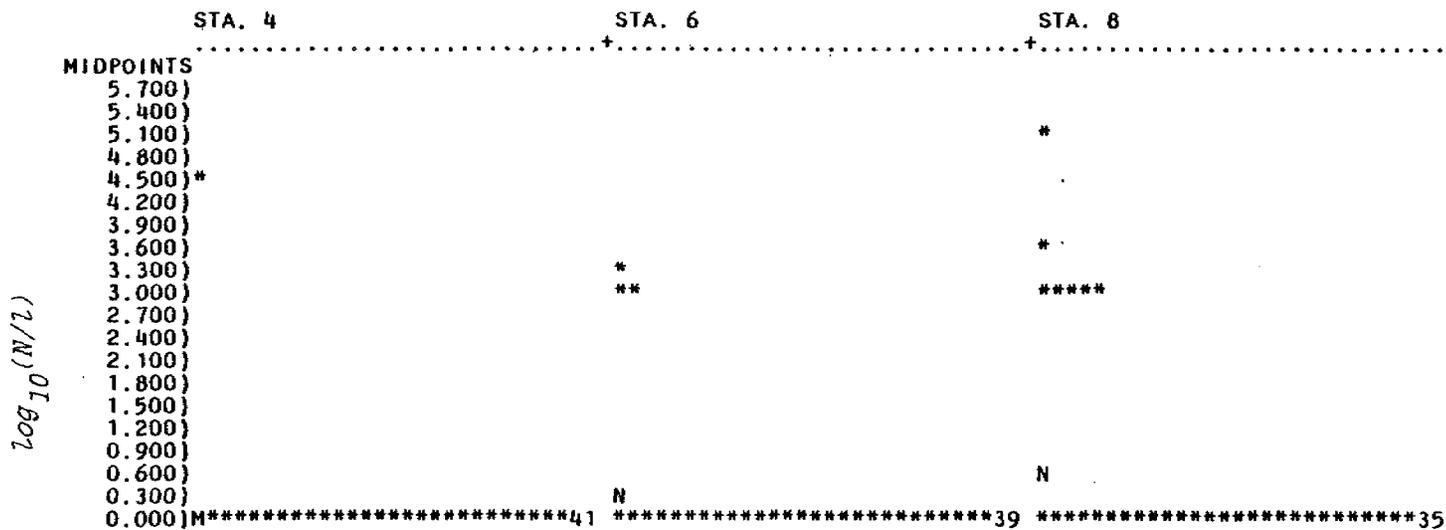


GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, N'S OTHERWISE

MEAN	0.347	0.171	0.465
STD. DEV.	1.087	0.784	1.293
MAXIMUM	4.176	4.176	4.643
MINIMUM	0.0	0.0	0.0
SAMPLE SIZE	42	42	42

Fig. 50 ETUDE DU FICHIER PHYTOPLANCTONIQUE

HISTOGRAM OF * PH12 * (VARIABLE 17). CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)

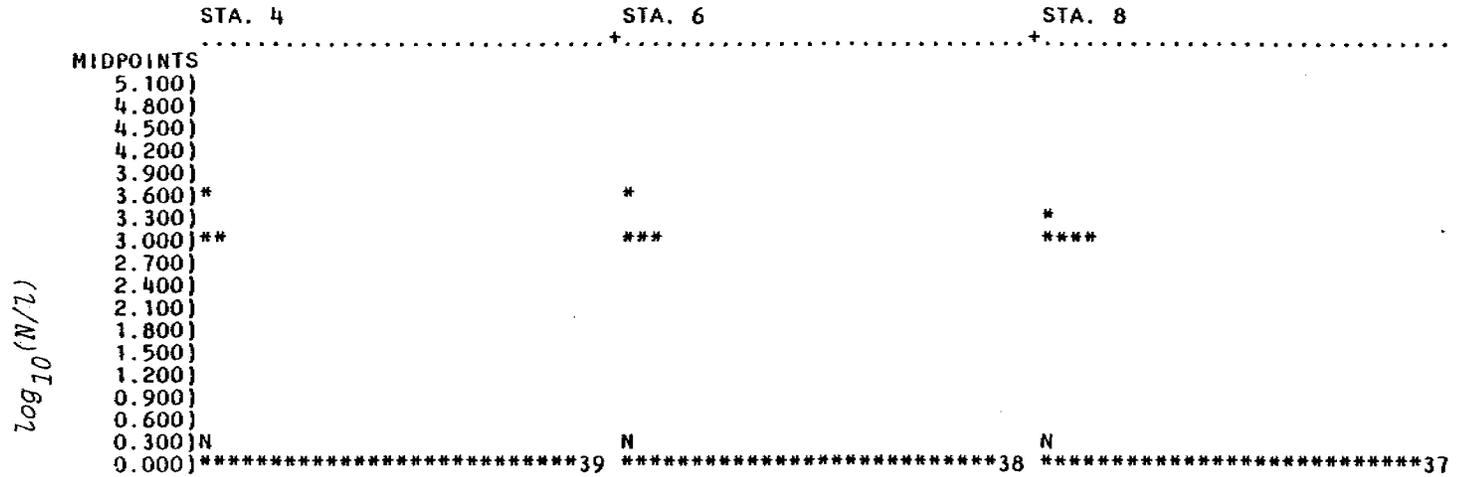


GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, N'S OTHERWISE

MEAN	0.108	0.221	0.562
STD. DEV.	0.697	0.809	1.309
MAXIMUM	4.519	3.301	5.140
MINIMUM	0.0	0.0	0.0
SAMPLE SIZE	42	42	42

Fig. 51 ETUDE DU FICHIER PHYTOPLANCTONIQUE

HISTOGRAM OF * PH13 * (VARIABLE 18). CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)



GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, N'S OTHERWISE

MEAN	0.226	0.300	0.364
STD. DEV.	0.826	0.940	1.004
MAXIMUM	3.477	3.602	3.301
MINIMUM	0.0	0.0	0.0
SAMPLE SIZE	42	42	42

familles d'algues vertes dominantes, ces algues ne sont présentes qu'exceptionnellement dans les eaux des 3 bassins, comme le laisseraient supposer les faibles concentrations en chlorophylle c.

VI.2. - Analyse de la structure temporelle du phytoplancton à chaque station

VI.2.1. - L'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) : une analyse factorielle mieux adaptée que l'ACP aux données phytoplanctoniques

Le fichier phytoplancton est constitué en grande partie de dénombrements de groupes taxonomiques. L'examen de ces données a montré l'existence d'un grand nombre de valeurs nulles. L'application de l'analyse en composantes principales qui utilise comme mesure de proximité entre les objets leur covariance ou leur corrélation présente de ce fait un inconvénient lié à la présence de nombreux doubles zéros. La signification d'une température = 0°C à 2 stations est restreinte et interprétable en terme de leur similarité physico-chimique. Par contre, il est ambigu voire impossible d'interpréter l'absence simultanée d'une espèce à 2 stations : les raisons en pouvant être multiples et même contradictoires.

Le principe de l'analyse factorielle des correspondances, s'il reste dans ses développements mathématiques analogue à celui de l'ACP, diffère de celle-ci par le fait que l'A.F.C. utilise non pas une mesure d'intensité de la liaison entre objets mais une mesure de proximité entre leurs profils respectifs. Les lignes (prélèvements) et les colonnes (variables) sont comparées entre elles de manière symétrique à l'aide de la distance du χ^2 calculée sur les profils du tableau de contingence issu du croisement des lignes et des colonnes.

VI.2.2. - Evolution temporelle du phytoplancton

Les figures 53 et 54 correspondent à l'analyse factorielle des correspondances appliquée aux données phytoplanctoniques recueillies aux stations 4, 6 et 8.

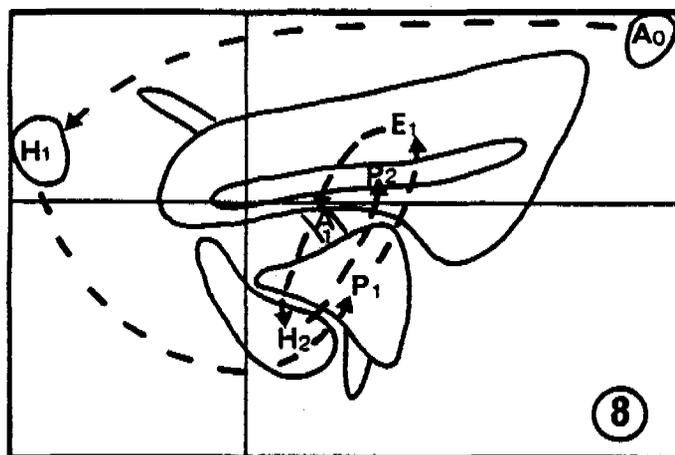
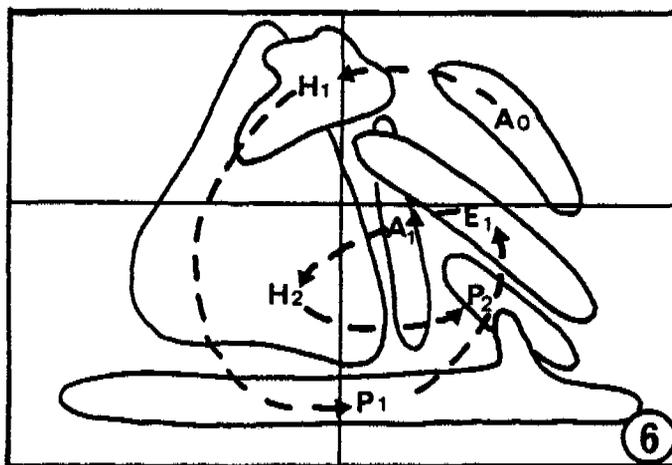
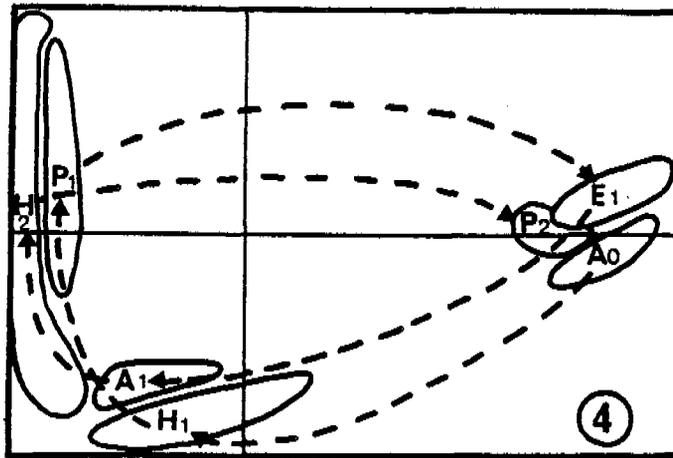


Fig. 53 - Ordination des prélèvements du fichier "phytoplancton" sur le premier plan d'une analyse factorielle des correspondances. (% d'inertie : station 4 : 53,9 ; station 6 : 41 ; station 8 : 41, 3).

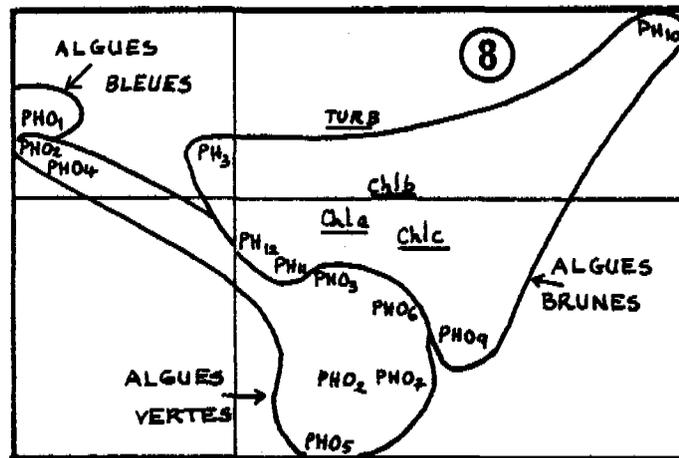
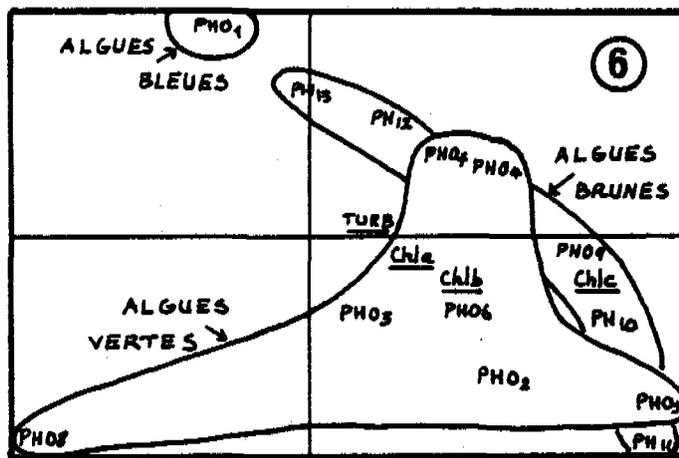
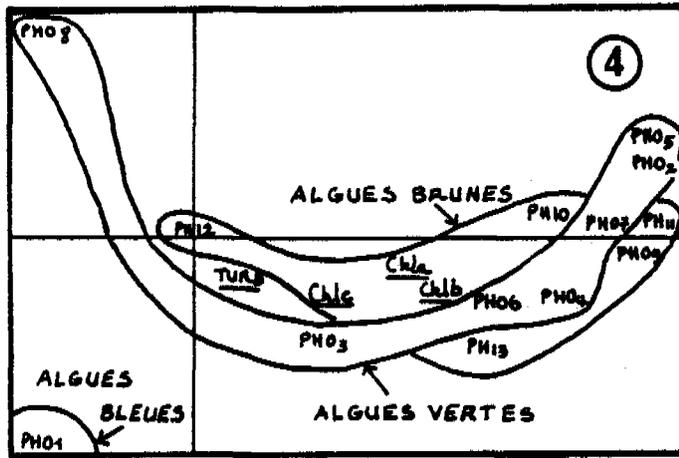


Fig. 54 - Ordination des variables du fichier "phytoplancton" sur le premier plan d'une analyse factorielle des correspondances (% d'inertie : station 4 : 53,9 ; station 6 : 41 ; station 8 : 41,3). Turb. : turbidité; Chl = chlorophylle, a, b, c; PH01 à PH 13 : les différentes familles d'algues.

Sur la figure 53, qui présente l'ordination des prélèvements sur les axes 1 (horizontaux) et 2 (verticaux), l'appartenance de ces prélèvements à une saison délimitée a priori (découpage semblable à celui réalisé en physico-chimie et bactériologie), a été figurée par une délimitation graphique.

Il apparaît ainsi une organisation temporelle des données phytoplanctoniques, qui diffère néanmoins selon la station considérée.

A la station 4, les distances entre certains groupes de saison sont très importantes. Leurs caractéristiques phytoplanctoniques sont donc différentes. L'examen de leur chronologie (figurée par une flèche joignant les saisons consécutives) montre, de plus, que ce sont entre saisons consécutives que se situent les écarts les plus importants.

Les graphiques obtenus aux stations 6 et 8 sont différents du précédent. Ils présentent une évolution plus graduelle des prélèvements d'une saison à l'autre et leur chronologie dessine un mouvement en spirale qui peut être interprété comme allant dans le sens d'une stabilisation de l'évolution des caractéristiques phytoplanctoniques.

L'examen de la figure 54 permet d'étudier les proximités entre variables phytoplanctoniques et de préciser celles impliquées dans l'organisation temporelle des prélèvements. Sur ce graphique a été figuré l'appartenance des familles taxonomiques à un des 3 grands groupes d'algues (vertes, brunes et bleues). Aux 3 stations les algues bleues représentées par la seule famille des chroococcacées (PH01) se distinguent nettement des autres groupes taxonomique.

A l'exception des chlamydomonadacées (PH08) aux 3 stations et des Euglénophycées (PH10) à la station 8, algues vertes et algues brunes voient leurs représentants taxonomiques se positionner à de faibles distances les uns des autres.

Les estimateurs de la biomasse phytoplanctoniques (chla, b, c) sont en général centrés sur ces 2 derniers groupes confirmant leur prévalence dans l'évolution de la biomasse algale.

A partir de l'étude des corrélations et contributions respectives des différentes variables à l'établissement des graphiques de la figure 53 sont reportées sur ces mêmes graphiques les variables phytoplanctoniques qui y contribuent le plus, pour interpréter les regroupements saisonniers et leur chronologie à chaque station.

Parmi les 17 variables du fichier phytoplancton, il est remarquable que seulement 3 variables de nature taxonomique soient essentiellement impliquées dans l'ordination des prélèvements aux 3 stations. Ces variables sont PH01, PH02, PH08.

Les algues bleues (PH01) sont caractéristiques du 1er hiver et en partie du second aux trois stations.

A la station 4, la première période automnale (A0, 5 mois après la mise en eau du lagunage) est dominée par la famille des Coccomyxacées (PH02). Ces algues vertes sont très rapidement remplacées au cours du premier hiver (H1) par les algues bleues (PH0). Le printemps (P1) est caractérisé par des successions de ces dernières et des Chlamydomonadacées (PH08) et l'été suivant (E1) les Coccomyxacées (PH02) réapparaissent. Celles-ci disparaissent à leur tour au cours du 2ème automne (A1) pour être remplacées plus tôt que lors de la 1ère année de fonctionnement par les algues bleues qui au cours du second hiver (H2) vont alterner avec les Chlamydomonadacées (PH08). Au cours du deuxième printemps (P2) les Coccomyxacées (PH02) sont à nouveau dominantes.

Ces successions très tranchées de taxons phytoplanctoniques distincts et les dominances auxquelles elles correspondent sont caractéristiques d'un environnement fortement eutrophe (ANGELI, 1976).

L'examen simultané des graphiques de la station 4 sur les figures 53 et 54 montre que la position de la chlorophylle a (estimateur de la biomasse) correspond, pour les saisons A0, E1 et P2 à des périodes de plus fortes productions phytoplanctoniques limitées dans le temps et en grandes parties consécutives à la dominance des Coccomyxacées (PH02).

A l'issue du second bassin station 6 la superposition partielle des regroupements saisonniers qui se répartissent davantage au centre du graphique de l'AFC, suggère l'intervention simultanée de différents groupes taxonomiques dans sa définition de ces regroupements.

Seules les saisons hivernale H1 et en partie H2 semblent dominer par le groupe des algues bleues (PH01), et une partie du premier printemps (P1) par les chlamydomonadacées tout comme à la première station. La famille des coccomyxacées (PH02) n'apparaît plus en tant que caractéristique de saisons particulières comme à la première station.

En référence à la position de la chlorophylle a sur le graphique de la station 6 de la figure 54, ce sont surtout les saisons successives E1, A1, une partie de H2 et P2 qui présentent une biomasse phytoplanctonique élevée, non plus concomitante de la dominance d'un groupe taxonomique particulier comme à la station 4, mais plutôt d'une certaine diversité en phytoplanctontes.

A la station 8, les 2 premières saisons se distinguent des autres par l'existence de deux groupes taxonomiques dominants qui sont les Euglenophycées (PH10) et les Chroococcacées (PH01) respectivement au premier automne (A0) et au premier hiver (H2). La superposition ou la proximité des autres groupes saisonniers peut, comme à la station 6, s'interpréter par l'existence simultanée à ces saisons de plusieurs groupes taxonomiques.

La famille des Micractiniacées (PH05), apparaît plus spécifiquement lors du premier printemps (P1) et du second hiver (H2).

Comme à la station 4, la position centrale de la chl *a* sur le graphique de la station 8 de la figure 54 permet d'associer aux périodes de plus forte biomasse phytoplanctonique la présence simultanée de différents groupes taxonomiques. Ce cas de figure concerne les groupements saisonniers succédant au premier hiver (H1) et à un moindre degré le second hiver (H2).

Le mouvement en spirale de la chronologie saisonnière des prélèvements, précédemment évoqué aux stations 6 et 8 peut donc être interprété comme une tendance à la stabilisation du peuplement phytoplanctonique au fur et à mesure de la maturation de l'écosystème. C'est ainsi que l'écosystème passe progressivement d'un peuplement dominé par un groupe taxonomique et de biomasse faible à des peuplements plus diversifiés, de biomasse plus élevée qui s'affranchissent au moins en partie des influences saisonnières.

A l'opposé, en sortie du premier bassin de lagunage, les peuplements phytoplanctoniques qui se composent principalement de successions de groupes taxonomiques dominants, dont certains peuvent aux saisons favorables (température, énergie lumineuse) représenter de très fortes biomasses, présentent des évolutions encore brutales.

L'étude temporelle des peuplements phytoplanctoniques permet donc d'appréhender la maturité du système épurateur à l'aide du concept des stratégies cénotiques (BLANDIN et coll., 1976), c'est-à-dire des mécanismes permettant aux communautés de s'adapter aux transformations du milieu.

L'importance du chaînon phytoplanctonique, dans un tel système d'épuration, tant sur le plan sanitaire (antibiose directe-substances antibiotiques ou indirectes pH) que sur le plan fonctionnement et transformation des matières inertes (élimination des sels minéraux, production de biomasse disponible pour le zooplancton, production d'oxygène favorable à la minéralisation bactérienne) permet de considérer son comportement démographique comme essentiel au devenir de l'écosystème et de rapprocher les

propriétés cénotiques des communautés phytoplanctoniques de celles de l'écosystème.

La faible diversité en phytoplanctones du premier bassin de lagunage le rapproche d'une stratégie cénotique de type i (i pour individu) : il ne persiste en tant qu'écosystème "phytoplanctonique" que grâce à l'existence de groupes taxonomiques capables de s'y développer avec des stratégies démographiques brutales. Génératrice de biomasse phytoplanctonique élevée une telle stratégie ne permet pas de la maintenir au cours du temps et l'écosystème reste fragile.

Le 2ème et le 3ème bassin du lagunage présentent un aspect différent en tant qu'écosystèmes "phytoplanctoniques" suggérant alors d'associer leur mécanisme régulateur à ceux définis par les stratégies cénotiques de type S. (S pour species).

Celles-ci concernent en effet des écosystèmes riches en groupes taxonomiques et lorsque l'environnement se modifie (par ex : les saisons) la disparition de certains groupes est compensée par l'apparition d'autres groupes plus ou moins redondants sur le plan fonctionnel. Ceci permet de maintenir des biomasse stables et autorise un perfectionnement des réseaux d'interrelations entre les composantes (phytoplanctoniques ou autres) de la biocénose aboutissant ainsi à des écosystèmes plus stables dits "matures".

VI.3. - Analyse de la structure spatiale des caractéristiques phytoplanctoniques sur l'ensemble du lagunage

Bien que possédant, le long de l'axe spatial, moins d'information pour les données phytoplanctoniques que pour la physico-chimie et la bactériologie (trois stations au lieu de huit), nous avons essayé de dégager les phénomènes spatiaux majeurs par rapport aux sorties de 3 bassins.

Une Analyse Factorielle des Correspondances a été réalisé sur l'ensemble des données des 3 stations (fig. 55).

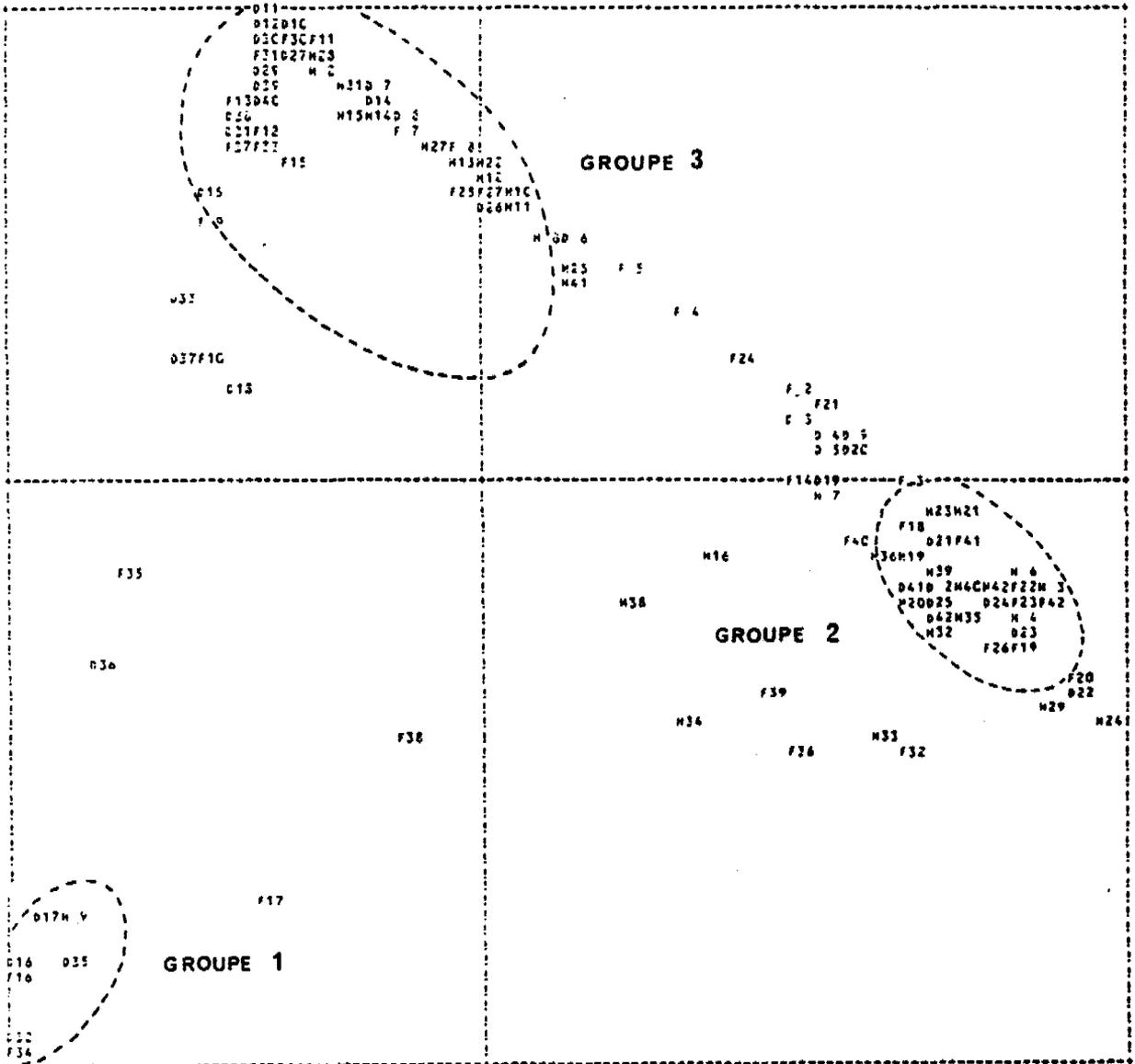


Fig. 55 - Analyse factorielle des correspondances sur l'ensemble des données phytoplanctoniques. Projection des prélèvements sur le premier plan factoriel (D = station 4 ; F = station 6 ; H = station 8 ; % d'inertie = 40,16. Les ellipses rajoutées sur ce graphique sont celles des 3 grands groupes formés par la classification hiérarchique ascendante.

Bien que 3 groupes de prélèvements s'individualisent très nettement sur le premier plan de l'A.F.C. l'examen de leur origine spatiale ne permet pas de définir un de ces groupes comme spécifique d'une station.

Pour formaliser objectivement la composition de ces groupes, une classification ascendante hiérarchique (C.A.H.) a été réalisée sur le même tableau de distance entre prélèvements que l'A.F.C. et au moyen de l'algorithme du moment centré d'ordre 2.

Symbolisée sur la figure 55 par les ellipses d'inertie des 3 grandes classes de la C.A.H., celle-ci a permis de résumer l'évolution de la structure spatio temporelle du phytoplancton.

En utilisant la superposition des résultats de la C.A.H. et de l'A.F.C., l'une permet de définir la ressemblance entre prélèvements, l'autre d'associer à ces regroupements les variables qui en sont essentiellement caractéristiques.

Le schéma de la figure 56 illustre les résultats ainsi obtenus.

Les associations de prélèvements entre eux se réalisent davantage pour des séries de prélèvements successifs que vis-à-vis de l'une ou l'autre des stations. Cette simultanéité d'apparition de groupes taxonomiques phytoplanctoniques aux 3 stations indique que, globalement, le phytoplancton se structure essentiellement par rapport au temps, indépendamment de sa position dans l'espace.

Ces résultats se doivent d'être tempérés pour plusieurs raisons. Tout d'abord seules 3 stations ont été étudiées. L'absence de prélèvements en amont de la station 4 i.e. dans le bassin le plus soumis à pollution, fait que nous ne possédons pas de données sur la nature et le comportement du phytoplancton associé à cette situation spatiale. D'autre part, si globalement le temps semble primer sur l'espace l'étude plus détaillée des phénomènes temporel à chaque station a montré que le phytoplancton se structurerait au cours du temps de façon différente.

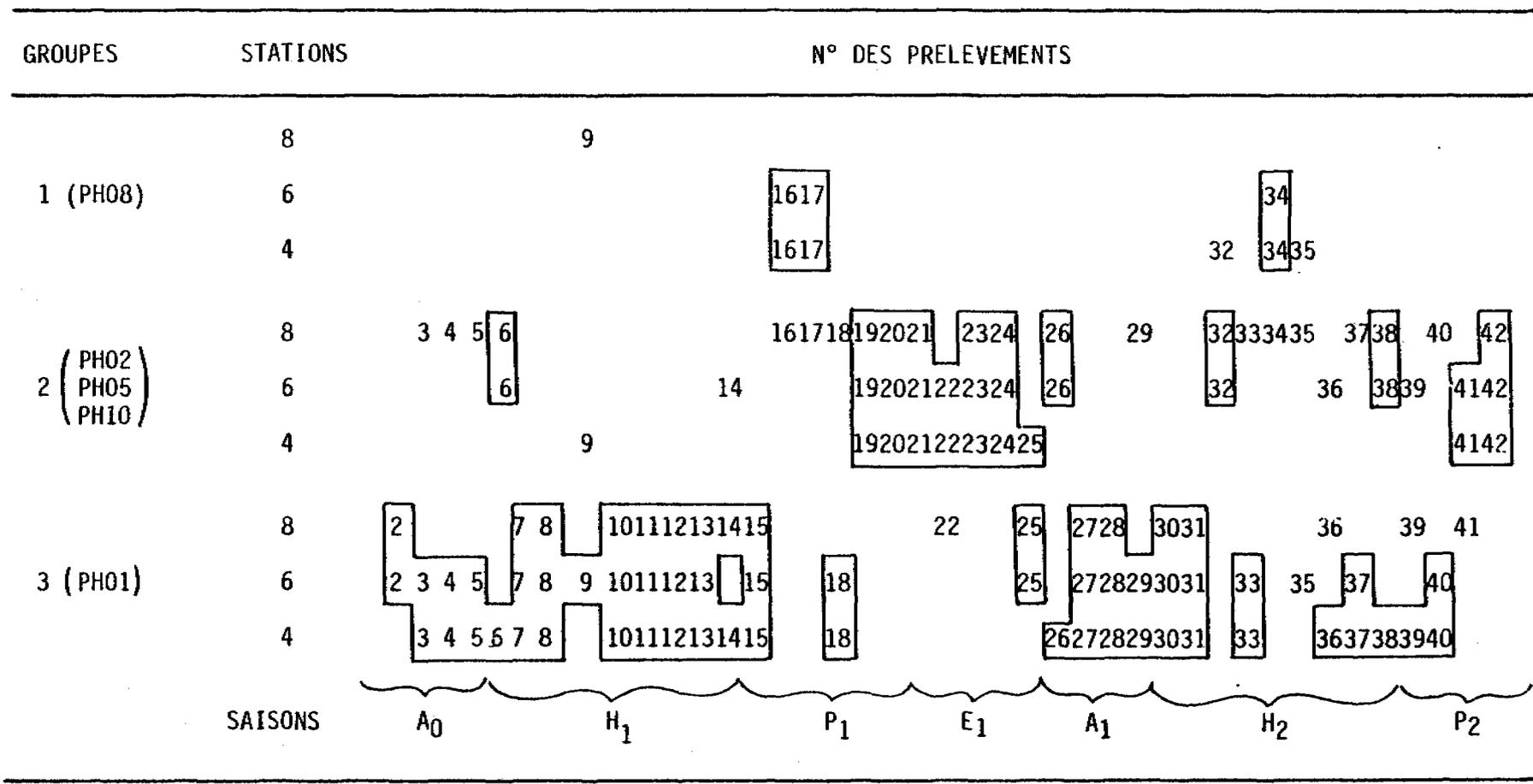


Fig. 56 - Regroupements spatio-temporels des prélèvements de chaque station fournis par la classification ascendante hiérarchique, en référence aux principaux groupes d'algues reconnus comme les plus caractéristiques du positionnement de l'ensemble des prélèvements par l'AFC et notamment des 3 grands groupes de prélèvements (1, 2, 3) représentés sur la figure 55.

Enfin, la qualité taxonomique des données retenues dans cette étude ne permet qu'une approche de la nature du phytoplancton du lagunage de Mèze. Des données taxonomiques plus précises, i.e. des déterminations au niveau de l'espèce, fourniraient peut être des informations complémentaires sur les phénomènes mis en évidence ou du moins permettraient d'accéder à des méthodologies d'analyse éprouvées des comportements démographiques du phytoplancton (Indices de diversité, diagrammes rang-fréquences, modèles démographiques).

VII - ANALYSE NUMERIQUE DU FICHER "ZOOPLANCTON"

VII.1. - Statistiques de base pour chaque paramètre et à chaque station

Les données de bases s'écartent largement de la normalité une transformation logarithmique leur a été appliquée.

VII.1.1. - Daphnies (DAPH)

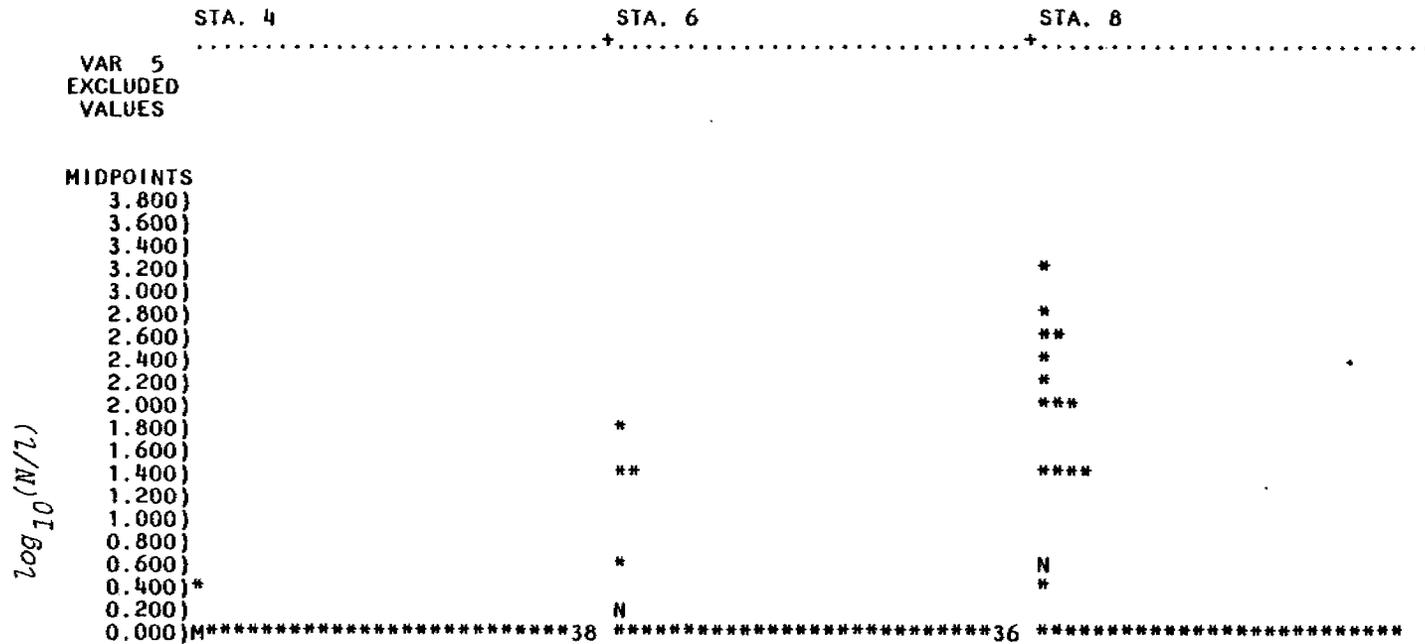
L'espèce dominante est Daphnia pulex. C'est, au sein du zooplancton inventorié, l'espèce de taille la plus élevée (1,8 x 0,7 mm). Du point de vue trophique les individus de D. pulex ont des capacités de filtration élevées : de 1 à 7 ml/individu/jour pour une taille maximale des particules ingérées d'environ 40 μ . (ANGELI, 1979).

Leur répartition à l'issue des 3 bassins (histogrammes de la figure 57) montre leur quasi absence du bassin 1 et leur apparition progressive du 2ème au 3ème bassin. C'est dans ce dernier, qu'elles atteignent des concentrations élevées : plus de 1.000 individus/litre, soit une biomasse en poids frais d'environ 3g/litre.

L'irrégularité de leur distribution ne permet pas d'accorder de signification précise à leur concentration moyenne et donc de fournir une estimation globale des biomasses correspondantes.

Fig. 57 ETUDE DU FICHIER ZOOPLANCTONIQUE

HISTOGRAM OF * DAPH * (VARIABLE 5). CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)



GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, N'S OTHERWISE

MEAN	0.012	0.131	0.695
STD. DEV.	0.076	0.419	1.046
MAXIMUM	0.477	1.799	3.171
MINIMUM	0.0	0.0	0.0
SAMPLE SIZE	39	40	40

VII.1.2. - Copépodes adultes (COPE) et nauplii (NAU)

Cette catégorie de crustacés n'est présente que dans le 3ème bassin du lagunage, et ce dans moins de 50 % des prélèvements (fig. 58 et 59). Leur dénombrement peut atteindre des valeurs aussi élevées que celles des daphnies ($\approx 10^3$ /litre), mais ne correspond à des biomasses maximales que d'environ 0,2 g/l (poids frais). Le genre le plus souvent rencontré est le genre Acanthocyclops.

VII.1.3. - Rotifères (ROT)

Le genre le plus représenté est Brachionus. A l'inverse des daphnies et des Copépodes, ils sont présents dans les 3 bassins du lagunage (fig. 60). Ces filtreurs qui peuvent ingérer des proies (bactéries, phytoplancton) de taille $<$ à 20μ , et supporter des conditions physico-chimiques sévères (notamment faibles teneur en O_2 dissous) sont capables d'atteindre des concentrations très élevées : plus de 600.000 individus au litre à l'issue du 1er bassin, de 160.000 et 280.000 pour le 2ème et 3ème bassin. A titre d'indication 100.000 Brachionus représentent une biomasse en poids frais de 0,50 g.

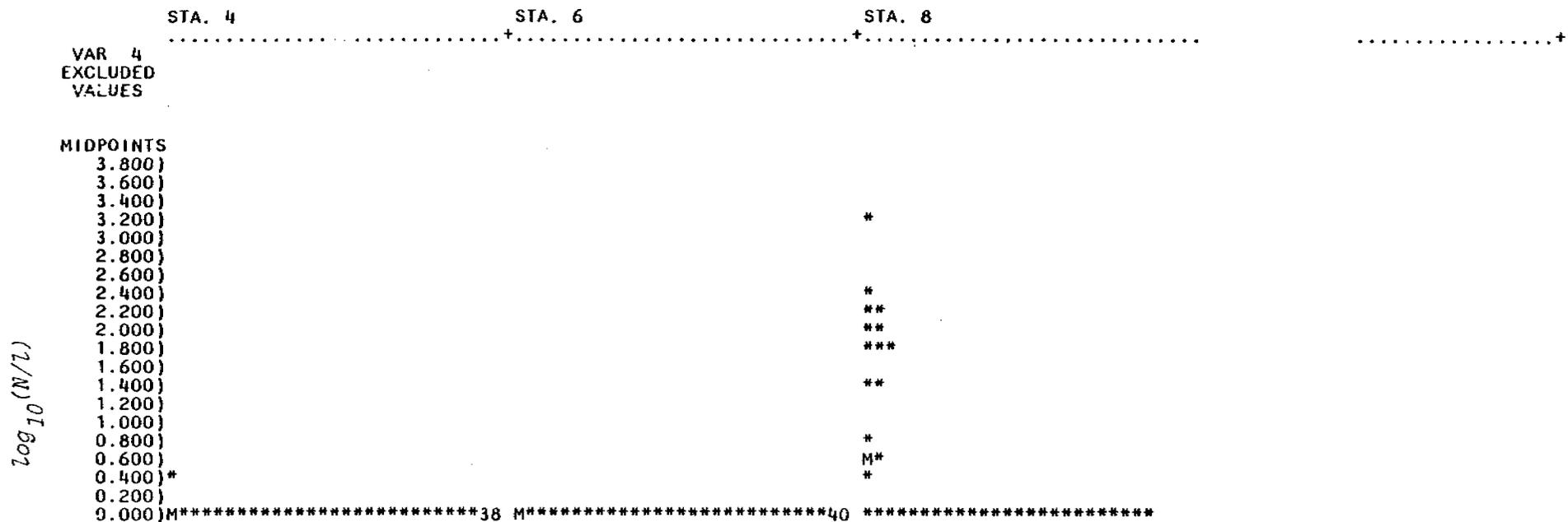
VII.1.4. - Ciliés (CIL)

Ils sont présents comme les rotifères dans les 3 bassins du lagunage, mais plus souvent dans les bassins 2 et 3 que dans le bassin 1 (fig. 61). Comme eux, ils peuvent atteindre des concentrations très élevées : près de 350.000 individus au litre à la station 6.

Leur distribution est irrégulière, comportant de nombreuses valeurs nulles, laissant supposer une variabilité très importante de leurs dénombrements au cours du temps, malgré la souplesse adaptative qui leur est très souvent attribuée.

Fig. 59 ETUDE DU FICHIER ZOOPLANCTONIQUE

HISTOGRAM OF * NAU * (VARIABLE 4). CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)

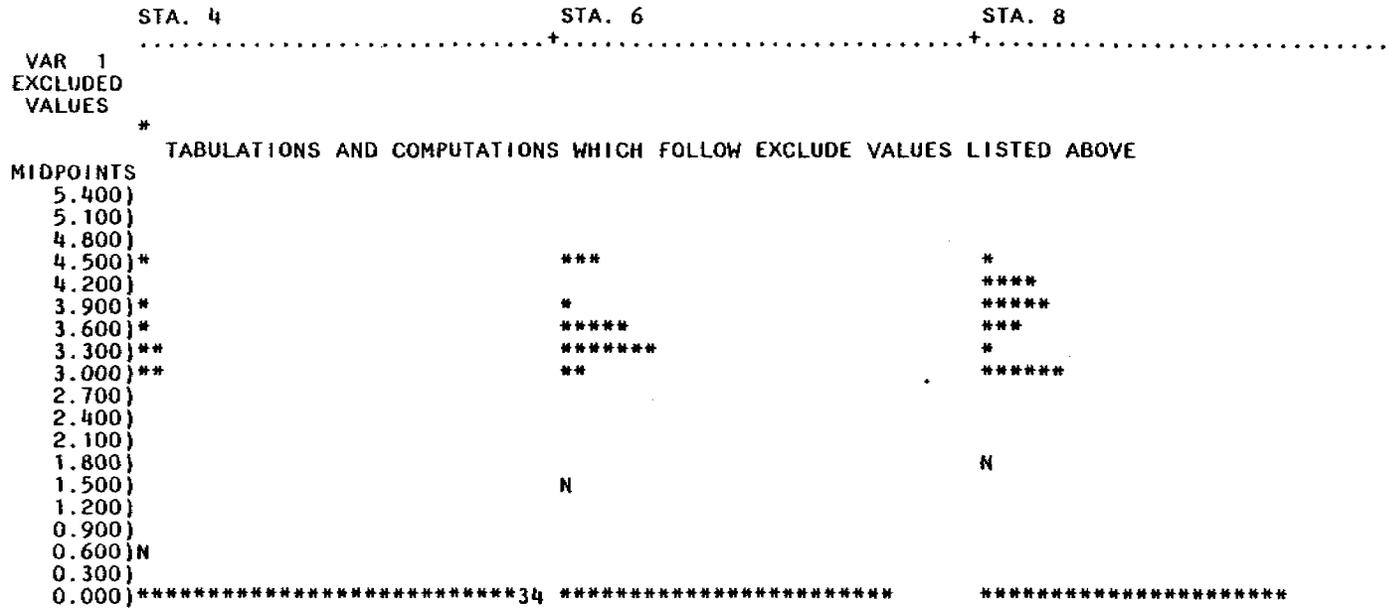


GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, N'S OTHERWISE

MEAN	0.012	0.0	0.618
STD. DEV.	0.076	0.0	0.933
MAXIMUM	0.477	0.0	3.114
MINIMUM	0.0	0.0	0.0
SAMPLE SIZE	39	40	40

Fig. 61 ETUDE DU FICHIER PHYTOPLANCTONIQUE

HISTOGRAM OF * CIL * CASES DIVIDED INTO GROUPS BASED ON VALUES OF * STA * (VARIABLE 1)



log₁₀(N/7)

GROUP MEANS ARE DENOTED BY M'S IF THEY COINCIDE WITH *'S, N'S OTHERWISE

MEAN	0.604	1.522	1.721
STD. DEV.	1.365	1.803	1.858
MAXIMUM	4.431	4.462	4.380
MINIMUM	0.0	0.0	0.0
SAMPLE SIZE	41	42	42

VII.2. - Analyse de la structure temporelle du zooplancton à chaque station

VII.2.1. - De la nature des données sur la méthodologie de leur analyse

Le fichier "zooplancton" est constitué par un petit nombre de variables (5) qui peuvent être soit absentes à certaines stations, soit très peu représentées à d'autres stations (cf VII.1).

C'est ainsi qu'aux stations 4 et 6, il n'y a pratiquement que les rotifères et ciliés qui présentent des valeurs non nulles. Les 5 variables n'"existent" en tant que telles qu'à la station 8.

Du fait de la simplicité de ces tableaux de données, nous avons renoncé à employer les techniques statistiques multidimensionnelles telles les analyses factorielles, dont l'utilisation non triviale doit être réservée à des tableaux de données plus complexes.

L'étude de l'évolution temporelle du zooplancton, sera donc réalisée par le simple examen comparé des courbes d'évolution temporelle des variables zooplanctoniques recensées à chaque station.

VII.2.2. - Evolution temporelle du zooplancton

L'évolution temporelle du zooplancton aux stations 4, 6 et 8 est reportée respectivement sur les figures 62, 63 et 64.

A la station 4 (fig. 62), comme le traduisait l'examen des histogrammes correspondant (cf VII.1.), les seuls éléments du zooplancton qui sont réellement présents sont les rotifères et les ciliés.

L'évolution temporelle de ces 2 groupes est assez semblable. Hormis la seule présence des rotifères en début d'étude, la

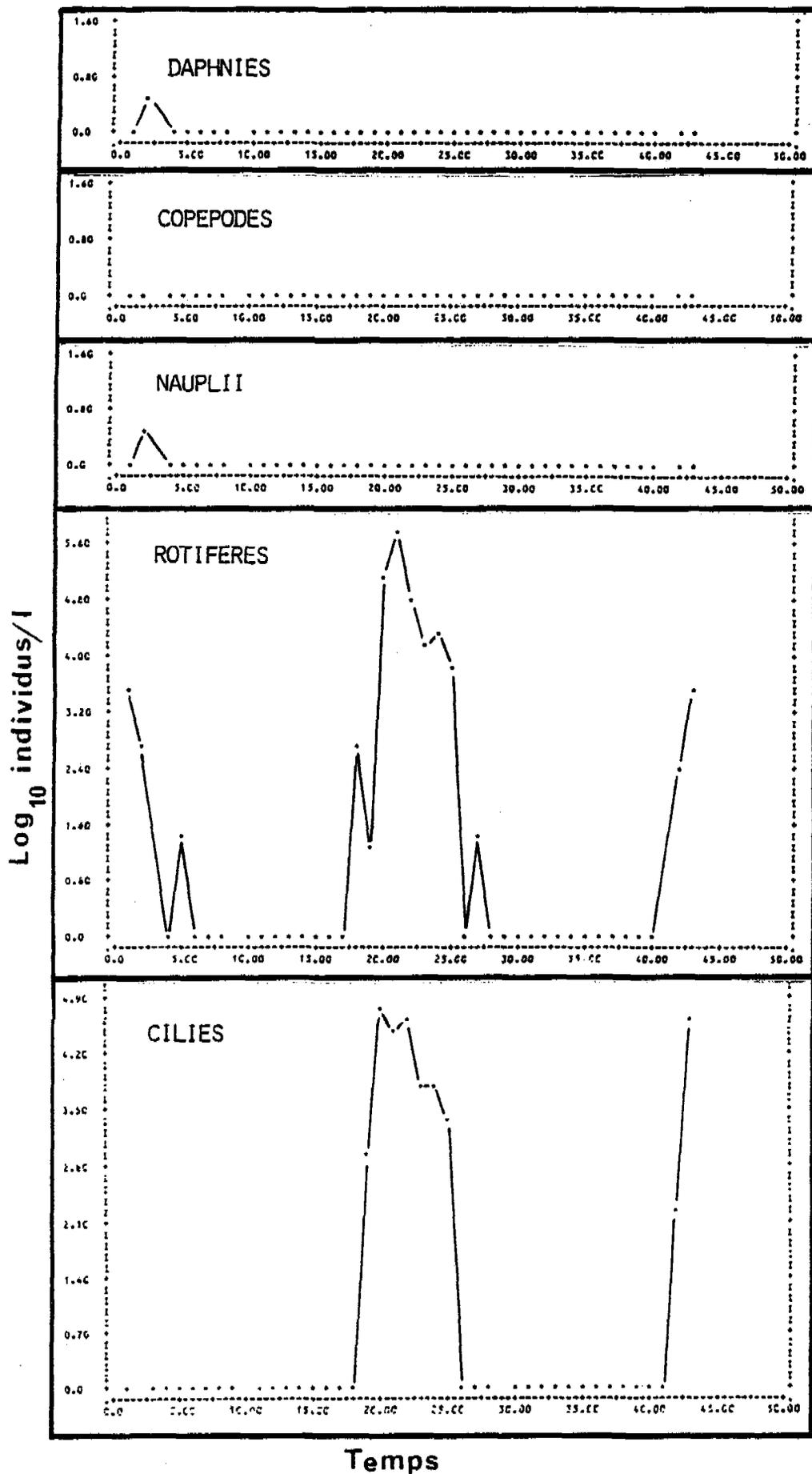


Fig. 62 - Evolution temporelle du zooplancton à la station 4. L'échelle en abscisse correspond à la numérotation séquentielle des prélèvements réalisés au cours du temps.

première période de présence des ciliés et des rotifères se situe de fin avril à la mi-juillet et le début de la seconde période commence également fin avril. Ces périodes se caractérisent par la soudaineté d'apparition de ces organismes (en 14 jours passage de "0" individu à plus de 250 par litre pour les rotifères et de "0" individu à près de 1000/l pour les ciliés), par la brièveté relative de leur présence (2 mois à 2 mois $\frac{1}{2}$) associée à des concentrations très élevées ("blooms" zooplanctoniques, notamment des rotifères).

A l'issue du second bassin de lagunage (station 6, fig. 63) le profil du zooplancton au cours du temps conserve des affinités avec celui de la station précédente. Les copépodes n'y sont jamais mis en évidence et les daphnies ne s'y rencontrent qu'en début de suivi. Seuls les rotifères et les ciliés contribuent de façon significative mais non constante à la biomasse zooplanctonique. Leurs évolutions sont ici tout à fait comparables (corrélation non paramétrique significative : corrélation de rang de Spearman). Leur présence simultanée se constate au cours du premier automne (jusqu'au début de l'hiver pour les ciliés) puis du premier printemps à la fin de l'automne suivant (jusqu'au début du second hiver pour les ciliés) et enfin au début du second printemps.

Bien que ne disposant pas d'une série de données recouvrant au minimum deux années de suivi, la distribution temporelle de ces organismes dessine une ébauche de cycle saisonnier où leur période privilégiée d'abondance se situe aux saisons les plus chaudes (printemps - été - automne) alors que la saison hivernale leur semble défavorable. Les ciliés paraissent cependant s'affranchir davantage de cette saison froide que les rotifères. Les périodes de forte abondance en ces organismes se différencient par leur apparition plus progressive à la seconde saison chaude qu'à la première. Leurs durées sont plus élevées (5 à 6 mois) que celles existant à la station 4.

A la station 8, l'image du zooplancton (fig. 64) est plus diversifiée qu'aux 2 stations précédentes : les daphnies et les copépodes rentrent dans sa composition à différentes périodes.

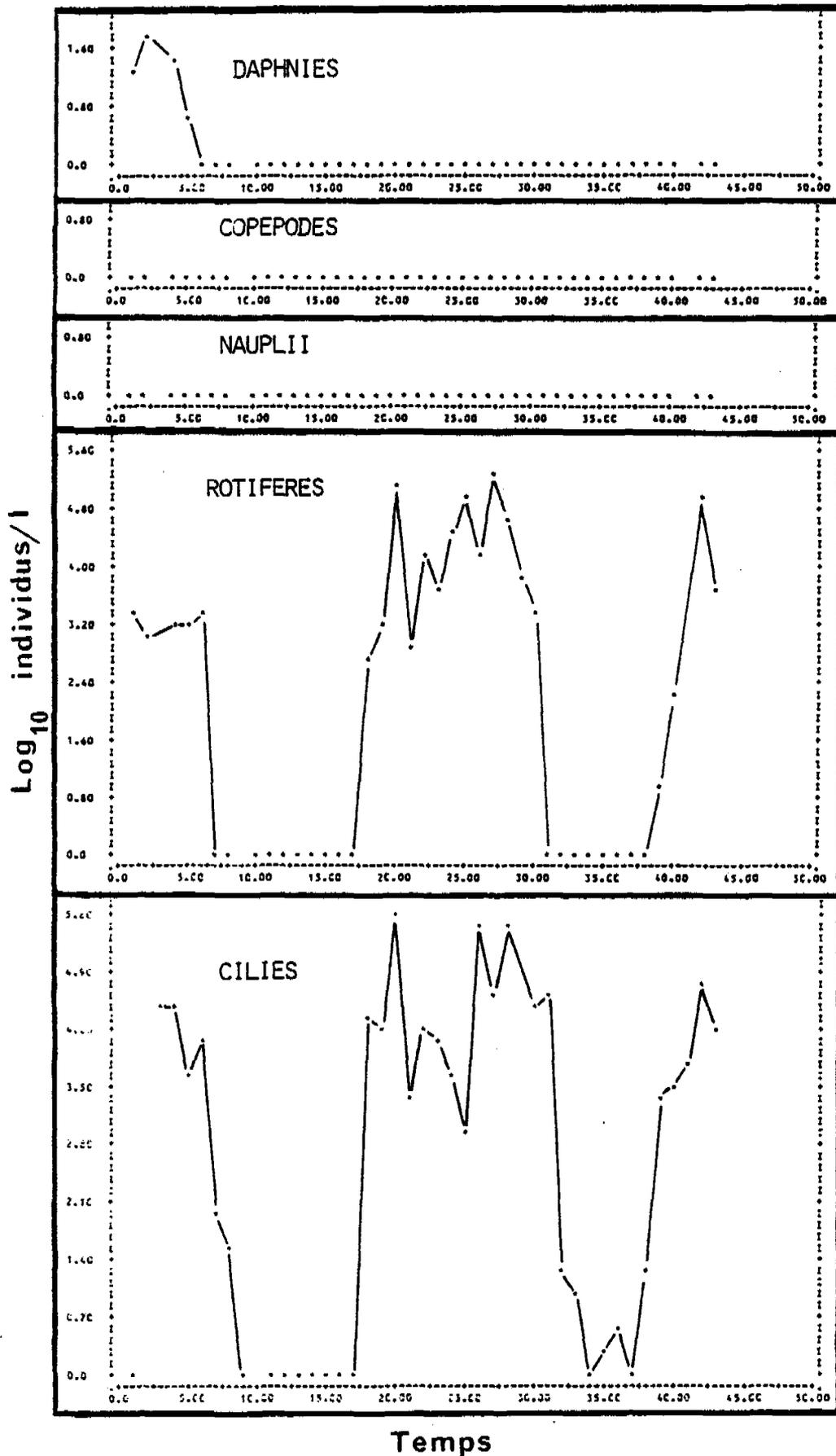


Fig. 63 - Evolution temporelle du zooplancton à la station 6. L'échelle en abscisse correspond à la numérotation séquentielle des prélèvements réalisés au cours du temps.

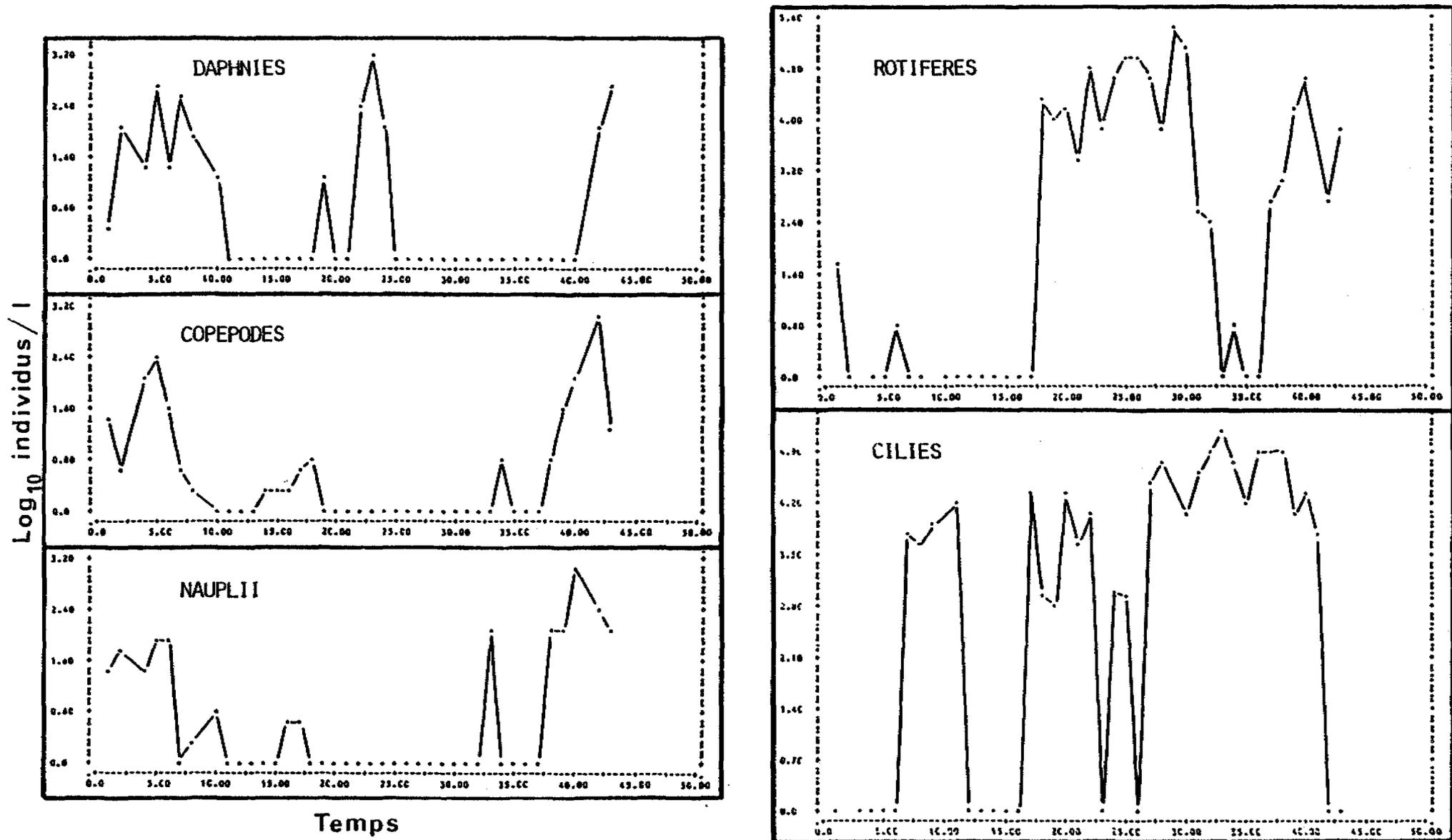


Fig. 64 - Evolution temporelle du zooplancton à la station 4. L'échelle en abscisse correspond à la numérotation séquentielle des prélèvements réalisés au cours du temps.

Mais l'analyse de l'évolution de ces organismes au cours du temps est très délicate car, à leur dynamique propre résultant de leur adaptation à leur environnement naturel, se superpose l'effet artificiel de leur élimination par pêche interposée (exploitation de la biomasse). C'est notamment, le cas pour les Daphnies qui, alors qu'elles étaient présentes jusqu'à fin janvier dans le 3ème bassin, lors de leur seconde apparition dès le printemps suivant voient leurs abondances s'effondrer à la fin juillet pour ne réapparaître qu'au dernier printemps.

L'évolution des abondances des copépodes adultes est parallèle de celle de leurs stades larvaires (nauplii) dont les pics d'abondance précèdent logiquement ceux des adultes. Présents du début de l'étude jusqu'au début du premier hiver, ces crustacés ne réapparaissent faiblement qu'au premier printemps et plus abondamment au second printemps.

Ce sont encore à cette station les rotifères et les ciliés qui forment les classes de zooplancton à la fois les plus abondantes et les plus fréquemment rencontrées au cours du temps. Les rotifères, dont on n'enregistre que de faible densité en début de suivi, sont absents au cours du premier hiver, réapparaissent très rapidement au printemps suivant (de 0 à plus de 10.000 individus/l. en 15 jours) pour ne diminuer à nouveau qu'en hiver et recoloniser les eaux dès la fin de l'hiver.

Les ciliés, absents au cours du premier automne, s'implantent progressivement dans le 3ème bassin et, sauf pour quelques prélèvements dont ils seraient absents (problèmes d'échantillonnage possibles), semblent s'affranchir du contexte saisonnier.

VII.3. - Analyse de la structure spatiale des caractéristiques zooplanctoniques sur l'ensemble du lagunage

Pour les mêmes raisons qu'en VII.2.1. seule une réflexion basée sur la comparaison visuelle des résultats bruts obtenus à chaque station sera utilisée pour dégager les éventuelles particularités des caractéristiques zooplanctoniques en référence à l'éloignement de la source de pollution.

Il y a tout d'abord un "enrichissement" de la composition systématique (compte tenu de l'échelle de précision utilisée) du zooplancton entre la sortie du premier et du dernier bassin de lagunage où daphnies et copépodes s'ajoutent aux rotifères et ciliés dans les 3 bassins.

Pour ces derniers organismes, c'est essentiellement la durée de leur présence dans les eaux qui varie le long du lagunage. Les rotifères, dont la densité est axée sur un rythme saisonnier, colonisent les eaux pendant un temps de plus en plus long de l'amont vers l'aval du lagunage. Les ciliés, dont l'évolution spatiale est comparable à celle des rotifères, semblent même s'affranchir des contraintes saisonnières dans le dernier bassin de lagunage.

Il n'apparaît que peu de différences dans les dénombrements maximaux de ces organismes entre les stations, même à la 3ème station, en tenant compte des dénombrements de daphnies et de copépodes. Par contre, si référence est faite aux biomasses qui correspondent aux comptages du zooplancton le 3ème bassin alors à certaines périodes supporte des biomasses bien plus élevées par le seul fait de la présence des Daphnies dont le poids individuel est environ 1.000 fois plus élevé que celui d'un brachionus.

L'étude de l'évolution spatio temporelle du zooplancton d'un lagunage est une source d'information complémentaire dans la caractérisation des capacités épuratrices et du fonctionnement d'un tel écosystème.

Le compartiment zooplanctonique dans un lagunage comme celui de Mèze constitue en effet, la composante la plus "sophistiquée" de cet écosystème vis-à-vis de ses organismes en tant que tel (metazoaires, intégrant de nombreuses fonctions physiologiques) aussi bien que sur le plan des interrelations qu'ils admettent entre eux (prédation) et avec les autres composantes de l'écosystème.

Leur nature, leur développement, leur durée d'implantation dans les eaux du lagunage sont fonction des caractéristiques environnementales et à ce titre les composantes du zooplancton sont indicatrices de la qualité des eaux. C'est ainsi que le premier bassin de lagunage, caractérisé par des conditions physico-chimiques extrêmes, n'autorise que la présence d'organismes robustes : les rotifères et les ciliés. De plus ceux-ci n'y apparaissent significativement que lors de l'augmentation de la température des eaux et précédés par celle de la biomasse phytoplanctonique qui peut être à la fois une source de nourriture pour les rotifères et une source minimale d'oxygène dissous favorable au développement de ces zooplanctontes.

Si dans le second bassin, on ne retrouve encore que ces mêmes organismes l'amélioration de l'environnement physico-chimique leur permet d'accroître lors des saisons chaudes leur "durée de vie" dans les eaux, aidé en cela par des périodes d'abondance phytoplanctonique plus étalées dans le temps.

Enfin l'apparition de groupes taxonomiques plus "fragiles" (Daphnies, copépodes) est permise dans le 3ème bassin par une dépollution physico-chimique encore plus marquée et également le spectre de présence très étalé des organismes robustes est à relier au maintien et à l'accroissement d'une biomasse phytoplanctonique dans ces eaux.

Cependant le peu de précision dans les déterminations taxonomiques réalisées empêche d'envisager la description d'interrelations qui existent très certainement entre les zooplanctontes, notamment dans le 3ème bassin de lagunage.

L'effet régulateur du zooplancton sur les biomasses phytoplanctoniques et bactériennes, quoique réel et mis en évidence ou suggéré par de nombreux auteurs, est également impossible à analyser. Il nécessiterait l'obtention de données complémentaires à ce suivi à la fois, plus expérimentales et recueillies sur des intervalles de temps plus courts et d'une manière plus dense.

VIII - POSSIBILITES D'OPTIMISATION DU SUIVI D'UN LAGUNAGE

Les données telles qu'elles ont été obtenues dans l'espace et dans le temps pour les différents types de variables ont fourni une vision relativement détaillée du devenir des eaux usées dans le lagunage de la ville de Mèze.

A partir de ces données, on peut se poser la question de savoir si la stratégie d'échantillonnage, au sens strict, utilisée peut être reconsidérée pour des études ultérieures. Ce problème peut se poser dans le cas d'une poursuite du suivi du lagunage de Mèze. Plus globalement, il intéresse l'écologiste ou le gestionnaire qui, s'il veut étudier ou apprécier le fonctionnement ou les capacités épuratrices d'un lagunage de ce type, peut se demander s'il doit envisager un protocole comparable à celui de cette étude, ou s'il est possible d'opter pour un protocole allégé qui fournira quand même et encore une bonne qualité de l'information recherchée.

Les possibilités d'optimisation comprise dans le seul sens d'une réduction du suivi d'un lagunage peuvent être abordées vis-à-vis des 3 composantes de l'échantillonnage : les variables, la séquence spatiale et la séquence temporelle. Deux caractéristiques de chacune de ces composantes peuvent être optimisées : leur nombre et leur nature (variables) ou leur position (espace et temps).

Le schéma idéal d'optimisation serait celui qui se définirait simultanément vis-à-vis de ces 3 composantes. Mais le fait, d'une part que la réduction d'une seule de ces composantes soit intéressante en soi et d'autre part qu'il soit difficile d'appréhender statistiquement (simulations, modèles probabilistes) une réduction simultanée de ces 3 composantes, nous amène dans ce rapport à considérer indépendamment des possibilités de réduction du nombre de variables et de l'échantillonnage spatial et temporel.

Les réflexions et les résultats qui vont suivre se doivent d'être précédés d'une mise en garde : ils n'ont toute leur valeur que dans le cadre précis du lagunage de Mèze et pourraient être extrapolés seulement dans le cas d'un lagunage présentant des caractéristiques d'alimentation, de construction, et d'environnement similaires.

VIII.1. - Les variables

VIII.1.1. - Considérations préalables

Il n'existe pas de réponse universelle quant à la nature et au nombre de variables à utiliser pour étudier un écosystème aquatique : tout dépend des réponses attendues aux questions posées. Le choix a priori d'une série de variables sera d'autant plus aisé que la problématique posée sera restreinte et/ou qu'il existe déjà des travaux pertinents s'y référant.

L'approche multivariée que nous avons utilisée, découlant d'un désir d'appréhender le plus largement possible les phénomènes de pollution et d'épuration, sous-entend quasi nécessairement l'emploi de variables redondantes et donc ne correspond pas à un rapport optimum entre le nombre de variables mesurées et l'information apportée.

C'est donc a posteriori, en référence aux phénomènes spatio-temporels majeurs mis en évidence précédemment, que vont être recherchées les variables qui les résument au mieux.

Cette recherche sera effectuée pour les seuls fichiers physico-chimie et "bactériologie". En effet, dans le cas des variables phyto et zooplanctoniques, éliminer certaines d'entre elles n'a guère de sens ni sur le plan théorique, ni sur le plan pratique. D'une part les résultats d'un choix portant sur des groupes taxonomiques reconnus comme étant à eux seuls porteurs d'information ne peut en aucun cas être extrapolable dans le temps ou dans l'espace autre que celui ayant servi à recueillir les données : les composantes des peuplements planctoniques va-

rient trop suivant la saison ou le type d'écosystème. La définition de l'information apportée par l'étude du phytoplancton dépend de la nature et de la précision des questions initiales dont certaines (structure taxonomique, modèles démographiques) nécessitent même de recueillir des données plus complètes, que celles utilisées dans ce travail. D'autre part lors de la réalisation d'un comptage microscopique sur un échantillon d'eau il serait délicat et peu "économique" de dénombrer seulement quelques espèces ou groupes taxonomiques phytoplanctoniques.

De plus les fichiers "physico-chimie" et "bactériologie" seront étudiées distinctement afin de n'envisager un choix qu'au sein de variables décrivant dans l'écosystème un ensemble de facteurs cohérents.

Par ailleurs et sans préjuger des résultats relatifs à l'échantillonnage spatial ou temporel, ces deux axes de variabilité potentielle seront conservés au cours du choix de variable afin que ce dernier se fasse en référence au problème du suivi d'un lagunage dans l'espace et dans le temps. Ceci revient à ne pas effectuer un choix de variables station par station mais sur l'ensemble des stations ou tout au plus par bassin. Ainsi le résultat n'est au mieux qu'un compromis correspondant à un choix de variables pour une station moyenne "fictive".

VII.1.2. - Fichier "physico-chimie"

Le tableau 2 rassemble les résultats du choix des variables obtenus pour maximisation du coefficient de corrélation vectoriel (R.V.). Ce choix ne s'exerce que vis-à-vis des variables mesurées dans cette étude. Il aurait pu être différent si d'autres variables avaient été choisies. Le choix du nombre de variables retenu, en l'occurrence cinq, est dû au fait que l'ajout d'une variable de plus à ce nombre ne produit pas d'augmentation significative du coefficient R.V. Les cinq variables physico-chimiques les plus significatives vis-à-vis de l'ensemble du lagunage sont d'une part l'oxygène (O_2) et la Demande Biochimique en Oxygène (DBO_5) et d'autre part la température (T), la conduc-

- TABLEAU 2 -

Choix des variables parmi le fichier physico-chimie : bassin par bassin ou globalement pour l'ensemble du lagunage. Les chiffres 1, 2, 3, 4, 5 à l'intérieur des tableaux traduisent l'ordre du choix. RV : coefficient de corrélation vectoriel.

		VARIABLES PHYSICO-CHIMIQUES											
		RV	T	L	PH	O ₂	DBO ₅	DCO	Cl ⁻	So ₄ ²⁻	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	Po ₄ ³⁻
B A S S I N S	I	0.81		1		3	5			4	2		
	II	0.85	1			2	5	3	4				
	III	0.86	3	1		2	4						5
LAGUNAGE		0.94	4	3		2	1						5

- TABLEAU 3 -

Choix des variables parmi le fichier bactériologie : bassin par bassin ou globalement pour l'ensemble du lagunage. Les chiffres 1, 2 à l'intérieur des tableaux traduisent l'ordre du choix. RV : coefficient de corrélation vectoriel.

		VARIABLES BACTERIOLOGIQUES					
		RV	GT	CT	CF	SF	Pa
B A S S I N S	I	0.84			1	2	
	II	0.87			1	2	
	III	0.86			1		2
LAGUNAGE		0.92			1		2

tivité (L) et les Orthophosphates (PO_4^{--}). Ce choix est cohérent par rapport aux analyses précédentes du fichier physico-chimie. Il est également satisfaisant sur le plan des hypothèses émises sur le fonctionnement d'un lagunage et aussi sur le plan pragmatique.

En effet deux des variables choisies, DBO_5 et O_2 , sont les indices les plus traditionnels d'un contrôle de niveau de pollution ou d'épuration d'un milieu naturel. La température, est en quelque sorte un facteur "trivial" qui permet de situer l'appartenance saisonnière d'une mesure. Si, en tant que telle, cette mesure n'a que peu d'intérêt, elle a par contre un sens fondamental vis-à-vis des composantes biotiques d'un milieu aquatique et, par là même, sur ses capacités auto-épuratrices. Le choix de la conductivité (L) reste délicat à commenter dans le cadre du lagunage de Mèze. S'il n'était pas potentiellement soumis à des rechargages de sels par suite de la nature du sol du site (anciennes salines) ce paramètre pourrait s'interpréter comme une mesure d'un équilibre entre les capacités minéralisatrices des bactéries et celles d'absorption des sels minéraux par le phytoplancton. Ce dernier aspect peut être approché par le suivi du PO_4^{--} , dernière variable choisie, dont l'évolution est en grande partie due à sa consommation par le phytoplancton.

Si le choix de variables physico-chimiques s'avère donc très satisfaisant sur le plan de leur pouvoir explicatif du fonctionnement spatio-temporel de l'épuration organique d'un lagunage, il faut aussi noter que les variables retenues restent relativement simples à mesurer.

En considérant maintenant un découpage du lagunage en 3 bassins, il apparaît que chacun d'entr eux possède un minimum de spécificité physico-chimique aboutissant à un choix de variables différent d'un bassin à un autre, hormis l' O_2 et la DBO_5 qui sont choisis dans les 3.

Ainsi une étude simultanée de ces 3 bassins amènerait à étudier 9 des 11 variables. Ce résultat illustre parfaitement

l'interaction qu'il existe entre le choix de variables et le/ou les axes de variabilité qui servent à les mesurer. Si l'axe de variabilité spatiale est restreint en le fragmentant et si le choix de variables est réitéré sur chacun de ces fragments, l'axe de variabilité temporelle devient le seul axe de variabilité écologique. Les variables retenues le seront alors selon un critère se référant uniquement à la structure temporelle, critère qui peut être différent d'un fragment de l'espace à un autre, et peut être moins homogène et moins intense que celui définissant la structure spatiale de l'écosystème en son entier.

L'exemple extrême en est donné par un choix de variables aux 8 stations séparées qui au total aboutirait pour leur étude simultanée à utiliser les 11 variables. Ainsi plus l'espace est fragmenté et plus l'étude de ses fragments nécessite de variables pour en décrire leur structure physico-chimique.

VIII.1.3. - Fichier "bactériologie"

Sur la base des variables bactériologiques utilisées dans cette étude le problème de leur choix peut apparaître à la fois plus simple et moins évident que dans le cas de la physico-chimie.

Plus simple, car tout d'abord elles sont peu nombreuses : 5 au lieu de 11 en physico-chimie. Mais aussi parce que en terme de contrôle de la pollution bactériologique d'un milieu aquatique les témoins bactériens sont classiquement définis comme étant les C.T., C.F., S.F. et dans une certaine mesure les G.T.

C'est de ce fait établi que peuvent surgir les difficultés notamment pour un gestionnaire se trouvant dans une situation de choix et contraint par des considérations économiques. Ainsi s'il ne peut envisager que le suivi d'une seule de ces variables laquelle doit-il choisir ? Pour un bactériologiste la question est d'un autre ordre : les témoins de contamination fécale sont-ils représentatifs partiellement, totalement ou pas du tout de l'évolution des bactéries pathogènes c'est-à-dire d'une vraie mesure

des risques sanitaires ? Que choisir ? Une ou plusieurs bactéries témoins de contamination fécale associées ou non à une ou plusieurs bactéries pathogènes ? et lesquelles ?

Si une réponse statistique peut être envisagée quant au choix d'une des bactéries témoins de contamination fécale il n'y a que peu d'éléments de réponse à la seconde question du fait que seules des données ont été recueillies en partie fragmentairement quant au seul comportement de Ps. aeruginosa et A. hydrophila, bactéries à risques sanitaires certes, mais vraisemblablement pas représentatives de la diversité des bactéries pathogènes présentes dans les eaux usées.

Le tableau 3 présente les résultats du choix des deux premières variables retenues par maximisation du coefficient de corrélation vectoriel (R.V.). Si l'ensemble du lagunage est considéré, c'est la variable coliformes fécaux qui est choisie en premier. Sa seule mesure peut donc être considérée comme représentative de l'évolution de la pollution fécale dans le lagunage de Mèze. Ce choix est également satisfaisant sur le plan coutumier car le groupe des coliformes fécaux constitue pour la plupart des auteurs un indicateur satisfaisant de la contamination fécale internationalement employé. Par ailleurs, sa mise en évidence et son dénombrement, moyennant une stricte définition des conditions culturelles est rapide et aisée.

Il est plus surprenant de trouver Pseudomonas aeruginosa au second rang des variables bactériologiques choisis. Ce résultat, à notre avis très important, souligne l'intérêt qu'il y a d'utiliser des indicateurs sanitaires autres qu'exclusivement fécaux pour appréhender plus largement la qualité bactériologique d'une eau. On pourra se référer aux paragraphes V.1.3. et V.1.4. pour obtenir des précisions quant aux différences de comportement (vitesse de disparition) de Ps. aeruginosa et A. hydrophila vis-à-vis des témoins de contamination fécale.

VIII.2. - Séquence spatiale

VIII.2.1. - Considérations préalables

Le choix d'une échelle d'observation spatiale est un élément fondamental de la stratégie d'échantillonnage d'un milieu aquatique.

La nécessité de conserver ou, tout au moins, de reconnaître le gradient spatial dominant sur l'étendue du système étudié a déjà été évoquée à la fin du paragraphe VIII.1.2.

Le problème posé est donc, en supposant qu'il existe un axe de variabilité spatiale à une échelle d'observation donnée d'un écosystème, de savoir combien de stations de prélèvements minimum sont nécessaires pour enregistrer cette variabilité et d'autre part où positionner ces stations ?

Les choix, là encore, doivent d'une part prendre en compte la variabilité temporelle et d'autre part s'exercer vis-à-vis de l'ensemble des variables de chacun des fichiers de données susceptibles de supporter cette analyse. Seuls les fichiers physico-chimie et bactériologie constitués des observations réalisées à 8 stations distinctes seront utilisés.

C'est en effet sur cette base des 8 stations qui, dans cette étude, correspond à l'information maximum que va porter l'analyse visant à décider de la diminution possible et valable du nombre de stations. Dans le cas d'une diminution décidée, il reste à définir lesquelles seront retenues. Compte tenu de la morphologie du lagunage et des résultats des A.C.P. (cf. IV.3. et V.3.) réalisées sur ces fichiers l'hypothèse retenue, qui sera éprouvée, et qu'il existe une entité bassin plus homogène qu'une entité station et donc qu'une seule station par bassin est suffisante.

VIII.2.2. - Fichier "physico-chimie"

Les principaux résultats des analyses discriminantes réalisées sur les 8 stations et sur les stations regroupées en 3 bassins sont résumés dans le tableau 4 et illustrés sur les figures 65 et 66.

Le gain en pourcentage de prélèvements bien reclassés dans leur groupe d'affectation a priori est très net lorsqu'au lieu de considérer 8 stations, on définit 3 bassins (tableau 4). Ceci traduit le fait d'une parenté physico-chimique des stations implantées dans chacun des bassins, alors que ceux-ci considérés globalement sont différents. Les variables physico-chimiques qui les différencient sont d'une part la DBO_5 , DCO et NH_4^+ et d'autre part $l'O_2$ et les PO_4^{---} , la confirmation de la définition de l'axe spatial des caractéristiques physico-chimiques du lagunage est ici retrouvée ainsi que la plupart des paramètres retenus lors du choix des variables sur le fichier "physico-chimie". 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 par bassin étudié. La position de ces stations, si, en plus, une station d'étude à l'entrée du lagunage 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 (prélèvements sur une zone d'eau renouvelée et plus homogène dont les caractéristiques physico-chimiques 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, ...).

En résumé, une image illustrant et supportant ces commentaires est fournie par la figure 67 qui correspond au positionnement des stations les unes par rapport aux autres à l'issue d'une analyse en composantes principales.

- TABLEAU 4 -

Pourcentage de prélèvements bien reclassés (A) par l'analyse discriminante du fichier "physico-chimie" découpé en 8 stations ou en 3 bassins.

STATIONS	A	BASSINS	A
1	33.3		
2	9.5		
3	40.5	I	95.2
4	45.2		
5	59.5		
6	52.4	II	84.2
7	49.0		
8	54.8	III	73.8

- TABLEAU 5 -

Pourcentage de prélèvements bien reclassés (A) par l'analyse discriminante du fichier "bactériologie" découpé en 8 stations ou en 3 bassins.

STATIONS	A	BASSINS	A
1	56.1		
2	14.6		
3	17.1	I	78.0
4	19.5		
5	29.3		
6	31.7	II	68.3
7	19.5		
8	51.2	III	62.2

** ANALYSE DISCRIM. DE LA PHYSICO-CHEMIE / STATIONS **

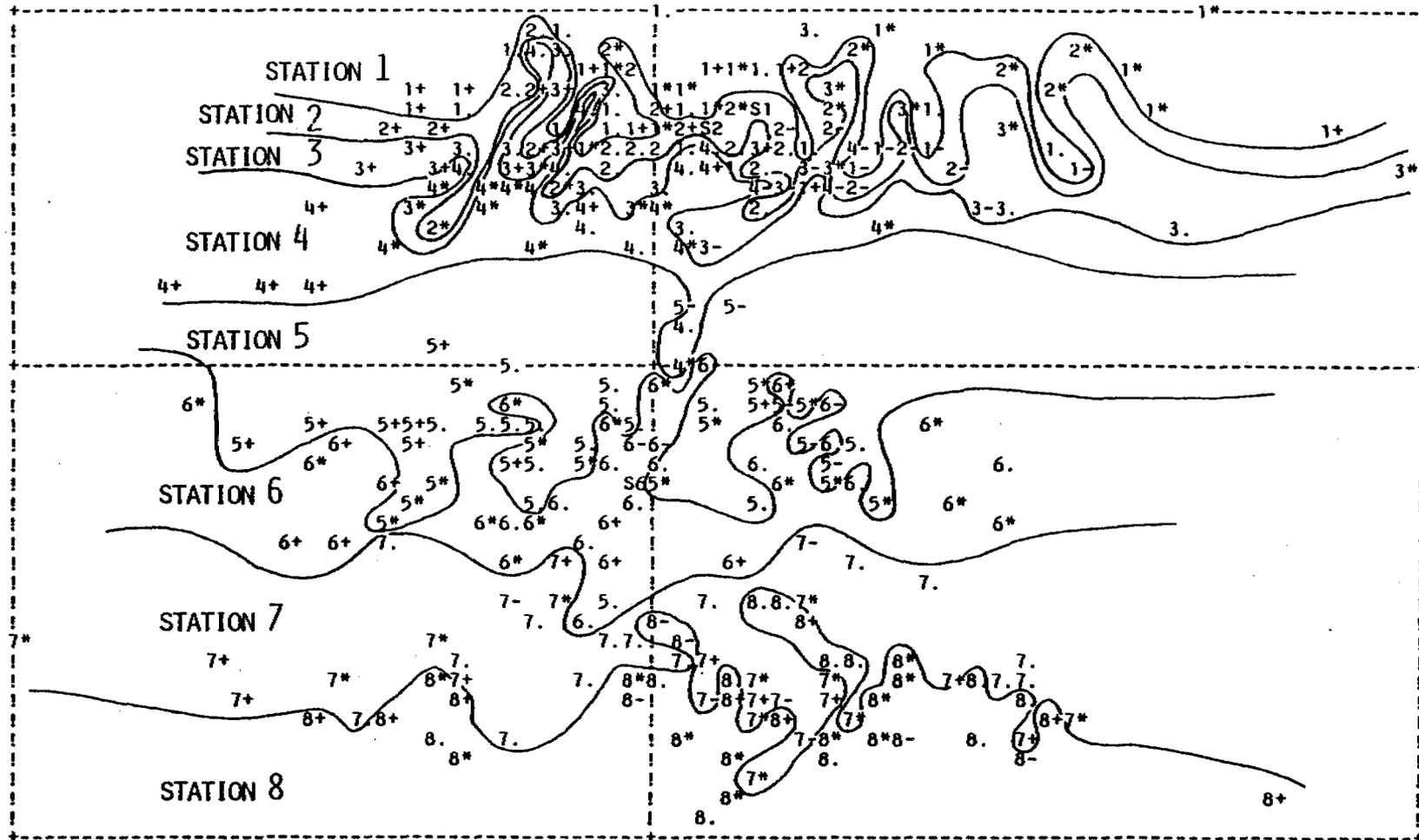


Fig. 65 - Analyse discriminante du fichier "physico-chimie" découpé en 8 stations.

** ANALYSE DISCRIM. DE LA PHYSICO-CHEMIE / BASSINS **

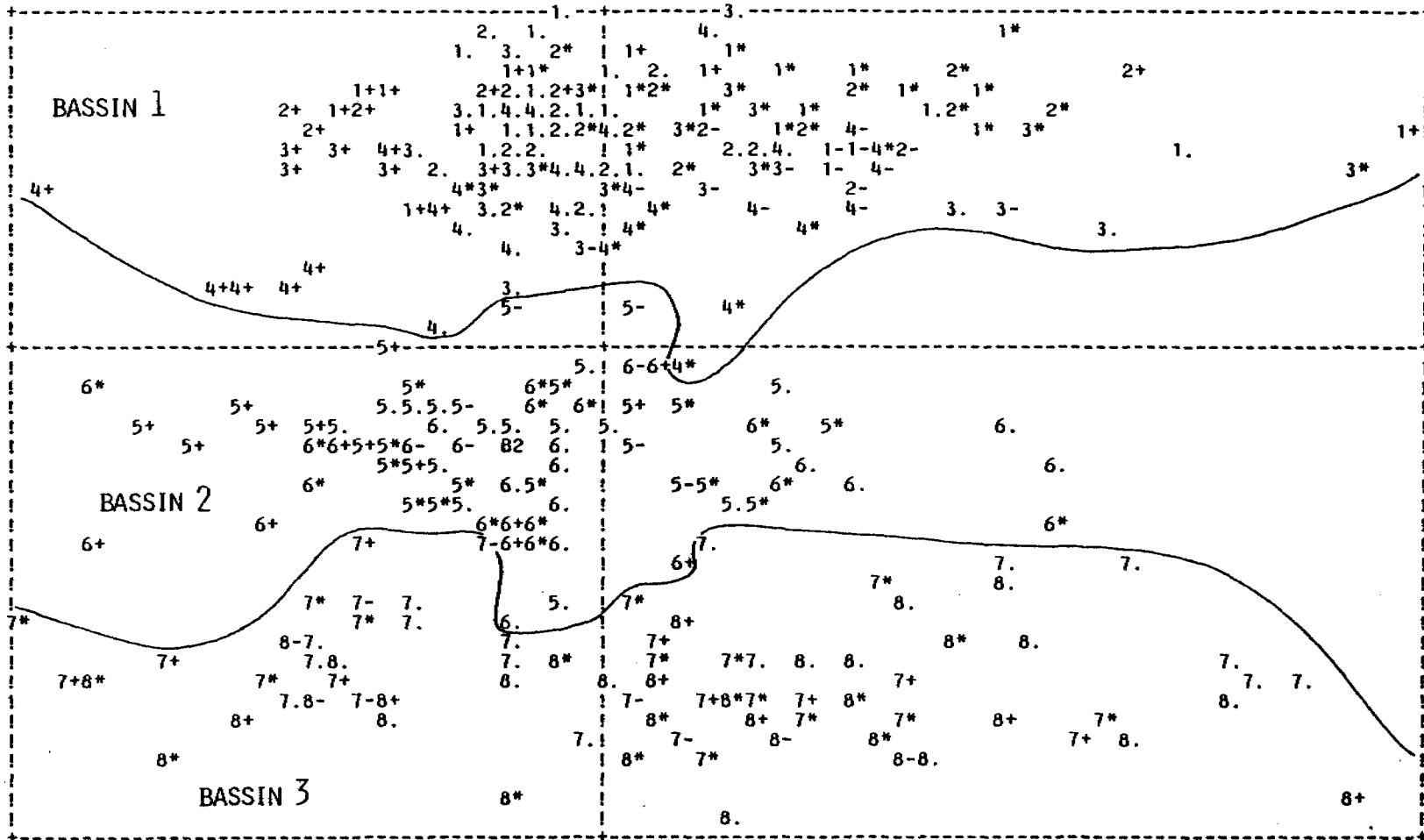


Fig. 66 - Analyse discriminante du fichier "physico-chimie" découpé en 3 bassins.

LARGEUR= 8.86629 HAUTEUR= 4.22499 -NOMBRE DE POINTS= 344 --OPTICK= 1 --GRAPH= 1 --ECHELLE:1 CM= 0.28939 2 CARACTERE=G.148
1 LIGNE=0.123 -FORMAT:(1X, 6CA2,A1,315) 61

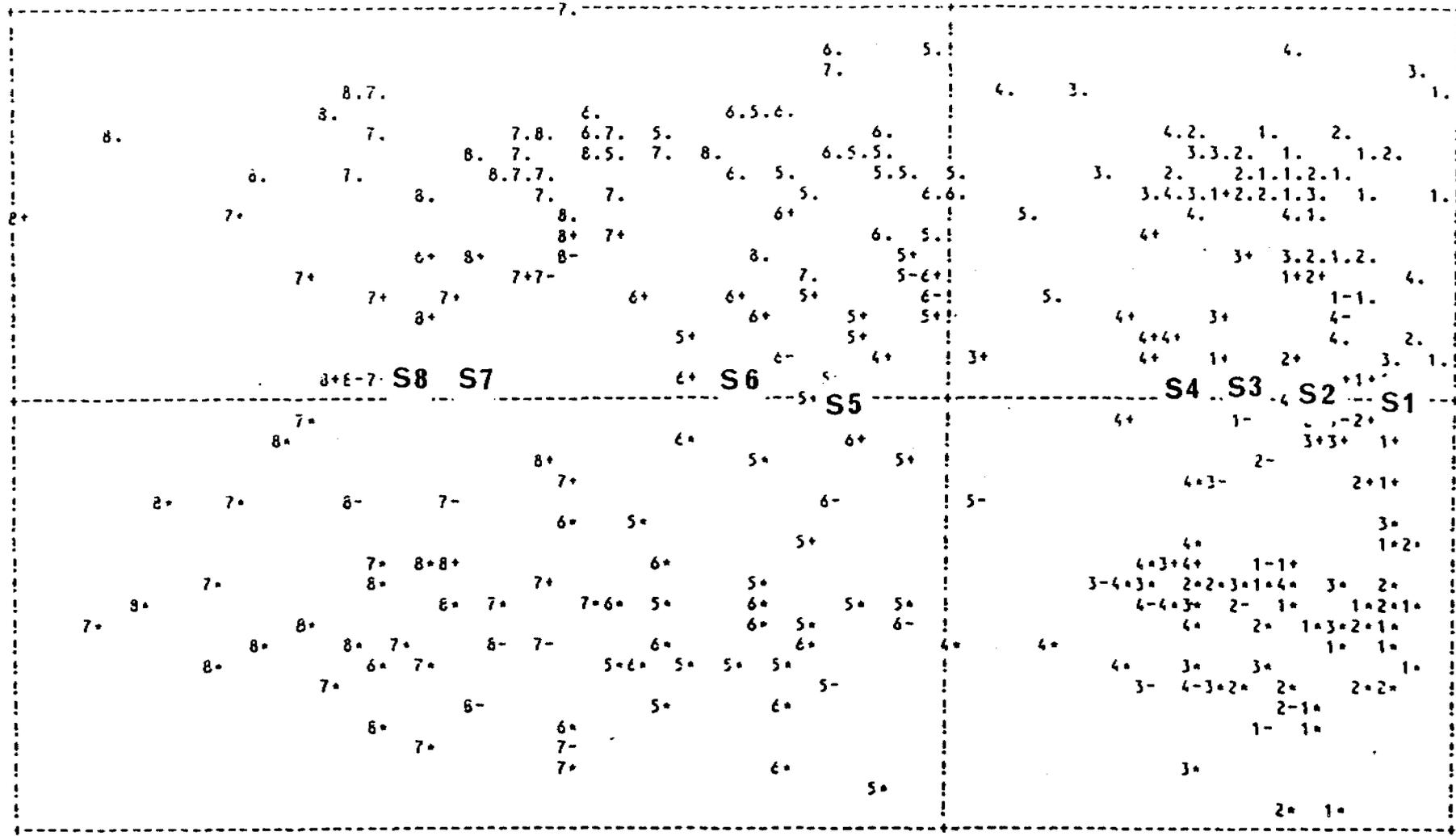


Fig. 67 - Position des 8 stations dans l'espace (axe 1 et axe 2) des caractéristiques physico-chimiques.

VIII.2.3. - Fichier "bactériologie"

Les analyses discriminantes appliquées sur les données bactériologiques pour les 8 stations ou regroupées en 3 bassins font apparaître essentiellement les mêmes résultats que pour le fichier physico-chimie (tableau 5 ; fig. 68 et 69). L'intrication des caractéristiques bactériologiques propres à chaque station est ici plus étendue que dans le cas précédent et malgré ce, il existe bien une entité bactériologique de chaque bassin même si elle est moins marquée que pour la physico-chimie. Les variables définissant au mieux cette discrimination entre bassins sont les témoins de contamination fécale : C.T., C.F., S.F. Comme précédemment 3 stations, auxquelles on peut ajouter une station d'entrée témoin de la qualité bactériologique des eaux usées, seraient un compromis optimum entre l'effort d'échantillonnage et l'information apportée. Pour les mêmes raisons qu'évoquées en VIII.2.2. leur emplacement a priori, serait la sortie de chacun des bassins du lagunage. Ces résultats sont illustres (fig. 70) par la position respective des stations sur le 1er plan d'une analyse en composantes principales des données bactériologiques.

VIII.3. - Séquence temporelle

VIII.3.1. - Considérations préalables

La définition d'une stratégie d'échantillonnage de paramètres biotiques ou abiotiques d'un milieu aquatique au cours du temps nécessite de prendre en compte a priori des considérations de divers ordres.

Ainsi la nature du phénomène à étudier et donc celle des variables à échantillonner est le premier critère de définition de l'échelle d'observation temporelle. Par exemple la description d'une relation prédateur-proie exige de considérer une amplitude temporelle plus courte et une densité de prélèvements plus élevée que celles utilisées dans la recherche de cycles saisonniers pour un paramètre de pollution. Par ailleurs, le calcul de statistiques, même élémentaires, dans le but d'estimer les tendances, les

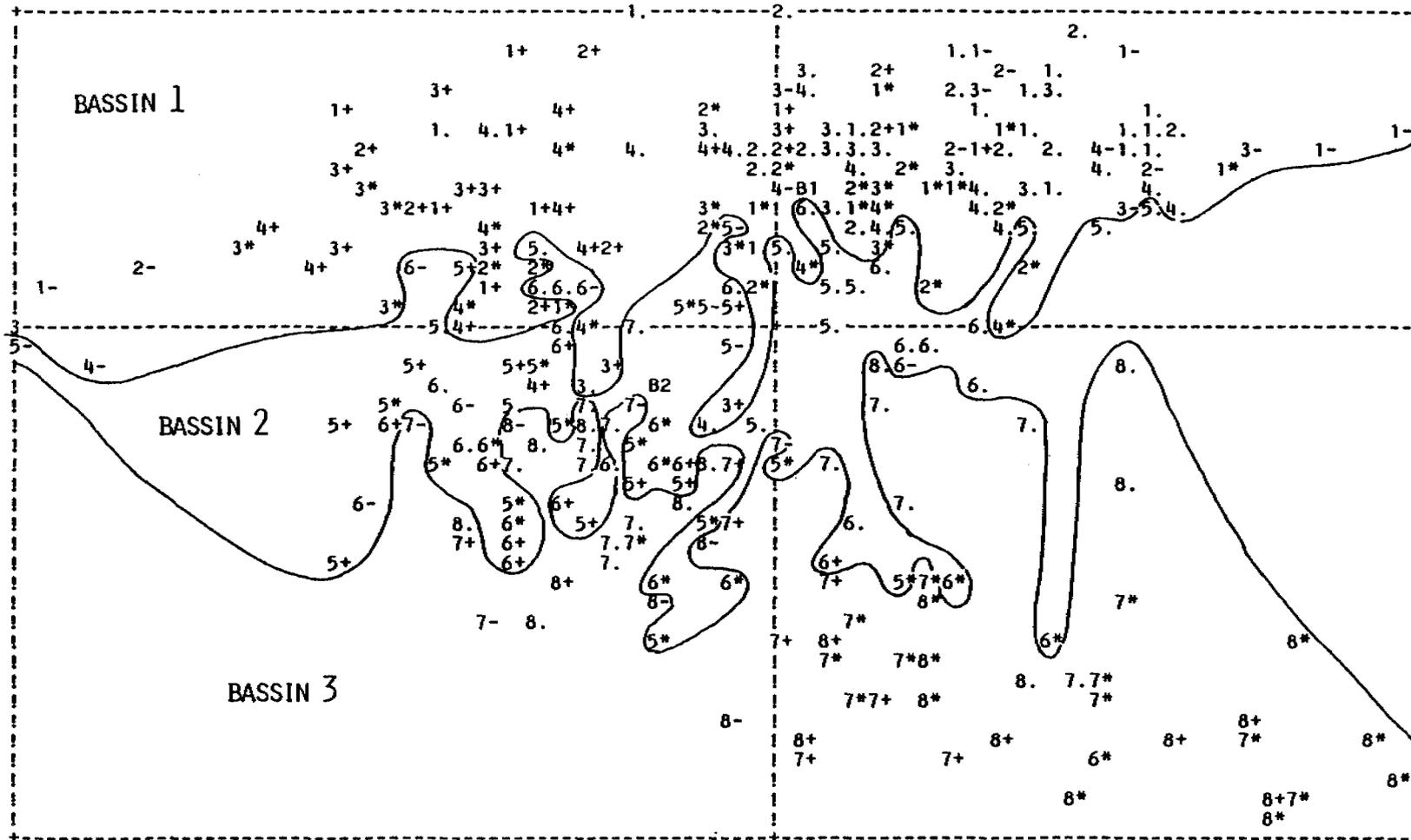


Fig. 69 - Analyse discriminante du fichier "bactériologie" découpé en 3 bassins.

AXE HORIZONTAL (1) -- AXE VERTICALE (2) -- TITRE:

** A.C.P. DE TOUTE LA BACTERIOLOGIE **

LARGEUR= 7.09716 HAUTEUR= 5.20544 -NOMBRE DE POINTS= 336 --OPTICH= 2 --GRAPH=-1 --EHELLE=1 CM= C.29126 2 CARACTERE=0.125
1 LIGNE=0.124 -FORMAT:(1), (7A2), (1), (13) 58

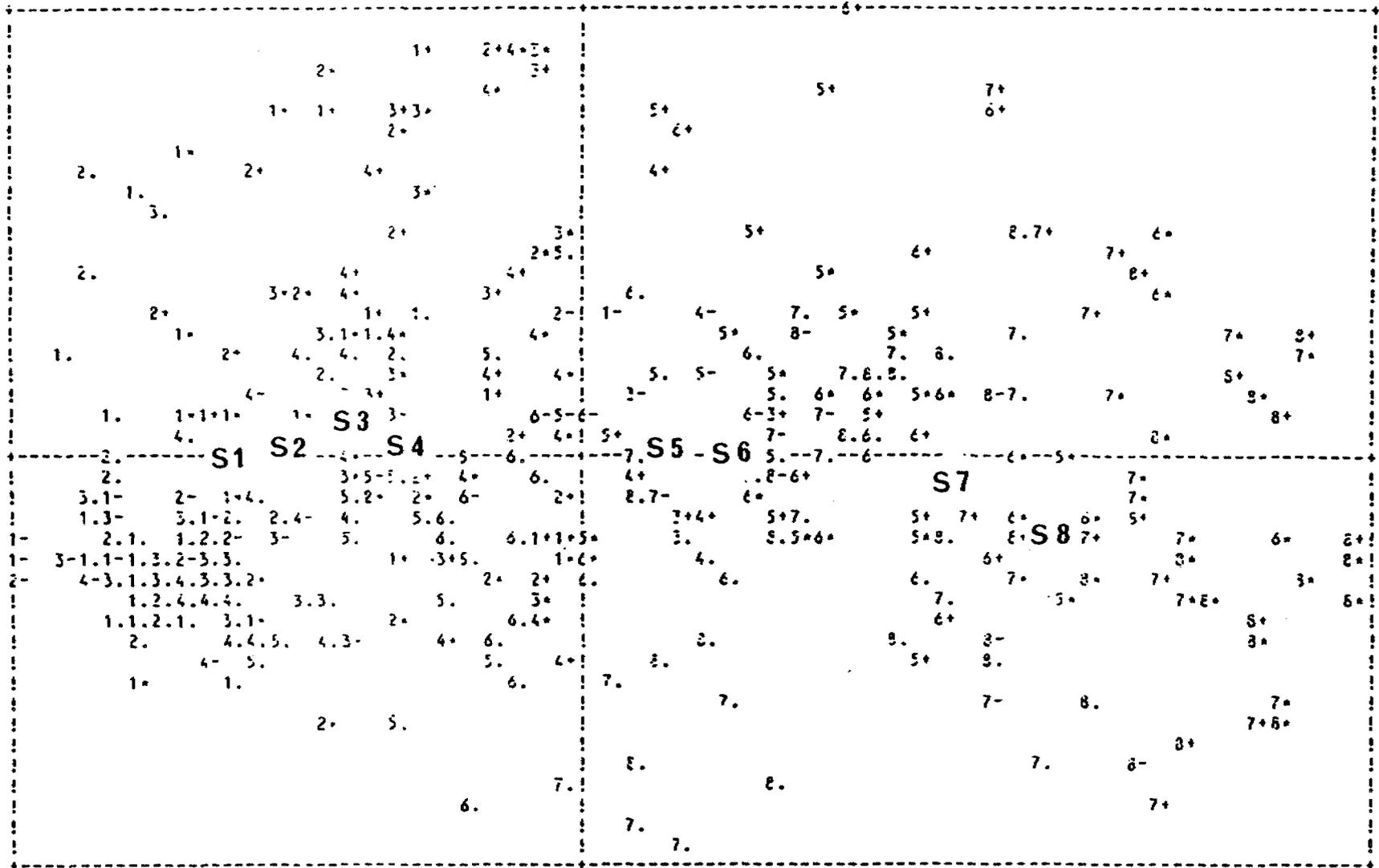


Fig. 70 - Position des 8 stations dans l'espace (axe 1 et axe 2) des caractéristiques bactériologiques.

dispersitons ou les relations pour différentes variables se réalise très souvent par rapport à une série de prélèvements temporels. Les exigences théoriques, préalables aux calculs de ces statistiques et au degré de précision qu'il est souhaitable de leur voir prendre et qui porte essentiellement sur le nombre d'échantillons disponibles est une contrainte supplémentaire sur le plan de l'échantillonnage. Enfin la capacité matérielle d'analyser un certain nombre de prélèvements interfère souvent et d'une manière malheureusement dominante sur les exigences statistiques.

Sans prétendre aborder l'ensemble de ces diverses considérations préalables à un échantillonnage temporel, les données obtenues pendant à peu près deux ans sur le site de Mèze devraient permettre de préciser si les phénomènes d'évolution temporelle mis en évidence pourraient être obtenus avec une maille d'échantillonnage plus lâche.

Comme précédemment (choix de variables, maille spatiale) cette approche ne sera pas utilisée pour les données phyto et zooplanctoniques. Ces variables sont en effet recensées au cours du temps dans le but essentiel d'appréhender les éventuelles successions de groupements systématiques. La problématique écologique sous-jacente à cette démarche oblige donc à conserver la maille de temps la plus étroite possible, et rend donc caduque, sur la base de notre échantillonnage, la recherche d'une stratégie d'échantillonnage temporelle plus lâche que celle utilisée.

L'homogénéité ou non des groupes temporels sera vérifiée par l'intermédiaire des techniques de l'Analyse Discriminante dans les cas où un regroupement des prélèvements a été constaté lors de l'analyse de la structure spatiale et temporelle des différents fichiers. De cette homogénéité seront déduites les possibilités de simplification de l'échantillonnage temporel.

VIII.3.2. - Fichier "physico-chimie"

Ayant déjà constaté qu'il existe, une organisation spatiale privilégiée des 8 stations d'étude en 3 bassins (cf. IV.3. et

VIII.2.2.), c'est sur la base de l'évolution temporelle de ces 3 bassins que portera notre analyse. Par ailleurs, lors de l'étude de la structure temporelle du fichier "physico-chimie", il est apparu nettement au regroupement saisonnier des prélèvements en référence à différentes variables physico-chimiques (cf. IV.2.2.) c'est donc par rapport à un découpage a priori en 4 saisons (1, hiver : 17/12/80 - 21/03/81 et 19/11/81 - 25/03/82 ; 2, printemps : 07/04/81 - 03/06/81 et 08/04/82 - 03/06/82 ; 3, été : 17/06/81 - 26/08/81 et 17/06/82 - 16/09/82 ; 4, automne : 09/09/81 - 05/11/81) qu'une analyse discriminante a été réalisée sur les prélèvements issus de chaque bassin afin de vérifier l'homogénéité saisonnière des données physico-chimiques (fig. 71, 72 et 73).

Le paramètre température a été éliminé de l'analyse puisqu'il est évident que cette variable a une évolution saisonnière obligatoire. La maintenir aboutirait à renforcer, trivialement, la vérification du découpage saisonnier effectué a priori.

La bonne discrimination saisonnière qui apparait à l'examen des graphiques (fig. 71, 72, 73) est confirmée par le pourcentage des prélèvements bien reclassés par l'analyse dans leur groupe d'affectation initial (tableau 6).

Ces résultats soulignent la nécessité de réaliser au moins un échantillonnage saisonnier pour apprécier les grandes phases de l'évolution physico-chimique d'un bassin de lagunage au cours du temps.

VIII.3.3. - Fichier "bactériologie"

Au paragraphe VIII.2.3. l'analyse de l'homogénéité spatiale des données bactériologiques a permis de constater qu'elles se différenciaient d'une manière satisfaisante par rapport à leur bassin d'origine. Le problème de la réduction éventuelle de l'échantillonnage temporel de ces variables sera donc envisagé sur la base des données regroupées en 3 bassins.

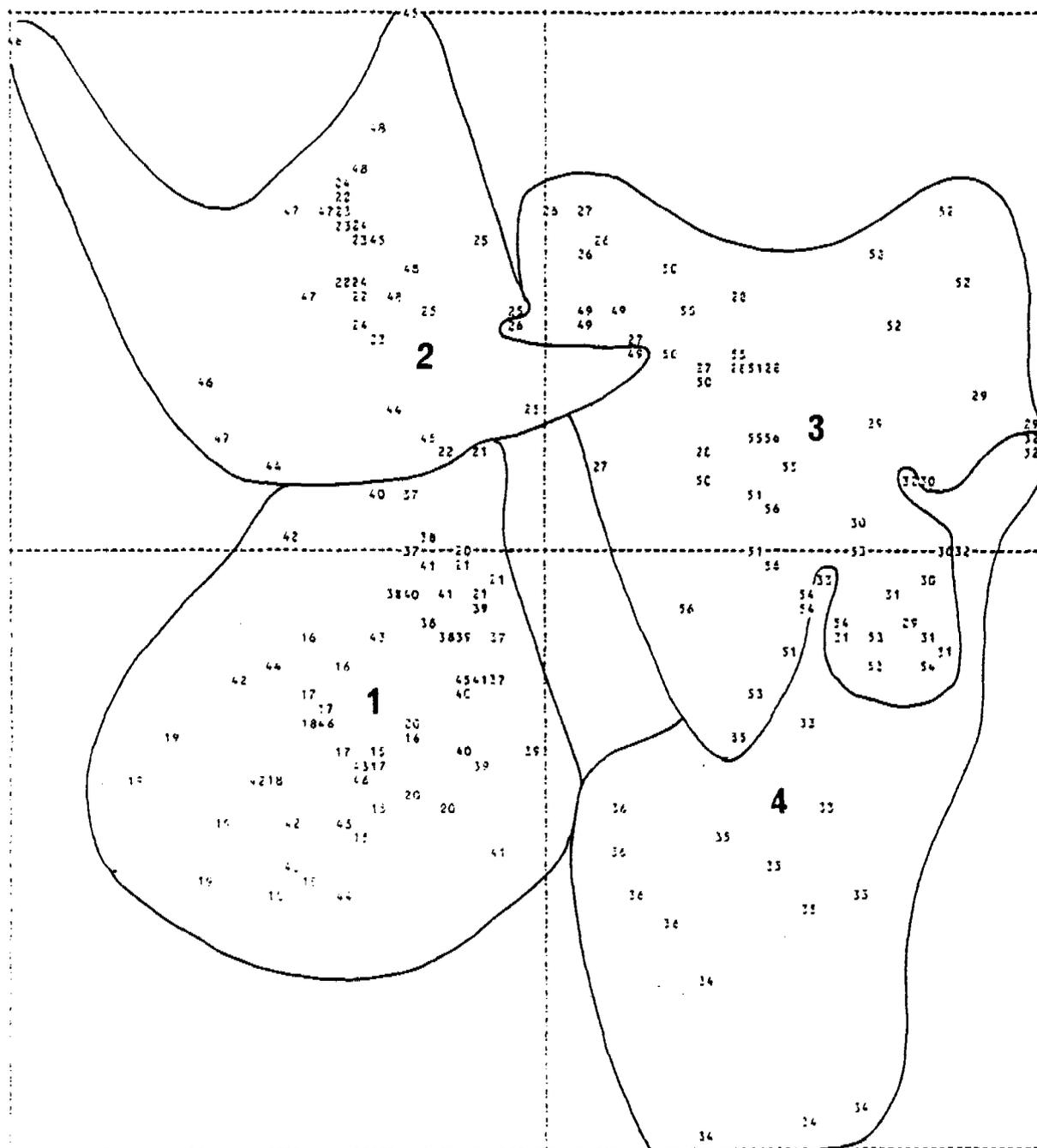


Fig. 71 - Analyse discriminante des données physico-chimiques du bassin 1 regroupées a priori en 4 saisons (1 : hiver; 2 : printemps; 3 : été; 4 automne).

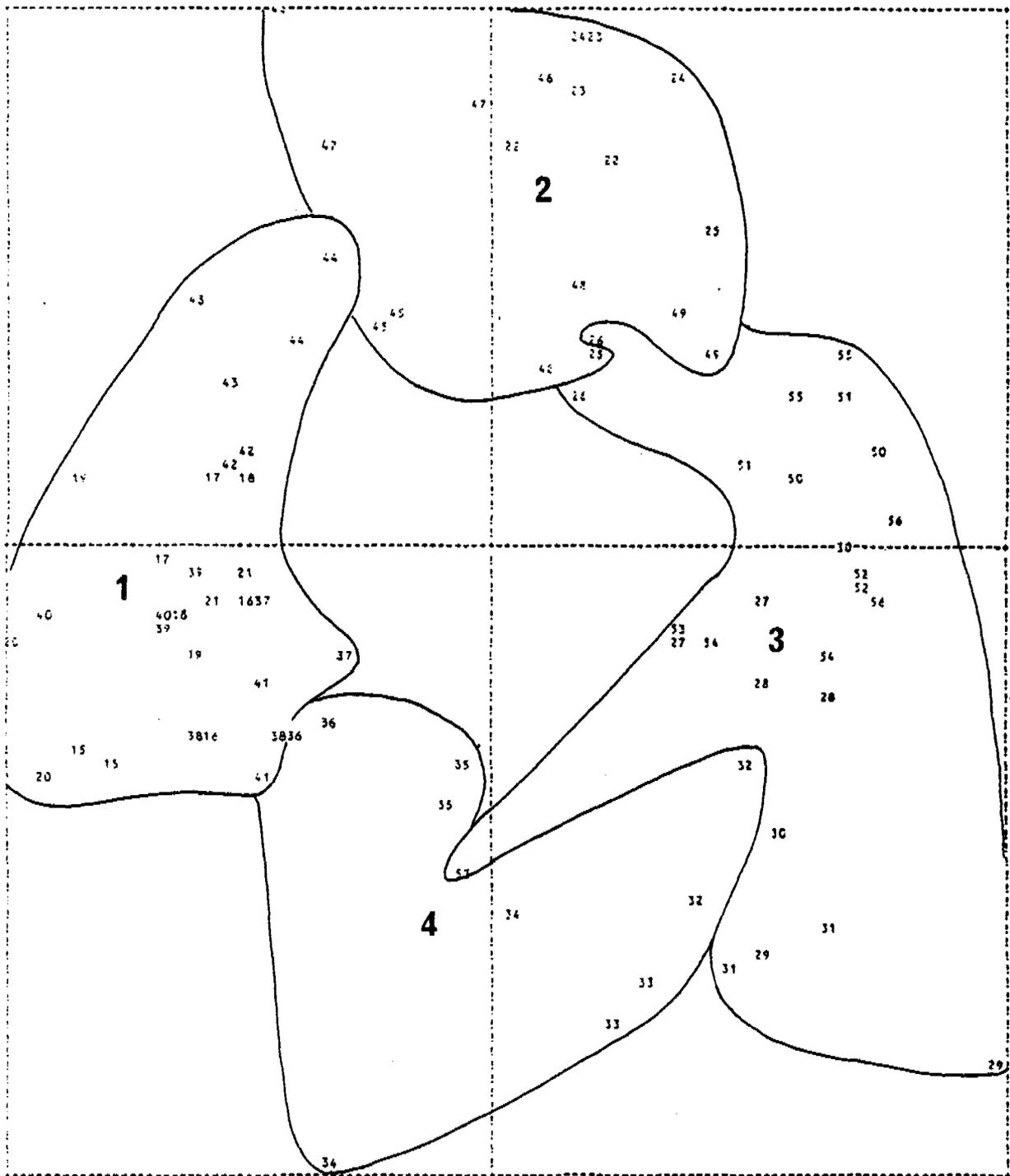


Fig. 72 - Analyse discriminante des données physico-chimiques du bassin 2 regroupées a priori en 4 saisons (1 : hiver; 2 : printemps; 3 : été; 4 : automne).

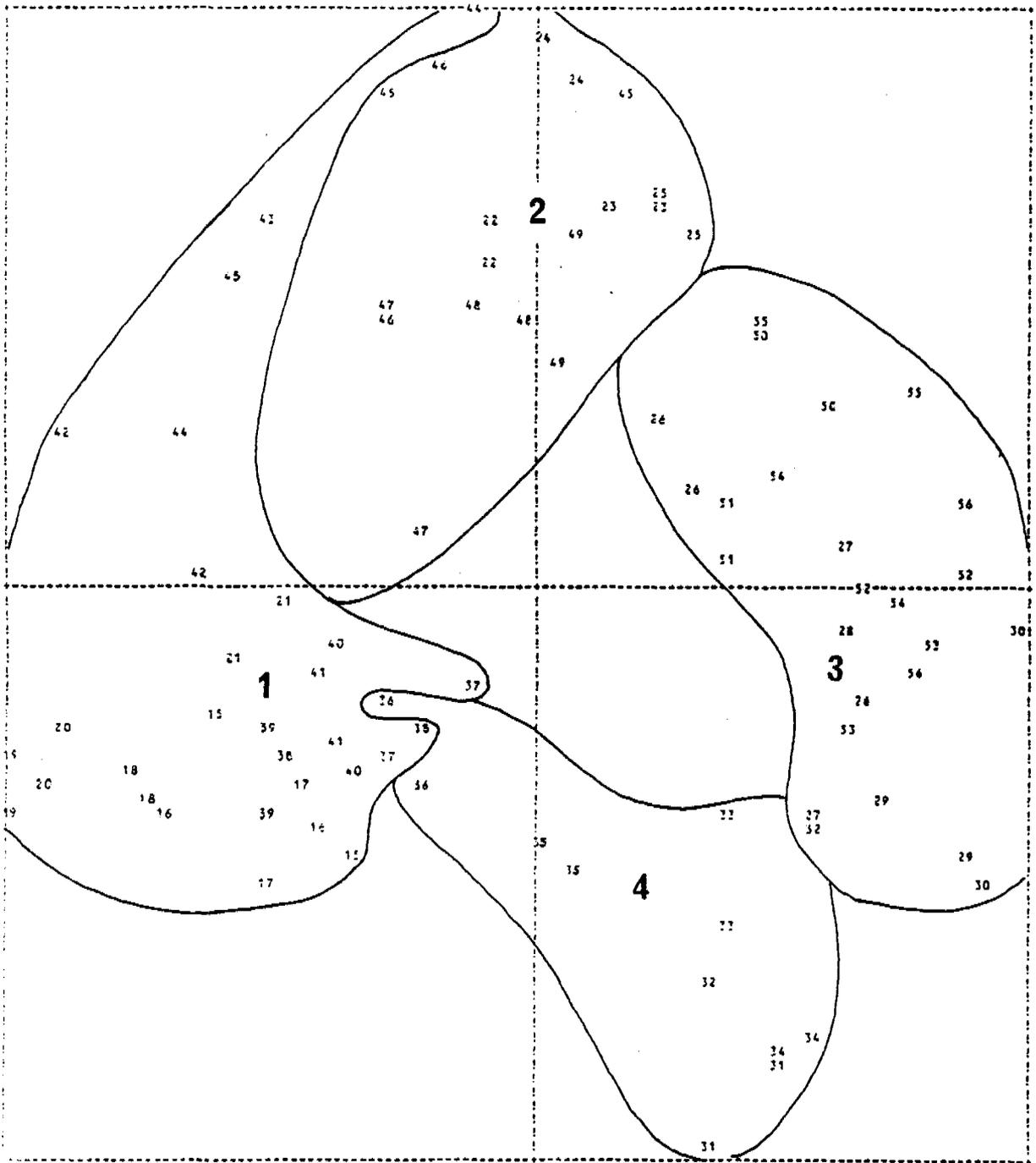


Fig. 73 - Analyse discriminante des données physico-chimiques du bassin 3 regroupées a priori en 4 saisons (1 : hiver; 2 : printemps; 3 : été; 4 : automne).

Par ailleurs, l'analyse de l'évolution temporelle de ces variables à chacune des stations (cf. chapitre V.2.) montre clairement 2 cas de figure : d'une part soit une stabilité (1ère bassin) soit une tendance à l'augmentation progressive des abondances en bactéries hétérotrophes aérobies (2ème et 3ème bassins) ; d'autre part un phénomène d'évolution cyclique saisonnier des bactéries témoins de pollution. De ce fait, il semble exclu de considérer une réduction de la maille d'échantillonnage des bactéries hétérotrophes aérobies (dynamique non périodique) et seules les bactéries témoins de contamination seront soumises à l'analyse discriminante vis-à-vis des saisons.

Une première série d'analyses discriminantes sur les données de chaque bassin réalisées en référence à 4 groupes saisonniers (hiver, printemps, été, automne) aboutit à des recouvrements importants dans le reclassement des observations : les observations hivernales et automnales se chevauchent en partie ainsi que celles d'origine printanière et estivale.

Une seconde série d'analyse a donc été réalisée sur la base de 2 groupes saisonniers a priori regroupants pour le premier les observations issues des périodes printemps-été et pour le second celles provenant des périodes automne-hiver. Le pourcentage de prélèvements bien reclassés à l'issue de l'analyse dans leur groupe d'affectation initial est reporté pour chacun des 3 bassins dans le tableau 7.

Les scores obtenus sont élevés. Ils confirment, et ce d'une manière de plus en plus marquée, l'existence de deux situations distinctes quant au niveau d'abondance des bactéries de pollution au cours du temps : faible abondance pour la période printemps-été, plus forte abondance pour la période automne-hiver.

Ainsi dans le cadre d'un contrôle minimum des capacités épuratrices d'un lagunage sur le plan sanitaire, il apparaît nécessaire de prévoir au moins deux campagnes d'échantillonnage par an : l'une à la saison chaude, l'autre en hiver.

- TABLEAU 6 -

Pourcentage de prélèvements bien reclassés (A) par l'analyse discriminante des données physico-chimiques regroupées en 4 saisons pour chacun des bassins.

1 : hiver; 2 : printemps; 3 : été; 4 : automne.

BASSIN	SAISON	A
I	1	93.3
	2	91.6
	3	80.8
	4	75.0
II	1	93.3
	2	100.0
	3	88.5
	4	90.0
III	1	77.3
	2	94.5
	3	80.8
	4	80.0

- TABLEAU 7 -

Pourcentage de prélèvements bien reclassés (A) par l'analyse discriminante des données bactériologiques (C.T., C.F., S.F., P.a.) regroupées en 2 saisons pour chacun des bassins. 1 : printemps-été; 2 : automne-hiver.

BASSIN	SAISON	A
I	1	74.0
	2	85.0
II	1	93.0
	2	79.0
III	1	93.0
	2	86.0

IX - CONCLUSION

La plupart des études sur le lagunage réalisées in situ, sont limitées à un petit nombre de paramètres, axées sur un bilan d'entrée-sortie, et le plus souvent très ponctuelles dans le temps. Les connaissances ainsi acquises ont été utilisées avec enthousiasme pour définir des méthodes rationnelles, au sens de l'ingénierie sanitaire, de définition des performances moyennes à attendre de tels ouvrages (cinétiques théoriques de dégradation organique et bactériologique).

Comme le soulignait déjà en 1970 ARCEIVALA et al., "... l'enthousiasme pour un procédé simple et peu onéreux, tend à l'installation d'un optimisme béat, qui peut amener à en oublier ses limites, à en abuser, à mal l'utiliser ou simplement à le sur-utiliser...".

A la différence de la plupart des autres procédés conventionnels d'épuration, il est "dangereux", au moins dans l'état actuel de nos connaissances, de ne considérer un lagunage que comme une "boîte magique".

Bien que de création artificielle, les bassins d'un lagunage ont sinon une histoire du moins un devenir d'écosystème aquatique en tant que tel. La preuve en est que de nombreux auteurs, présentant ce procédé, font appel à des schémas écologiques traditionnels (transformations des matières organiques et minérales, chaînes trophiques...) pour en décrire le fonctionnement théorique. D'autres font appel a priori à des variables environnementales pour expliquer le rendement obtenu vis-à-vis de tel ou tel polluant (en général la température, ou l'énergie solaire).

Par voie de conséquence, il est important que les gestionnaires ou décideurs d'un tel procédé comprennent et soutiennent la nécessité de développer des études plus détaillées et à long terme sur les composantes d'un tel système et cela aussi bien sur celles qui permettent de juger de l'efficacité de l'épuration que sur celles qui sont responsables de cette épuration. De la même

façon, il faut que l'étude de ces écosystèmes soit abordée par des équipes scientifiques pluridisciplinaires réunies dans le but de compléter les connaissances sur leur fonctionnement spatio-temporel. Le modèle écologique fourni par ces milieux aquatiques est digne d'intérêt ne serait ce que parce qu'il préfigure sur des échelles de temps et d'espace raccourcies le comportement des écosystèmes aquatiques naturels en voie d'eutrophisation.

Le travail réalisé sur le site du lagunage de Mèze est une approche d'une telle démarche.

Il s'agissait d'envisager au moins deux types de problèmes interdépendants.

D'une part, il s'agissait d'étudier le comportement de la pollution organique et bactériologique apportée par les eaux usées en référence aux autres composantes de l'écosystème. D'autre part compte-tenu des résultats précédents, il fallait envisager quelques conséquences, il était possible d'en tirer dans l'optique de la pratique d'un contrôle allégé, mais pertinent, d'un tel système épurateur.

Ce sont les éléments de réponse à ces deux problèmes qui seront résumés et discutés dans cette conclusion, avant d'envisager les ouvertures de travail qu'ils suggèrent.

Au cours de la série temporelle des données physico-chimiques, les analyses factorielles ont permis de visualiser tout d'abord l'impact de l'arrivée des eaux usées dans les bassins. Cette arrivée est à l'origine de l'augmentation des valeurs des paramètres de pollution (DBO_5 , DCO , NH_4^+) et s'accompagne d'un phénomène de lessivage (anciens marais salants) qui s'exprime par une diminution de la conductivité.

Passée cette première étape d'une durée d'autant plus étendue que l'on se situe vers l'aval du système, il apparaît des entités physico-chimiques saisonnières distinctes et cohérentes à chaque station étudiée.

Aux 8 stations, l'évolution saisonnière concerne surtout des paramètres caractéristiques de l'intensité de la pollution ou de la dépollution : DBO_5 et/ou DCO et/ou NH_4 opposé à O_2 et pH. Dans le premier bassin, il apparaît une augmentation des paramètres de pollution de l'hiver à l'été, et ce bassin ne semble pas présenter de capacité à mieux s'épurer de la 1ère à la 2ème année de fonctionnement. Par contre, dans les 2 derniers bassins, les résultats obtenus montrent d'une manière très précise une amélioration des capacités d'épuration de la pollution organique au cours de la 2ème année de fonctionnement. Une hypothèse serait que le premier bassin de lagunage ne jouerait ou un rôle passif de décanteur (performances augmentées en hiver car temps de séjour plus long), alors que les deux autres bassins admettraient des influences biologiques saisonnières (amélioration des performances d'une année à l'autre).

L'étude des données bactériologiques, permet de séparer comme pour la physico-chimie, l'impact de l'arrivée des eaux usées dans les bassins, de l'évolution temporelle proprement dite de la pollution bactériologique. Au-delà des analyses factorielles l'emploi des techniques appropriées d'analyse des séries chronologiques permet de schématiser l'évolution quantitative des populations de bactéries indicatrices de pollution. En s'éloignant de l'arrivée des eaux usées, ces populations fluctuent d'une manière importante avec une périodicité annuelle significative. Le rythme saisonnier cyclique amène à des minima d'abondance en période estivale et des maxima en période hivernale. En sortie du lagunage, ce rythme atteint une amplitude maximale, du fait de minima estuaux extrêmes aboutissant en saison estivale, à une épuration sanitaire satisfaisante.

Si les 2 bactéries pathogènes opportunistes dénombrées (Ps. aeruginosa et A. hydrophila) voient leur évolution corrélée à celle des témoins de contamination fécale, leur sensibilité au traitement épurateur est moindre que les C.F. et les S.F. pour Ps. aeruginosa et que les C.F. pour Aeromonas hydrophila.

A l'opposé les dénombrements de bactéries hétérotrophes aérobies ne présentent aucune évolution cyclique. Aux dernières stations, le nombre de ces bactéries augmente régulièrement au cours du temps pour atteindre un plateau en fin d'étude. L'opposition qui existe entre l'évolution de ces deux types de bactéries montre qu'au sein de la communauté bactérienne de cet écosystème, les bactéries d'origine entérique sont remplacées par d'autres populations de bactéries hétérotrophes mieux adaptées à ce milieu aquatique.

L'étude de ces mêmes données, le long du lagunage, permet de constater un gradient spatial "continu" dans l'évolution des variables bactériologiques lié à la ressemblance des données recueillies sur des stations contiguës. Seules les entités bassins peuvent être distinguées les unes des autres. La division en trois bassins n'est donc pas qu'un fait de construction mais est aussi un fait écologique.

Les données recueillies sur les compartiments phytoplanctonique et zooplanctonique, bien que limitées dans leur précision, permettent de mieux comprendre le rôle de ces composantes de l'écosystème dans la maturation et son efficacité épuratrice.

Dans les bassins du lagunage le phytoplancton présente deux types de comportement démographique. A l'issue du premier bassin, il est faiblement diversifié et ses composantes se développent aux saisons favorables d'une manière rapide, aboutissant à des biomasses élevées mais peu persistantes. Dans le 2ème et 3ème bassin, il y a un enrichissement en groupes systématiques du phytoplancton qui permet de maintenir d'une façon plus stable sa biomasse globale.

Les conditions physico-chimiques différentes entre les bassins du lagunage sont en partie responsables des différences de comportement du phytoplancton qui en retour est susceptible de les modifier.

Le premier bassin, où règne notamment des conditions de faible aerobiose quasi permanentes, et qui est très turbide, très chargé en sels nutritifs (toxiques éventuellement) et en matières organiques ne réunit pas des conditions favorables au développement du phytoplancton. Lorsque celui-ci arrive cependant à se développer par l'intermédiaire d'une composante systématique capable de résister à cet environnement, l'absence de "concurrents" associée à des concentrations non limitantes en nutriment provoque des "blooms" phytoplanctoniques ponctuels. L'activité photosynthétique a alors comme conséquence, l'apparition ponctuelle de teneur en O_2 dissous plus élevée.

Dans le 2ème et surtout le 3ème bassin de lagunage, la diminution des contraintes précitées permet l'installation d'un peuplement plus varié, d'évolution plus graduelle, dont l'activité va assurer en retour une amélioration progressive des conditions physico-chimiques environnementales notamment l'augmentation de la concentration en O_2 dissous.

Les données recueillies sur le zooplancton montrent logiquement que ce compartiment bénéficie, dans son comportement spatio-temporel, de celui du phytoplancton et de l'amélioration des conditions physico-chimiques.

Représenté dans le premier bassin par des groupes systématiques "robustes" (ciliés, rotifères), ceux-ci n'y apparaissent significativement que lors de l'augmentation de la température des eaux, précédés par celle de la biomasse phytoplanctonique qui peut être à la fois une source de nourriture pour les rotifères ainsi qu'une source en O_2 dissous favorable au développement de ces zooplanctontes. Leur abondance est alors élevée mais relativement brève. Si à l'issue du second bassin le profil du zooplancton au cours du temps conserve des affinités avec celui du précédent bassin, la durée de sa présence dans les eaux est augmentée notamment en période chaude, aidée vraisemblablement par des périodes d'abondance phytoplanctonique plus étalées dans le temps.

Enfin l'apparition de groupes systématiques plus "fragiles" (daphnies, copépodes) est permise dans le 3ème bassin par le fait d'une dépollution physico-chimique plus marquée et par le maintien et l'accroissement d'une biomasse phytoplanctonique dans ces eaux.

Il faut également voir, au moins en partie, dans la complexification ou maturation des composantes biotiques des bassins de lagunage une source d'explication à l'évolution des capacités d'épuration sanitaire de ce système : le phytoplancton par effet direct (antibiose) ou indirect (augmentation de pH) le zooplancton par broutage indifférencié ou sélectif sont des paramètres très souvent évoqués dans la disparition des bactéries.

Si l'étude entreprise sur le lagunage de Mèze avait essentiellement pour but une meilleure connaissance du comportement et du devenir d'une pollution urbaine dans des bassins de stabilisation primaires, il nous a cependant paru utile d'envisager, dans un esprit d'allègement, c'est-à-dire de réduction de l'effort d'échantillonnage, une optimisation du nombre et de la nature des variables ainsi que du positionnement des stations de prélèvements des échantillons.

Cette optimisation demande avant tout de la prudence. En premier lieu, cette étude avait comme but celui de décrire un comportement et non la mise en place d'une stratégie d'échantillonnage. Cette optimisation ne pouvait se faire qu'à partir des données recueillies en sachant bien que ce recueil était dicté par autre chose que celui de la mise au point d'un protocole allégé apportant tout de même une information de qualité.

Si cette optimisation a apporté effectivement quelques résultats fort intéressants à l'issue de cette étude, les auteurs ne prétendent pas que le schéma de suivi proposé dans le cadre de cette optimisation soit extrapolable sans modifications à n'importe quel lagunage.

C'est à partir des phénomènes spatio-temporels majeurs mis en évidence au cours de l'étude du comportement qu'il a été possible de réduire de 11 (T^0 , L, pH, O_2 , DBO_5 , DCO, Cl^- , NH_3 , NO_2^- , SO_4^{--} , PO_4^{---}) à 5 les variables physico-chimiques tout en conservant encore une puissance de connaissance des phénomènes de pollution-dépollution suffisante. Ces cinq variables sont dans l'ordre d'importance et globalement pour l'ensemble du lagunage : DBO_5 , O_2 , conductivité, T^0 , PO_4^{--} .

La réduction des variables bactériologiques qui pourrait paraître plus aisée, car ces variables ne sont qu'au nombre de 5, ne l'est que faussement. Dans le cas du contrôle sanitaire se pose en effet le délicat problème de faire appel aux seuls témoins de contamination fécale ou de leur associer une ou plusieurs bactéries pathogènes opportunistes. La réduction des variables bactériologiques peut également porter sur le choix d'une seule bactérie parmi celles reconnues comme témoins de contamination fécale. Statistiquement il a été possible de montrer sur l'ensemble du lagunage que la seule mesure de l'évolution des coliformes fécaux, tels qu'ils sont recherchés et définis dans cette étude, est représentative de l'évolution de la pollution fécale. La réponse à la question de savoir s'il faut ou non associer une bactérie pathogène aux témoins de contamination fécale pour contrôler le devenir de la pollution bactérienne admise dans le lagunage est argumentée par le résultat du choix des premières variables retenues par maximisation du coefficient de corrélation vectoriel : si les coliformes fécaux occupent la première place c'est Pseudomonas aeruginosa qui prend la seconde place. Ce résultat est très important car il souligne l'intérêt qu'il y a d'utiliser des indicateurs sanitaires autres qu'exclusivement fécaux pour définir avec objectivité la qualité bactériologique réelle d'une eau.

Une fois réduit le nombre de variables se pose le problème de la réduction possible du nombre de stations d'étude.

A partir du pourcentage de prélèvements bien reclassés par une analyse discriminante des fichiers "physico-chimie" et "bactériologie" découpés en 8 stations et en 3 bassins puis confirmé par le positionnement des stations les unes par rapport aux autres à l'issue d'une A.C.P., il ressort qu'en terme de pollution-dépollution "l'entité bassin" est plus forte que "l'entité station". Ceci autorise alors de prévoir qu'une seule station d'étude par bassin, soit dans le cas de Mèze, trois stations, auxquelles serait ajoutée une station d'étude à l'entrée du lagunage pour apprécier le niveau de pollution de l'effluent urbain.

L'étude, dont les résultats sont présentés dans ce rapport, a été menée avec un pas de temps assez rapproché (tous les 14 jours à quelques exceptions près). Peut-on diminuer significativement ce pas de temps tout en conservant une bonne description de l'évolution de la dépollution dans cet ouvrage épurateur ?

Après avoir montré qu'il existait une organisation spatiale privilégiée en 3 bassins, l'analyse de l'évolution temporelle des variables physico-chimiques de ces 3 bassins aux quatre saisons fait apparaître, à travers les analyses discriminantes et le pourcentage des prélèvements bien reclassés, la nécessité de réaliser au minimum un échantillonnage saisonnier pour apprécier les grandes phases de l'évolution physico-chimique d'un bassin du lagunage au cours du temps.

Pour contrôler les capacités épuratrices du lagunage sur le plan sanitaire, deux campagnes d'échantillonnages par an seraient nécessaires : l'une à la saison chaude, l'autre en hiver. En effet les résultats de l'étude sur le comportement et le devenir de la pollution bactérienne font apparaître deux situations bien distinctes : faible abondance bactérienne pendant la période printemps-été, plus forte abondance lors de la période automne-hiver.

Lorsque l'optimisation d'un protocole est synonyme de diminution de l'effort de prises de données, comme c'est le cas dans

cette étude, il faut garder à l'esprit que cette réduction des données recueillies fait diminuer, ipso facto, l'information recueillie et donc, le niveau des connaissances acquises ne peut être égal et a fortiori supérieur à celui obtenu par un échantillonnage large et prémédité compte-tenu des résultats escomptés.

Cette étude, poursuivie pendant 27 mois, a apporté une très bonne connaissance du comportement et du devenir de la pollution qui transite dans des bassins, de lagunage et cependant elle se devait d'être continuée. En effet au regard de l'évolution des bactéries hétérotrophes, il a été montré l'existence d'une tendance, depuis la mise en eau jusqu'aux derniers prélèvements, à l'augmentation de la biomasse bactérienne hétérotrophe sans que celle-ci ait atteint un plateau ou tout au moins, si ce plateau est atteint, le manque de recul empêche d'affirmer qu'il est synonyme de système en équilibre. La poursuite du suivi permettrait ainsi de vérifier si la biomasse bactérienne hétérotrophe a atteint un stade d'équilibre stable ou bien si à moyen terme cette biomasse est capable d'évoluer à nouveau. Cette poursuite du suivi serait également fort intéressante pour confirmer les phénomènes cycliques décrits dans le cadre de l'épuration des bactéries témoins de contamination et des bactéries pathogènes opportunistes. Enfin la continuation de l'étude permettrait de parfaire la connaissance sur la "maturation" du néo-écosystème créé lors de la mise en eau du lagunage.

Que le suivi soit continué ou non sur ce lagunage, une approche de modélisation du fonctionnement paraît indispensable quant à la compréhension des interactions des différentes variables entre elles, par exemple : effets des variables physico-chimiques, zoo et phytoplanctoniques sur l'abattement des bactéries témoins de contamination et pathogènes opportunistes ou, à l'inverse, effets des populations bactériennes hétérotrophes sur la minéralisation de la matière organique. Une modélisation prédictive devrait alors accompagner cette poursuite de l'étude pour, peut-être et dans une certaine mesure, influencer sur la construc-

tion et la gestion de nouveaux bassins d'oxydation compte tenu des paramètres de pollutions à traiter. Cette modélisation permettrait également de rechercher et d'éprouver d'autres paramètres que ceux utilisés dans cette étude. Ceux-ci et leur évolution pourraient être suivis non seulement dans le lagunage, mais dans des expériences en systèmes contrôlés dans le cadre de maquettes implantées sur le site de Mèze.

Enfin, après avoir analysé les données mesurées sur le lagunage de Mèze, avoir décrit en partie son évolution dans le temps et apprécier d'une façon détaillée son pouvoir épurateur il reste à évaluer l'impact de son rejet sur le milieu extérieur qui, en l'occurrence, est un milieu "fragile" : le Bassin de Thau, zone de conchyliculture importante. Il serait vain de se contenter de résultats encourageants sur le plan de l'épuration sanitaire si les exportations d'un tel écosystème dans le milieu naturel étaient cause de troubles majeurs.

Dans tous les cas d'études ultérieures, que ce soit pour étudier le comportement et le devenir d'un autre lagunage ou la prise de données en vue de modélisations ou encore des études d'impact, il est indispensable, fort des expériences acquises lors de la présente étude, que ces données soient recueillies avec rigueur et que toutes les campagnes d'échantillonnages soient présidées par une préméditation réfléchie.

- BIBLIOGRAPHIE -

- ANGELI N., (1976) - Influence de la pollution sur les éléments du plancton in : la pollution des eaux continentales. Incidences sur les biocénoses aquatiques.
Gauthiers-Villars ed., p 95-133.
- ANGELI N., (1979) - Relations entre le plancton et la qualité de l'eau.
Incidence des polluants sur le profil biologique de quelques canaux et étude comparative des interactions plancton-auto-épuration en bassins expérimentaux de lagunage.
Thèse d'Etat, Université des Sciences et Techniques de Lille.
- ARCEIVALA S.J., LAKSHMINARAYANA J.S S., ALAGARSAMY S.R. and C.A. SASTRY, (1970) - Waste stabilisation ponds. Design, construction and operation in India.
Central Public Health engineering research institute Nagpur.
India, p. 1-100.
- ARNAUD M., BOUCHET A.M., URBACH G. (1982) - Notice d'utilisation de programmes d'analyse de données.
CITIM, document interne, U.S.T.L., 34060 MONTPELLIER CEDEX.
- BALEUX B., TROUSSELLIER M., (1983) Evolution des bactéries témoins de contamination fécale et de **Pseudomonas aeruginosa** et d'**Aeromonas hydrophila** dans un ouvrage d'épuration des eaux usées par lagunage (MEZE).
T.S.M. L'EAU, 7 : 361-370.
- BENZECRI J.P. (1973) - L'analyse des données. 2 - L'analyse des correspondances.
DUNOD, Paris, Bruxelles, Montréal, 619 p.
- BLANDIN P., BARBAULT R. et LECORDIE C., (1976) - Réflexions sur la notion d'écosystème : le concept de stratégie cénotique.
Bull. Ecol. 7 : 391-410.
- BONIFAS L., ESCOUFIER Y., GONZALES P.L., SABATIER R., (1984) - Choix de variables en analyse en composantes principales.
R. St. App. (à paraître).
- BOUROCHE J.M., SAPORTA G., (1980) - L'analyse des données.
P.U.F., Paris, 125 p.
- CAILLIEZ F., PAGES J.P.; (1976) - Introduction à l'analyse des données.
S.M.A.S.H., 616 p.
- DE MEURON P.A., PEDUZZI R., (1979) - Caractérisation de souches du genre **Aeromonas** chez les poissons d'eau douce et quelques reptiles.
Zbl. Veter. Med., 32, 2 : 153-167.
- DIXON W.J., BROWN H.B., ENGELMAN L., FRANE J.W., HILL M.A., JENNRICH R.I., TOPOREK J.D., (1981) - BMDP statistical software.
University of California Press. Berkeley-Los Angeles-London
1981, 725 P.

- DO CHI C.B., (1979) - Choix de variables en analyse des données.
Thèse de 3e cycle. Université des Sciences et Techniques du
Languedoc, Montpellier.
- FRY J.C., HUMPHREY N.C.B., ILES T.C., (1981) - Time-series analysis for
identifying cyclic components in microbiological data.
J. Appl. Bacteriol. 50 : 189-224.
- HAZEN T.C., (1983) - A model for the density of *Aeromonas hydrophila* in
Albemarle Sound-North Carolina.
Microb. Ecol. 9 : 137-153.
- LABONDE J., FESTY B., (1979) - Bilan d'une recherche systématique de
Pseudomonas aeruginosa dans les eaux de consommation.
Rev. Inst. Pasteur Lyon, 12 : 507-517.
- LEBEAUX M.O., (1981) - Pour l'utilisation des programmes d'analyse des
données.
Lab. Statistiques, document interne, Univ. P. et M. Curie,
Paris.
- LEGENDRE L., LEGENDRE P., (1979) - Ecologie numérique. 2 - La structure
des données écologiques.
Masson et les Presses de l'Université du Québec, 247p.
- LEGENDRE L., FRECHETTE M., LEGENDRE P., (1981) - The contingency perio-
dogram : a method of identifying rhythms in series of non
metric ecological data.
J. Ecol. 69 : 965-974.
- LEGENDRE P., DALLOT S., LEGENDRE L., (1984) - Succession of species
within a community : chronological clustering, with appli-
cations to marine and freshwater zooplankton.
Am. Nat. (in press).
- MARA D.D., WILLIAMS D.J.A., (1970) - The evaluation of media used to
enumerate sulfate reducing bacteria.
J. Appl. Bact., 33, 543-552.
- MITTAL K.R., LALONDE G., LE BLANC D., OLIVIER G., LALLIER R., (1980) -
Aeromonas hydrophila in rainbow trout : relation between
virulence and surface characteristics.
Can. J. Microbiol., 26, 12, 1501-1503.
- NIE N.H., HULL C.H., JENKINS J.G., STEINBRENNER K., BENT D.H., (1975) -
SPSS statistical package for the social sciences, 2th ed.,
Mc GRAW-HILL BOOK COMPANY 1975, 675 p.
- OLIVIER G., LALLIER R., LARIVIERE S., (1981) - A toxigenic profile of
Aeromonas hydrophila and *Aeromonas sobria* isolated from fish.
Can. J. Microbiol., 27, 3 : 330-333.
- PFENNIG N., (1965) - Anreicherungskulturen für rote and grüne schwefelback-
terien.
Zent., Bakt. Parasit., 1 : 179-189.

- RIMLER R.B., SHOTTS E.B.Jr., GHITTINO P., (1974) - Infections a **Aeromonas hydrophila** chez les poissons. Diagnostic rapide à l'aide du milieu R.S.
Cah. Med. Vet., 2 : 47-52.
- RODIER J., (1975) - L'analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. Tome 1.
DUNOD Technique 1975, 629 p.
- STANIER R.Y., PALLERONI N.J., DOUDOROFF M., (1966) - The aerobic pseudo-monads : a taxonomic study.
J. Gen. Microbiol. 43 : 159-271.
- VAN IMPE J., (1977) - Etude de 50 souches d'**Aeromonas hydrophila** isolées de poissons.
Ann. Biol. Clin., 35, 4 : 321-337.

INSTRUCTIONS POUR LE REMPLISSAGE DES FORMULAIRES
DE SAISIE DES DONNEES.

A - Partie identification

1) Colonnes 1 2 : type de mesures effectuées :

n° de code	type de mesures
Ø 1	physico-chimie
Ø 2	bactériologie
Ø 3	phytoplancton
Ø 4	zooplancton
Ø 5	météorologie
Ø 6	flux, débits....
"	
"	
"	
9 9	non limitatif

2) Colonnes 4 5 : jour du prélèvement
7 8 : mois du prélèvement
10 11 : année du prélèvement

3) Colonnes 15 16 : lieu du prélèvement
n° de code : lieu
Ø Ø : eau (10 cm en dessous surface)
1 Ø : sédiment (couche superficielle)
colonnes 17 18 : station de prélèvement

n° de code	emplacement de la station	appellation
Ø 1	entrée du premier bassin	PE
Ø 2	1ère station du premier bassin	P1
Ø 3	2ième station du premier bassin	P1'
Ø 4	passage entre 1er et 2ième bassin	P1.2
Ø 5	station du deuxième bassin	P2
Ø 6	passage entre 2ième et 3ième bassin	P2.3
Ø 7	station du troisième bassin	P3
Ø 8	sortie du troisième bassin	PS
"		
"		
"		
9 9	non limitatif : ex. extensible au réseau collecteur des eaux usées, mais aussi à l'étude d'impact sur le bassin de Thau.	

8 - Partie données

Colonnes 2 l à 8 Ø : inscription des données sur 6 Ø colonnes d'après les instructions suivantes.

Pour faciliter la gestion des fichiers, il serait souhaitable d'utiliser un format d'écriture standard, sinon pour l'ensemble des mesures réalisées, du moins pour chaque type de mesure réalisé.

A cette fin, le tableau suivant fournit un guide pour choisir un ou plusieurs (un minimum serait souhaitable) format d'écriture, traduit en n zones de n' colonnes chacune, en fonction et de la gamme de variation de la mesure effectuée (mini et maxi théoriques) et du degré de précision de la mesure (nombre de chiffres après la virgule).

Si vos valeurs sont comprises (/l.)		vous disposez de	
entre	et	n zones de	n' colonnes
0	9 9 9 9 9		
0 . 0	9 9 9 . 9	12	5
0 . 0 0	9 9 . 9 9		
0	9 9 9 9 9 9		
0 . 0	9 9 9 9 . 9	10	6
0 . 0 0	9 9 9 . 9 9		
0	9 9 9 9 9 9 9		
0 . 0	9 9 9 9 9 . 9	8	7
0 . 0 0	9 9 9 9 . 9 9		
.	.	.	.
.	.	.	.
.	.	.	.

liste non limitative

C - Exemple de remplissage

Soit à rapporter sur un formulaire les résultats des mesures de physico-chimie effectuées le 30/02/81 à l'entrée du premier bassin, dans l'eau. les mesures sont au nombre de 12 et leur gamme de variation théorique et leur degré de précision peut se schématiser comme suit :

entre 0 0 0 et 9 9 9 . 9 9

Si l'on admet la partie identification réalisée, la partie inscription des données peut, d'après le tableau-guide donné en B, trouver une solution par deux approches différentes.

- Soit utiliser 10 zones de 6 colonnes sur 1 premier formulaire et 2 zones de 16 sur un second .
- Soit utiliser 12 zones de 5 colonnes en arrondissant :

x x x . x x à x x x . x

Cette seconde méthode est surtout justifiée lorsque le nombre de paramètres mesurés est élevé, et tel qu'il nécessiterait l'écriture partielle d'une seconde carte, alors que le fait d'admettre une précision un peu moins grande (et parfois illusoire sinon dépourvue de sens écologique) permet de faire contenir ces paramètres sur une seule carte.

La standardisation des fichiers sera également obtenue par un respect rigoureux de l'ordre d'écriture des différents types de mesures pour chaque prélèvement et à chaque station.

Cet ordre d'écriture est laissé au choix de chaque équipe mais devra faire l'objet d'un codage préalable qui sera conservé pour construire le fichier et référencier ultérieurement en clair les données codées.

exemple :

colonnes 2 1 à 2 5 : température
2 6 à 3 0 : conductivité
3 1 à 3 5 : pH
.....