

Novembre 1992

G.F. FRISONI et E. DUTREUX

par

Diagnostic écologique
1991-1992

L'étang de Biguglia

L'étang de Biguglia : Diagnostic écologique

1991-1992

Etude réalisée par :

Guy-François Frisoni et Eric Dutrieux

avec la collaboration technique de
Christophe Aichelman (Conception graphique)
et
Olivier Gayte (Modélisation)

Institut des Aménagements Régionaux et de l'Environnement
Parc Scientifique Agropolis 2, Bd de la Lironde,
34980 Montferrier sur Lez, France

Stagiaires IARE :

Christophe Vivier (2 mois)
François Bottet (6 mois)

Analyses eau et sédiments :
OEHC (Bastia)

Ont collaboré aux campagnes de terrain :

François Bottet (IARE)
Sylvain Clanzig (CIEL)
Jean-Pierre Cantera (AGENC)
Eric Dutrieux (IARE)
Guy-François Frisoni (IARE)
Bernard Roche (SRAE)

Des synthèses partielles ou provisoires ont été réalisées par :

Christophe Vivier (physico-chimie)
François Bottet (synthèse générale)
Sylvain Clanzig (Benthos)

Nous remercions également :

Le EMAGREF de Montpellier pour l'aide apportée à la réalisation du bilan azote/phosphore.
Le laboratoire DSESP de la Faculté de Pharmacie de Montpellier pour les analyses physico-chimiques
du sédiment.

Novembre 1992

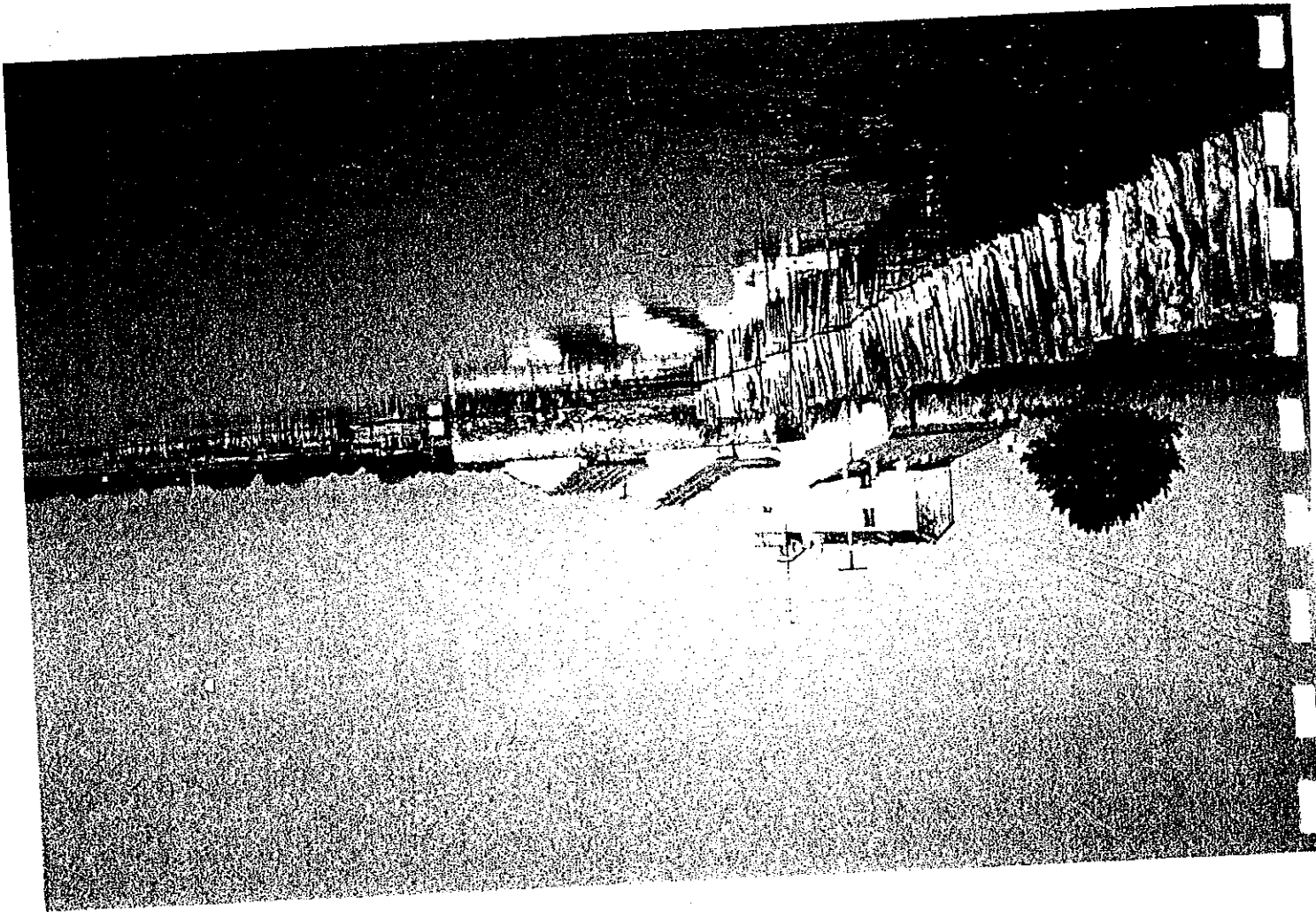
Table des matières

Résumé.....	2
Dessalure et confinement progressif de la lagune.....	3
Eutrophisation des eaux.....	4
Pollution par le cuivre, les détergents et le cadmium.....	5
Recommandations.....	6
Introduction.....	9
Présentation de l'étang.....	10
1. Situation générale et hydrographie.....	10
2. Situation sanitaire.....	10
Matériels et méthodes.....	14
1. Bilan hydrique.....	14
2. Suivi des variables indicatrices de la qualité du milieu.....	14
2.1. Deux grands types de variables.....	14
2.2. Les compartiments étudiés.....	15
3. Fréquence et nature des échantillonnages.....	15
3.1. Les variables physico-chimiques.....	15
3.1.1. L'eau.....	15
3.1.2. Les sédiments.....	16
3.2. Les variables biologiques.....	17
4. Les stations d'échantillonnage (apports, eau, sédiment).....	17
Résultats.....	20
1. Modélisation hydrologique.....	20
1.1. Les termes du bilan.....	20
1.1.1. Les apports.....	20
1.1.2. Les pertes.....	23
1.1.3. Le volume de l'étang.....	24
1.2. Le modèle.....	24
1.3. Le bilan hydrique.....	26
2. Variables physico-chimiques.....	30
2.1. Les apports du bassin versant.....	30
2.1.1. La salinité.....	30
2.1.2. L'azote total.....	30
2.1.3. L'ammonium.....	32
2.1.4. Les nitrates.....	33
2.1.5. Les nitrates.....	35
2.1.6. Les orthophosphates.....	36
2.1.7. Le phosphore total.....	38
2.1.8. Les détergents anioniques.....	39
2.1.9. Le cuivre.....	39
2.1.10. Le cadmium.....	41
2.1.11. Les pesticides.....	43
2.1.12. Conclusion.....	43

45	2.2. Les eaux de l'étang.....
45	2.2.1. La salinité.....
46	2.2.2. L'azote total.....
48	2.2.3. L'ammonium.....
49	2.2.4. Les nitrates.....
51	2.2.5. Les nitrates.....
52	2.2.6. Les orthophosphates.....
54	2.2.7. Le phosphore total.....
55	2.2.8. Les détergents antioniques.....
55	2.2.9. Le cuivre.....
57	2.2.10. Le cadmium.....
59	2.2.11. Les pesticides.....
59	2.2.12. Conclusion.....
62	2.3. Le sédiment.....
62	2.3.1. La granulométrie.....
64	2.3.2. L'azote total.....
64	2.3.3. Le phosphore.....
66	2.3.4. La matière organique.....
66	2.3.5. Le potentiel redox.....
66	2.3.6. Les métaux lourds (cuivre, zinc, plomb, nickel, mercure).....
70	2.3.7. Les autres contaminants.....
71	Interprétation et discussion.....
73	3. Le bilan azote-phosphore.....
73	3.1. Estimation à partir de l'occupation du sol du bassin versant.....
73	3.1.1. Les apports atmosphériques sur l'étang.....
74	3.1.2. Les apports diffus sur les terres (lessivage des terrains agricoles, naturels ou urbanisés).....
74	3.1.3. Les industries.....
79	3.1.4. Les eaux usées domestiques.....
80	3.1.5. Conclusion.....
82	3.2. Estimation prenant en compte les mesures effectuées sur les apports.....
82	3.2.1. Les stations de pompage.....
83	3.2.2. Les ruisseaux et rivières.....
84	3.3. Interprétation et discussion.....
88	4. Biologie.....
88	4.1. La biomasse phytoplanctonique.....
88	4.1.1. La chlorophylle a.....
90	4.1.2. La chlorophylle b.....
90	4.1.3. Le rapport chl b/chl a.....
90	4.2. La macroflore.....
90	4.2.1. La situation antérieure.....
92	4.2.2. La situation actuelle.....
95	4.3. La macrofaune benthique.....
95	4.3.1. Introduction.....
96	4.3.2. Campagne de Juin 91.....
101	4.3.3. Campagne d'Octobre 91.....
103	4.3.4. Campagne de Mai 92.....
103	4.3.5. Bilan.....
106	4.3.6. Comparaison avec la situation antérieure.....
107	4.3.7. Comparaison avec d'autres lagunes du même type.....

108	4.4. Discussion
110	Synthèse des données
110	Analyse statistique des données "eau"
111	Les effets de la dystrophie
111	Fin du Printemps 1991
112	Fin de l'Automne 1991
112	Fin de l'Hiver 1992
113	Rôle des micro-polluants toxiques
114	Les pesticides
114	Les détergents anioniques
114	Le cuivre
115	Le cadmium
116	Autres métaux dans le sédiment
116	Interprétation et discussion
117	Recommandations de gestion
120	Proposition d'un protocole de suivi
120	Introduction
121	Choix des variables
121	Variations de salinité
121	Enrichissement organique
122	Les micropolluants toxiques
123	Variable synthétique
123	Fréquence des échantillonnages
124	Epoque de l'échantillonnage
124	Stations d'échantillonnage
125	Bibliographie
128	Annexes
128	Annexe I : Bilan hydrique : méthodologie
132	Annexe II : Protocoles d'analyses
132	1. Les variables physico-chimiques
132	1.1. Analyse de l'eau
133	1.2. Analyse du sédiment
135	2. Les variables biologiques
135	2.1. Analyse du phytoplancton (chlorophylle a et b)
135	2.2. La macroflore
135	2.3. La macrofaune benthique
137	Annexe III : Résultat du modèle hydrique
140	Annexe IV : Données relatives aux bilans Azote/Phosphore
148	Annexe V : Données bibliographiques relatives à la macrofaune
153	Annexe VI : Ecologie de quelques espèces benthiques
155	Annexe VII : Données brutes de l'ensemble de l'étude

L'étang de Biguglia : un patrimoine à préserver



Résumé

L'ETANG DE BIGUGLIA :
DIAGNOSTIC ET PROPOSITIONS
DE GESTION
1991-1992

Résumé

L'étude écologique de la lagune de Biguglia au cours de la période 1991-1992 a porté sur différents compartiments :

- salinité des eaux,
- richesse nutritive des eaux et des sédiments,
- conditions d'oxydo-réduction au sein des sédiments,
- niveau de pollution des eaux et des sédiments,
- algues, herbiers,
- macrofaune benthique.

La situation observée a été comparée à celle qui avait été décrite entre 1965 et 1985 sur la base de différents travaux (Universités, Somivac, Cemagref...).

Elle permet d'établir un **diagnostic écologique** de la lagune, **mettant en évidence la dessalure des eaux, l'eutrophisation préoccupante du milieu et la pollution par des éléments toxiques.**

Elle aboutit à des propositions pour la gestion et la sauvegarde de ce patrimoine naturel.

- Cette dessalure a entraîné une évolution des peuplements marquée par :
- le remplacement des végétaux constituant les herbiers (sans toutefois réduire leur densité dans un premier temps),
 - une diminution de la richesse spécifique des populations animales (disparition des espèces à affinité marine telles que moules et palourdes),
 - l'apparition d'un peuplement caractéristique de milieu extrêmement confiné, adapté aux conditions de vie très variables (peuplements physiquement contrôlés).

Salinité des eaux en 2010 = 9,50 à 14,38 g/L ou PSU

<p>Apports d'eau douce en 1991 = 82 millions de m³, dont 21 par les stations de pompage.</p> <p>Apports d'eau marine en 1991 = 14 millions de m³, dont une partie par le canal du Fossonne.</p> <p>—</p> <p>Salinité des eaux en 1930 = 10 à 20 g/l.</p> <p>Salinité des eaux en 1991 = 9 à 12 g/l.</p>

Soumise à l'augmentation du drainage de la plaine agricole, sensible aux fluctuations de la pluviométrie et souffrant d'un manque de communication avec la mer, la lagune de Biguglia a subi une lente dessalure par rapport à sa situation au début du siècle.

Dessalure et confinement progressif de la lagune

Eutrophisation des eaux

L'évolution la plus frappante au cours des dix dernières années est celle d'un enrichissement des eaux en éléments nutritifs :

Teneur des eaux en d'azote multipliée par 2 entre 1980 et 1992.
 Teneur des eaux en ammonium multipliée par 30 entre 1980 et 1992.
 Teneur des eaux en phosphates multipliée par 6 entre 1980 et 1992.

Cet enrichissement a pour origine les apports du bassin versant et plus particulièrement ceux du nord transitant par la station de pompage du Fort :

Les rejets domestiques et le ruissellement en provenance des espaces urbanisés contribuent pour près de 40% des apports d'azote et 50% des apports de phosphore. L'élevage présent à proximité des berges et les activités agricoles contribuent pour 35% des apports d'azote et 40% des apports de phosphore.

Le lessivage des terrains agricoles contribue pour 30% des apports d'azote et 10% des apports de phosphore. L'élevage pratiqué à proximité de l'étang participe quant à lui pour 7% des apports d'azote et 15% des apports de phosphore.

Mais les apports ont également contribué à enrichir le sédiment qui constitue désormais un stock susceptible d'alimenter les eaux par relargage pendant de longues années.

Cet enrichissement explique l'apparition de crises dystrophiques. Favorisées par l'abondance de l'azote et du phosphore dans le milieu, des algues vertes prolifèrent dès le printemps, couvrant parfois une bonne partie du plan d'eau. Leur développement contribue à limiter l'extension des herbiers et participe à l'enrichissement organique du sédiment. La dégradation de la matière organique par les bactéries conduit alors à l'installation de conditions anoxiques (désoxygénation du milieu) quasi permanentes à la surface du sédiment.

Cas particulier
 en 2010.
 Appoit de Nigas.

Les concentrations mesurées dépassent largement les seuils de toxicité admis ce qui pourrait expliquer la difficulté de recolonisation de l'étang par les organismes aquatiques à l'issue des crises dystrophiques estivales.

Les concentrations en cuivre des eaux de l'étang ont été multipliées par vingt en dix ans. Les teneurs enregistrées dans le sédiment sont supérieures à celles de l'étang de Berre. La situation est également inquiétante vis-à-vis des détergents et du cadmium.

Cette station contribue pour la moitié des apports chimiques toxiques du réseau de drainage.

La dégradation des eaux et du sédiment de Biguglia est due essentiellement aux apports polluants du bassin versant et notamment aux apports de la station de pompage du Fort où se concentre la majeure partie des rejets domestiques et industriels.

Pollution par le cuivre, les détergents et le cadmium

En période de crise, le canal du Fossonne et les canaux d'amène d'eau constituent un refuge pour les poissons et les invertébrés lagunaires. Par la suite, la régénération des eaux, grâce aux échanges survenant au travers du grau, assure la réoxygénation du milieu et permet le renouvellement des peuplements.

Lorsque les conditions anoxiques gagnent la colonne d'eau, elles entraînent des mortalités massives parmi les populations animales, expliquant en grande partie la baisse des captures de poissons et le déclin de la pêche. Observées régulièrement ces dernières années ce phénomène a été particulièrement grave en 1991 car il a duré plusieurs mois.

1 - Rejet en mer des effluents de Borgo, Lucciana et Biguglia, raccordement aux stations d'épuration des habitations et des industries non encore raccordées, suppression des dysfonctionnements du réseau de Bastia sud.

Une limitation partielle des pompages (stations du réseau de drainage) serait susceptible de réduire l'eutrophisation des eaux mais entraînerait une légère élévation de la salinité. Tout en évitant des répercussions négatives sur le plan du drainage et du développement de moustiques, elle mérite d'être envisagée.

Une sensibilisation des agriculteurs serait souhaitable afin de rationaliser les apports d'engrais, de fongicides (cuivre) et de limiter la présence de bétail sur les berges de l'étang.

La suppression des rejets domestiques¹ en provenance du bassin versant et du lido permettrait de réduire de plus d'un tiers les apports du bassin versant responsables de l'eutrophisation et de la contamination par les détergents. Dans la mesure où l'assainissement du lido est d'ores et déjà programmé, la suppression des rejets aboutissant au nord de l'étang (Station du Fort, réseau de Bastia Sud), constitue sans aucun doute la mesure la plus urgente. Etant donné le taux de renouvellement très important de l'étang, de telles mesures devraient entraîner rapidement une chute assez sensible des concentrations en azote et phosphore de l'étang. Une amélioration totale et définitive est cependant peu probable à court terme compte tenu du stock contenu dans les sédiments.

- Suppression des rejets domestiques
- Réduction des apports d'origine agricole
- Entretien de la communication avec la mer
- Suivi du milieu

Il est donc impératif de mettre en oeuvre des mesures de sauvegarde :

Si rien n'est fait rapidement, de telles crises pourraient se reproduire régulièrement et détruire totalement le potentiel écologique de cette lagune.

L'étang de Biguglia a atteint un stade critique de son évolution. La gravité de la crise dystrophique qu'il a subi au cours de l'été 1991 et la persistance de "séquelles" en mai 1992 en témoignent.

Recommandations

Des mesures complémentaires devront également être mises en œuvre :

- Traitement des rejets industriels afin de limiter la pollution chimique mise en évidence;
- Elimination des foyers de pollution ponctuels (décharge de Luciana, cave coopérative de la Marana, etc...);
- Protection particulière du canal du Fosso et des canaux d'aménée d'eau (maintien des communications avec l'étang, suppression de tout rejet...).

auge
en zalc
du canal

L'amélioration du taux de renouvellement des eaux est souhaitable pour limiter la concentration des polluants et des facteurs d'eutrophisation d'une part, pour réoxygéner le milieu et limiter les risques de crise dystrophique d'autre part. Ce taux repose actuellement sur des apports importants en eau douce (bassin versant, stations de pompage) et sur des échanges au niveau du canal du Fosso. Il pourrait être augmenté par un meilleur entretien de la communication avec la mer au travers du grau. Cette mesure permettrait par ailleurs de favoriser le recrutement de l'étang tant en ce qui concerne les poissons, support de l'activité halieutique, qu'en ce qui concerne les invertébrés marins susceptibles de recoloniser la lagune après les "maladies" estivales.

Enfin la mise en place d'un suivi du milieu devra permettre d'évaluer son devenir en analysant l'évolution de différents paramètres descriptifs de la qualité des eaux (salinité, teneur en éléments nutritifs, niveau de pollution) du sédiment (potentiel d'oxydo-réduction, teneurs en azote, phosphore, matière organique...) et des peuplements (répartition des herbiers, développement algal, populations benthiques...).

La situation de l'étang de Biguglia est grave, elle n'est pas dramatique si des mesures viennent réduire les apports polluants du bassin versant et plus particulièrement les rejets urbains.

Si de telles mesures sont prises, le taux de renouvellement important des eaux devrait permettre d'améliorer sensiblement la qualité du milieu et de lui conserver ses potentialités écologiques. Compte tenu de la persistance d'apports d'origine agricole et du stock d'éléments contenus dans les sédiments la régénération du milieu demandera sans doute quelques années. Il est probable que l'on assiste d'abord à une phase de stabilisation du processus de dégradation avant d'enregistrer un réel retour à la situation passée. Il est également certain qu'en l'absence d'intervention énergique l'évolution conduira inéluctablement à la disparition de ce patrimoine.

Introduction

Introduction

Zone naturelle d'intérêt international, l'étang de Biguglia est menacé par des pollutions d'origine domestique, agricole et industrielle.

Suite à son acquisition par le département de Haute-Corse, il nous a été demandé d'établir un diagnostic complet sur la situation actuelle de la lagune, notamment du point de vue de ses caractéristiques écologiques et de son taux de pollution. Sur la base d'investigations portant sur la qualité des eaux de l'étang et de ses tributaires, de la nature de ses fonds et de la structure des peuplements qu'ils abritent, nous avons comparé la situation actuelle aux constats des études antérieures (1978-1981).

Le constat établi nous a amené à envisager les mesures indispensables à un assainissement de l'étang et à proposer les bases d'un suivi de la qualité du milieu pour les années à venir.

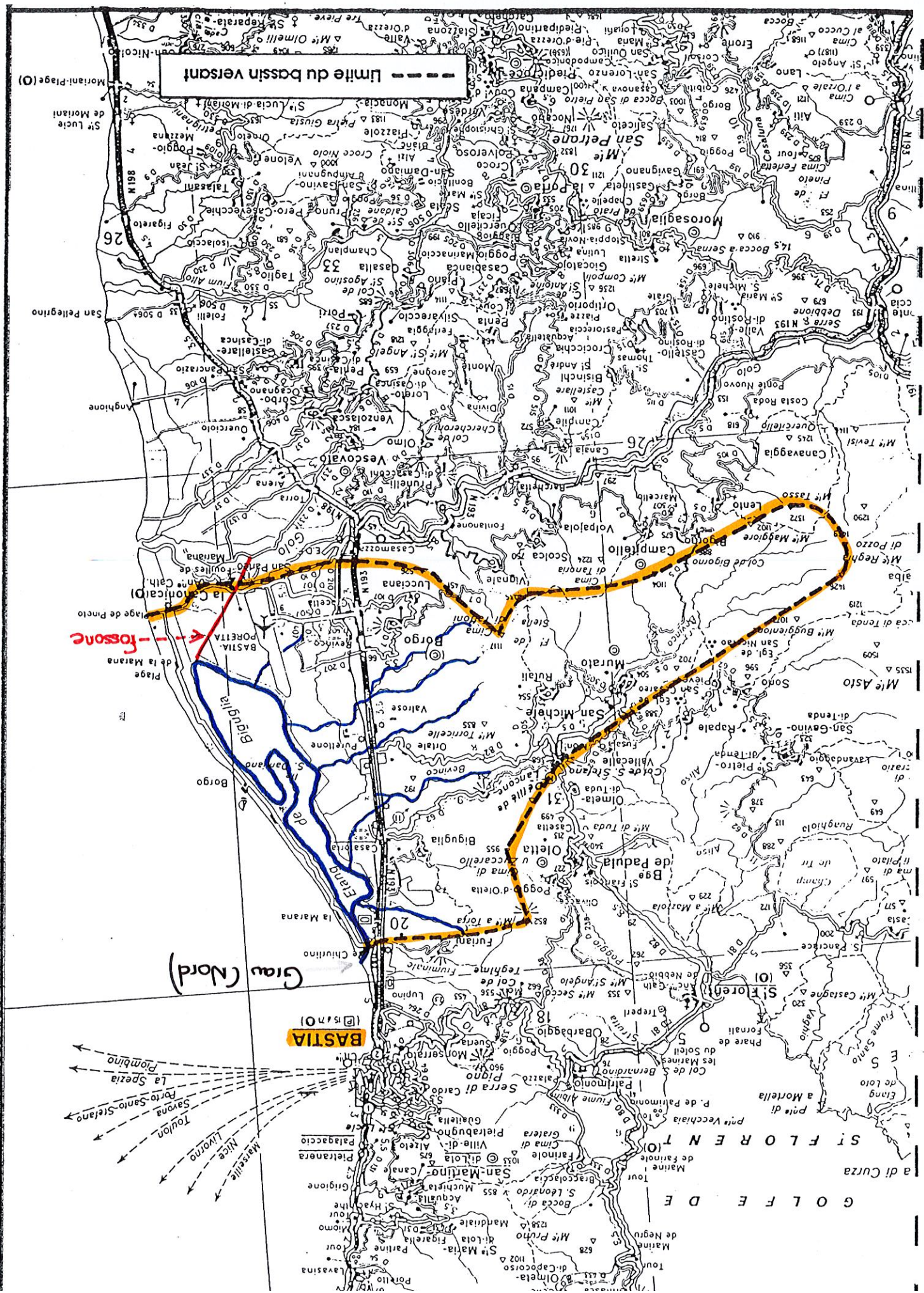
D'une durée totale de un an, l'étude repose sur des campagnes de prélèvement mensuelles en ce qui concerne la colonne d'eau, trimestrielles (juin et octobre 1991, mai 1992) en ce qui concerne le sédiment et les peuplements aquatiques.

Cette étude a également permis d'approcher le bilan hydrique de l'étang, ainsi que son bilan en Azote et Phosphore.

- les eaux de drainage de la plaine chargées en engrais et pesticides issus des activités agricoles, ou en métaux lourds et en hydrocarbures issus des activités industrielles et des voies de circulation.

Jusqu'à présent, la tendance d'aménagement a consisté à favoriser le rejet de tout effluent vers l'étang afin de préserver la vocation balnéaire des plages de la Marana.

Fig. 1 : L'étang de Biguglia - situation générale



Présentation de l'étang

1. Situation générale et hydrographie

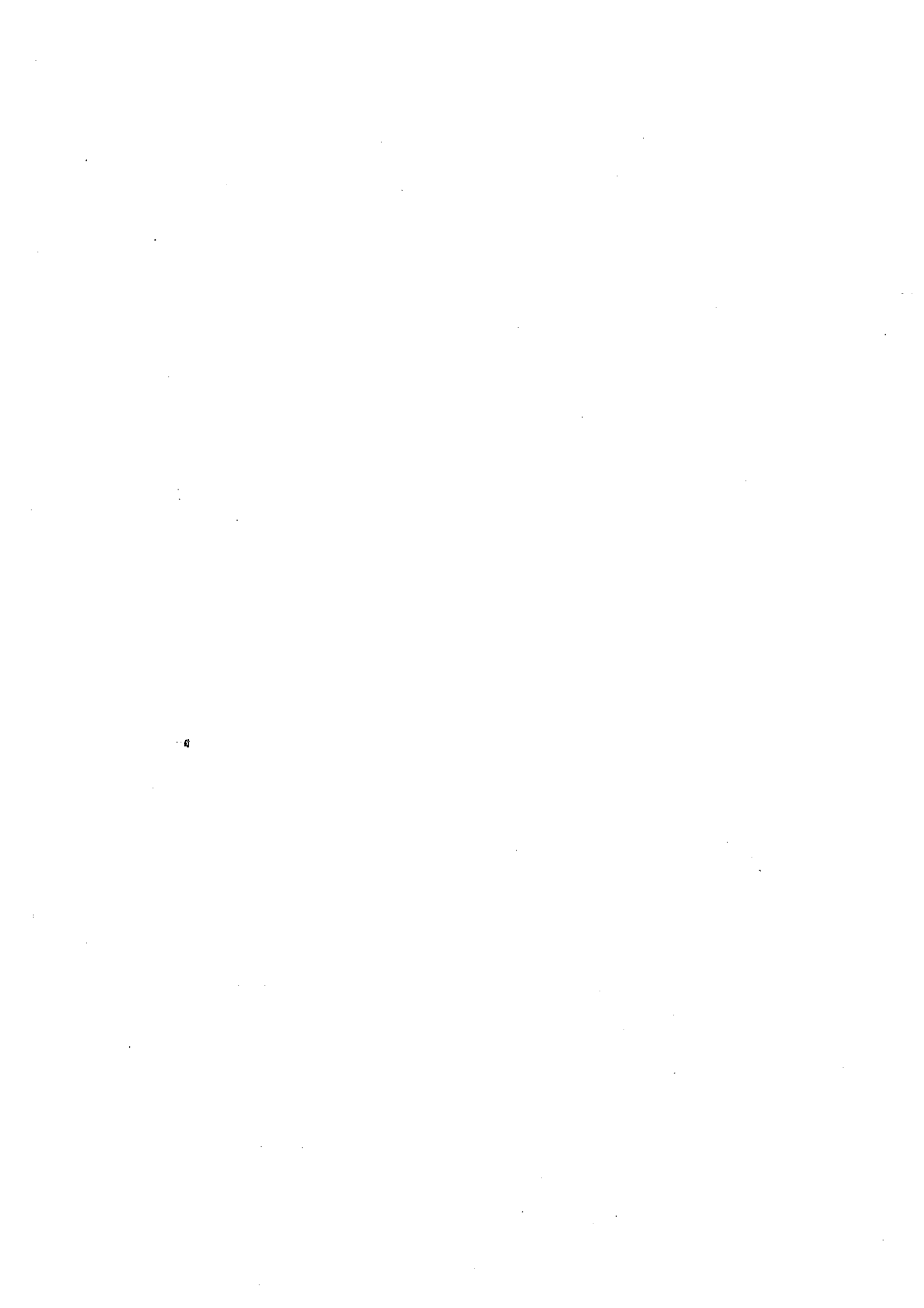
L'étang de Biguglia occupe la quasi totalité de la plaine de la Marana au sud de Bastia (Figure 1). Sa surface est de 1450 hectares (11 km de longueur pour une largeur maximale de 2,5 km) et sa profondeur de l'ordre du mètre. Schématiquement, on peut diviser la lagune en deux bassins l'un au nord, et l'autre au sud séparés par la presqu'île de San Damiano. L'étang communique avec la mer par un grau (temporaire) situé au nord à l'extrémité d'un long et étroit chenal. Le lido, dont la largeur n'excède pas 1 km, est le fruit du remaniement des alluvions du Golo par la mer. L'étang communique au sud avec l'embouchure du Golo par l'intermédiaire du canal de Fossona. Il constitue par ailleurs l'extérior de quelques petits fleuves : Bevinco, Mormorana, Raignèse, dont seul le premier affiche un caractère permanent. Situé à l'aval de la plaine de la Marana, il reçoit également par l'intermédiaire de 5 stations de pompage (du Nord au Sud : Le Fort, Petriccia, Quercile, Fornoli et Giunchette) les eaux de drainage de cette plaine.

2. Situation sanitaire

Compte tenu de sa situation à l'aval d'une plaine agricole, partiellement urbanisée, l'étang de Biguglia constitue le réceptacle d'un certain nombre de rejets polluants qui ont été inventoriés dans le cadre de nombreuses études (SOMIVAC CTGREFF 1979, Palazzi et al, 1984, BCEOM, 1986...). On retiendra plus particulièrement :

- les rejets des stations d'épuration des communes du bassin versant qui aboutissent à l'étang par l'intermédiaire des ruisseaux, de la nappe, ou plus directement par le réseau de drainage et les stations de pompage ;
- les effluents mal traités ou non traités des installations touristiques du lido ;

Matériels et méthodes



Matériels et méthodes

L'étude repose sur deux approches complémentaires :

- un évaluation du bilan hydrique de l'étang,
- un suivi des variables physico-chimiques et biologiques indicatrices de la qualité du milieu et de son évolution.

1. Bilan hydrique

A partir des données (hydrologie, météorologie, topographie...) disponibles pour évaluer les quantités d'eau arrivant à l'étang, un modèle hydrique permettant de schématiser le fonctionnement de la lagune a été élaboré. Ce modèle s'appuie sur la théorie de la dynamique des systèmes, méthode d'analyse et de modélisation développée au MIT (Massachusetts Institut of Technology). Il a été réalisé à l'aide du logiciel Stella. Il permet la décomposition d'un système en stocks et en flux, de manière graphique, puis mathématique. La description du langage graphique et la liste des variables utilisées sont données annexe I.

2. Suivi des variables indicatrices de la qualité du milieu

2.1. Deux grands types de variables

- Les variables instantanées :

Elles concernent essentiellement la colonne d'eau (salinité, teneur en azote, chlorophylle, par exemple). Elles mesurent un phénomène ponctuel et leur valeur peut être l'objet de fortes variations dans le temps. Pour être interprétables elles demandent donc à être mesurées selon un pas de temps court et sur une longue durée. Elles ne traduisent pas une situation établie mais permettent d'analyser la tendance d'évolution du milieu.

- Les variables intégratrices :

Elles concernent généralement le sédiment (potentiel rédox, granulométrie, macrofaune benthique, etc...). Elles mesurent une situation établie depuis longtemps et ne sont pas sujettes à de fortes variations sur un pas de temps assez court. Elles intègrent en fait les fluctuations des variables instantanées sur une longue période et sont ainsi le reflet de tout le passé du milieu. Leur échantillonnage peut être réalisé sur un pas de temps assez long.

Ainsi les **variables instantanées** renseignent sur l'évolution à court terme du milieu tandis que les **variables intégratrices** sont l'image du fonctionnement à long terme du système et à ce titre représentent des paramètres intéressants de suivi de la **qualité du milieu sur plusieurs années.**

2.2. Les compartiments étudiés

L'étude du milieu a été effectuée au niveau de ses trois principaux compartiments :

- l'eau des apports,
- l'eau de l'étang,
- le sédiment.

3. Fréquence et nature des échantillonnages

3.1. Les variables physico-chimiques

3.1.1. L'eau

Les analyses concernant l'eau (apports et étang) ont été effectuées selon un pas mensuel ou bimestriel entre mai 1991 et mai 1992. Les prélèvements ont été effectués par le personnel du SRAE de Haute-Corse et analysés par le laboratoire agréé de l'Office Hydraulique.

Type 1 (Relevés mensuels) :

- Salinité
- Ammonium, NH₄⁺
- Nitrites, NO₂⁻
- Nitrates, NO₃⁻
- Azote Total
- Orthophosphates, PO₄³⁻
- Phosphore Total
- Chlorophylles a et b

Type 2 (Relevés bimensuels) :

- Détergents anioniques
- Cuivre
- Cadmium
- Pesticides

3.1.2. Les sédiments

Les prélèvements de sédiment ont été effectués par l'IARE au cours de 3 campagnes en juin et octobre 1991, et mai 1992. Les analyses ont été confiées au Laboratoire d'Hydrobiologie et d'Hygiène de la Faculté de Pharmacie de Montpellier, sauf pour le potentiel rédox qui a été mesuré sur place. Le potentiel rédox a été déterminé à chaque campagne. Les autres paramètres n'ont été déterminés que pour la campagne de juin 1991.

Neuf variables ont été étudiées :

- Granulométrie,
- Matière organique,
- Phosphore total,
- Azote total,
- Potentiel rédox,
- Plomb,
- Zinc,
- Cuivre,
- Nickel,
- Mercure.

3.2. Les variables biologiques

La période où le milieu lagunaire est soumis le plus fortement à un risque de déséquilibre est la saison estivale. En conséquence, il apparaît judicieux de réaliser un échantillonnage avant cette période et un autre après.

Des prélèvements de la macrofaune benthique ont donc été effectués en juin et octobre 1991 puis en mai 1992. Ce dernier échantillonnage a été ajouté *a posteriori* de façon à évaluer les capacités de reconquête de la macrofaune benthique après la crise dystrophique ayant affecté la lagune en été 1991. Les protocoles d'analyse en laboratoire des différentes variables sont donnés en annexe II.

4. Les stations d'échantillonnage (apports, eau, sédiment)

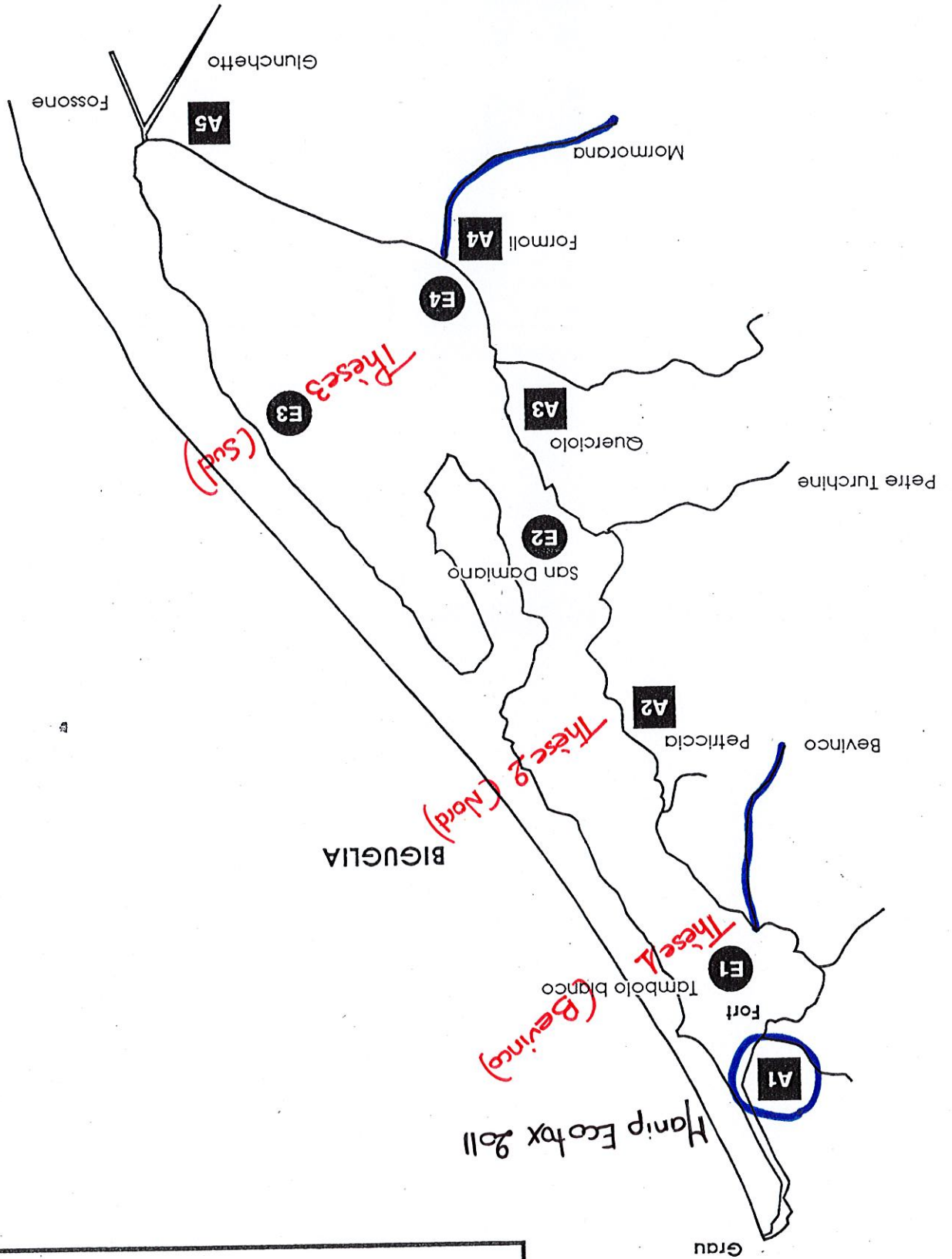
Pour l'analyse des apports, 5 points de prélèvement ont été définis, correspondant aux cinq stations de pompage refoulant les eaux du canal de ceinture dans l'étang.

Ces cinq stations de pompage sont réparties assez régulièrement sur la berge ouest de l'étang et sont numérotées de A1 à A5 (Figure 2). Le sédiment, l'eau de l'étang, le phytoplancton et le benthos ont été analysés sur quatre stations d'échantillonnage réparties comme suit (Figure 2) :

- la station E₁ dans "l'anse du Fort" est soumise aux influences marines (proximité du grau) et dulgaquicoles (station de pompage du Fort, apport du Bévinco) ;
- la station E₂ reste dans le bassin nord, assez proche du lido ; elle reçoit moins d'apports d'eau directs que E₁ ;
- E₃ est située dans le bassin sud à proximité de la presqu'île de San Damiano, côte lido ;
- E₄, la station la plus éloignée du grau se trouve dans le bassin sud proche de la rive continentale. Elle est également soumise à des apports d'eau douce importants (Mormorana, station de pompage).

Fig. 2 : situation des points de prélèvements

E1 & E4 : Points de prélèvements sur l'étang
 A1 & A5 : Points de prélèvements sur les apports
 (Stations de pompage)



Résultats

Résultats

1. Modélisation hydrologique

L'équilibre écologique de tout milieu lagunaire est régi en priorité par l'importance des apports d'eau douce et d'eau salée qu'il subit.

Pour mieux comprendre le fonctionnement hydrologique de l'étang de Biguglia, il en a été effectué un rapide bilan hydrique, de façon notamment à déterminer l'importance de ses échanges avec la mer (Annexe III).

Ce bilan repose sur une estimation des différents apports et pertes subit par le plan d'eau. On distingue en particulier les apports d'eau douce par la pluie et le ruissellement du bassin versant, les apports saés par le grau enfin les pertes par évaporation ou par des échanges au travers du grau.

1.1. Les termes du bilan

1.1.1. Les apports

a. Les apports d'eau douce

Ils sont constitués par le ruissellement en provenance du bassin versant auquel s'ajoutent les pluies tombant directement sur le plan d'eau.

Le ruissellement

L'étang de Biguglia possède un bassin versant de 180 km², constitué de :

- bassin versant du Bevinco : 73 km²
- bassin versant des autres ruisseaux : 67 km²
- partie de la plaine drainée par les canaux aboutissant aux stations de pompage : 42 km²

On sait d'autre part que 110 km² du bassin sont situés en montagne et 70 en plaine. Les bassins versants du Bevinco et des autres ruisseaux ont donc été divisés en deux parties de façon à prendre en compte les variations de ruissellement

entre la plaine et la montagne. Pour la montagne, on a pris en première approximation un coefficient de ruissellement de 0,45 établi en rapportant le débit annuel du Bevinco au sortir de son cours montagneux à la quantité de pluie tombée sur la partie montagnaise de son bassin versant. (Débit annuel du Bevinco : $19 \times 10^6 \text{ m}^3$, pluviométrie : 800mm sur 54 km²). Pour la plaine, le coefficient de 0,3 a été choisi d'après les données de la littérature se rapportant au même type de bassin versant.

Les apports parvenant à l'étang par des cours d'eau sont calculés suivant la formule :

$\text{Apports BV} = \text{hauteur de pluie} \times \text{coefficient de ruissellement} \times \text{surface du bassin versant.}$

Les apports provenant des cinq stations de pompage ont pu être déterminés grâce aux mesures de débit mensuel effectuées sur chacune de ces stations par le SRAE de Haute-Corse.

Une comparaison des quantités d'eau pompées à ces stations et de la quantité de pluie tombée sur la surface drainée a été effectuée (figure 3). Elle montre que la quantité d'eau pompée est, en été, supérieure au apports par les pluies, une partie des pompages provient alors directement de la nappe de l'étang. Les analyses réalisées par le SRAE en 1991-92 ont d'ailleurs mis en évidence une légère salinité des apports des stations de pompage, de l'ordre de 2g/l dont il a été tenu compte dans le bilan.

Le BCEOM avait effectué en 1986 une comparaison entre les débits mesurés et les débits réels des stations de pompage mettant en évidence un écart de 10 % entre les pompages mesurés et les débits réels. Un facteur correctif de 0,9 a donc été appliqué aux débits mesurés.

La pluie tombant directement sur le plan d'eau de l'étang de Biguglia ayant une superficie de 1450 ha et la pluviométrie atteignant 800 mm/an, ces apports sont loin d'être négligeables.

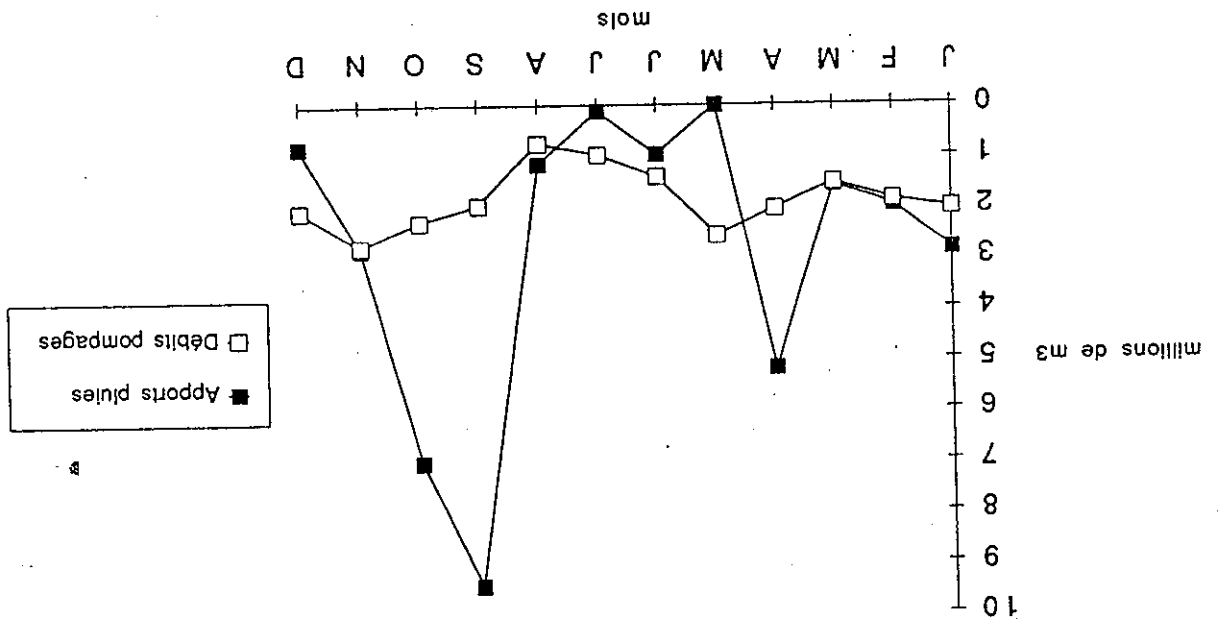


Fig.3: Comparaison entre la quantité d'eau apportée par la pluie sur le bassin versant drainé et le débit des stations de pompage en 1991

Conclusion

La connaissance des quantités de pluie tombées à la station météorologique de Lucciana Poretta ainsi que celle des débits des stations de pompage permettent d'estimer mois par mois les apports d'eau douce.

La quantité d'eau douce apportée du Golo par l'intermédiaire du canal du Fossone reliant l'embouchure du Golo à l'étang reste toutefois inconnue.

b. Les apports d'eau salée

Ces apports proviennent des échanges avec la mer. Ils peuvent s'effectuer par le grau, le canal de Fossone ou par infiltration à travers le lido. Leur importance, inconnue pour l'instant, sera évaluée par différence au terme du bilan.

1.1.2. Les pertes

a. Les pertes d'eau douce

L'évaporation

Elle est calculée à partir des données d'évapotranspiration (ETPC calculée par la formule de Penman) de la station de San Giuliano (données INRA Corse). On applique à ces données un facteur correctif de 0,8 (Milliet, 1986, Yacoubi, 1985 d'après CEMAGREF, 1991) : $ETPC/EP = 0,8$.

Les prélèvements d'eau potable

4,7 millions de m³ d'eau douce sont prélevés annuellement dans le Bevinco pour l'alimentation du district de Bastia. Un volume de 0,39 millions de m³ a donc été ôté aux apports mensuels.

b. Les pertes d'eau saumâtre

Ces pertes, dont l'importance est également inconnue, correspondent aux eaux de l'étang transisant vers la mer par le grau, le canal de Fossone ou au travers du lido.

En conclusion tous les apports et les pertes sont connus à l'exception des volumes d'eau échangés avec la mer par le grau et par le canal de Fossonne.

1.1.3. Le volume de l'étang

Calculé par planimétrie à l'aide de la carte bathymétrique (figure 4), il a été évalué à 10,2 millions de m³. Il est donc inférieur à celui estimé plus grossièrement dans les études précédentes.

1.2. Le modèle

Il est basé sur les hypothèses de départ (forcément réductionniste) suivantes :

- le volume de l'étang de Biguglia est constant au cours de l'année. En effet, le peu de données disponibles sur les variations limnimétriques du plan d'eau montre un marnage peu important ;
- lorsqu'à la fin d'un mois les apports d'eau douce sont excédentaires, on considère qu'il sort de l'étang un volume d'eau saumâtre (dont la salinité est égale en première approximation à celle de l'étang ce mois là), égal à l'excédent d'eau douce ;
- lorsqu'à la fin d'un mois les apports d'eau douce sont déficitaires (évaporation prédominante), on considère qu'il entre dans l'étang un volume d'eau salée (salinité de la mer, 37 g/l) égal au déficit d'eau douce enregistré.

Deux bilans ont été effectués :

- un bilan en quantité d'eau permettant par différence de calculer l'importance des échanges théoriques avec la mer ;

Conclusion

La connaissance des quantités de pluie tombées à la station météorologique de Lucciana Poretta ainsi que celle des débits des stations de pompage permettent d'estimer mois par mois les apports d'eau douce.

La quantité d'eau douce apportée du Golo par l'intermédiaire du canal du Fossone reliant l'embouchure du Golo à l'étang reste toutefois inconnue.

b. Les apports d'eau salée

Ces apports proviennent des échanges avec la mer. Ils peuvent s'effectuer par le grau, le canal de Fossone ou par infiltration à travers le lido. Leur importance, inconnue pour l'instant, sera évaluée par différence au terme du bilan.

1.1.2. Les pertes

a. Les pertes d'eau douce

L'évaporation

Elle est calculée à partir des données d'évapotranspiration (ETPC calculée par la formule de Penman) de la station de San Giuliano (données INRA Corse). On applique à ces données un facteur correctif de 0,8 (Millet, 1986, Yacoubi, 1985 d'après CEMAGREF, 1991) : $ETPC/EP = 0,8$.

Les prélèvements d'eau potable

4,7 millions de m³ d'eau douce sont prélevés annuellement dans le Bevinco pour l'alimentation du district de Bastia. Un volume de 0,39 millions de m³ a donc été ôté aux apports mensuels.

b. Les pertes d'eau saumâtre

Ces pertes, dont l'importance est également inconnue, correspondent aux eaux de l'étang transitant vers la mer par le grau, le canal de Fossone ou au travers du lido.

- un bilan en sel faisant intervenir les variables calculées dans le premier bilan pour évaluer les variations théoriques de la salinité en fonction du temps. En comparant alors cette salinité calculée à la salinité mesurée [données disponibles pour campagnes 1978-1979 (CTGREF), 1980-1981 (CTGREF) et 1991-1992 (SRAE-IARE)], on peut "caler" le modèle en modifiant divers paramètres (coefficient de ruissellement, salinité des eaux...).

1.3. Le bilan hydrique

La schématisation graphique du fonctionnement de l'étang, la liste des variables utilisées et les équations régissant les transferts sont données annexe I.

Différents essais de "calage" ont été tentés afin de faire coïncider les valeurs de salinité calculées par le modèle et celles mesurées sur le terrain. Les meilleurs résultats de calage sont obtenus sous réserve de considérer que :

- 1 les apports d'eau douce sont inférieurs à ceux que nous avons calculés ;
- 2 la salinité de l'eau sortant de l'étang vers la mer présente une salinité inférieure (de l'ordre de 4 g/l) à la salinité moyenne de l'étang ;
- 3 un apport dessalé (de l'ordre de 5 g/l) est effectif en période de déficit hydrique.

Ces considérations modifient légèrement les hypothèses de départ, elles peuvent s'expliquer de la manière suivante :

- 1 le coefficient de ruissellement global sur l'ensemble du B.V doit être compris entre 0,42 (données de départ) et 0,2 (résultat minimum trouvé par modélisation) ;

- 2 la faible salinité (moyenne étangs - 4 g/l) de l'eau sortant de la lagune pourrait provenir des sorties d'eau s'effectuant préférentiellement au niveau du canal de Fossonne en provenance du bassin sud dessalé par rapport au reste de l'étang. Compte tenu de la faible salinité de l'étang (entre 10 et 15 g/l selon les années) un tel écart traduit l'importance de cet axe d'échange par rapport à celui du

gran ;

PERTES	
Pertes par évaporation	V = 16,5 millions de m ³
Pertes permanentes d'eau de l'étang par le grau, le Fosson, ou les sables du lido :	V=58 à 91 millions de m ³

— Ces résultats sont résumés à la figure 5. —

On constate la prédominance des apports d'eau douce sur l'étang qui peuvent représenter chaque année de 6 à 9 fois le volume de l'étang.

Le renouvellement des eaux de l'étang apparaît extrêmement important puisqu'il s'effectue tous les 1 à 2 mois.

Situés dans l'ordre de grandeur des évaluations précédentes (Vaulot et Frisoni, 1986 ; AGENC, 1989), ils permettent de préciser le rôle fondamental du canal de Fosson. Ce canal fournit en effet 5 à 8 % des apports du bassin versant et pourrait avoir un rôle relativement plus important en ce qui concerne les échanges avec la mer.

3 l'apport d'eau dessalé (5 g/l) pourrait être dû à des entrées d'eau saumâtre en provenance de l'embouchure du Golo via le canal de Fossonne. Sur l'année 91-92, cet apport est évalué à $4,5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ qui pourrait provenir d'un mélange entre $0,6 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ d'eau de mer (37 g/l) et $3,9 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ d'eau douce du Golo.

A partir du modèle calé sur les données de la période mai 91 à avril 92, le bilan hydrique de l'étang peut être établi comme suit :

APPORTS	
Apport des eaux superficielles du bassin versant (hors zones drainées, coefficient de ruissellement compris entre 0,42 et 0,2, pluviométrie = 986 mm)	$V=27,6$ à 58 millions de m^3
Il faut soustraire à ces apports les $4,7$ millions de m^3 prélevés annuellement sur le Bevinco pour l'alimentation en eau du district de Bastia.	
Apport des eaux de drainage (station de pompage) :	$V = 21,3$ millions de m^3
Apport d'eau douce en provenance du Golo :	$V = 3,9$ millions de m^3
Apport de la pluie tombant directement sur l'étang :	$V = 14,3$ millions de m^3
Apport d'eau de mer par le grau, le Fossonne, ou les sables du lido :	$V=10,8$ à $15,4$ millions de m^3

2. Variables physico-chimiques

Les résultats seront présentés en fonction des trois grands compartiments étudiés : les apports (concernant les analyses de l'eau des stations de pompage), l'eau (prélevée dans l'étang même) et le sédiment (du fond de l'étang). Cette présentation retrace le trajet potentiel d'un polluant exogène.

2.1. Les apports du bassin versant

2.1.1. La salinité

Les résultats sont présentés tableau 1 et figure 6. La salinité moyenne des apports sur l'ensemble de la période étudiée est de 2,2 g/l avec un maximum de 6,7 g/l. Cette salinité permanente des eaux pompées confirme qu'une partie de ces eaux provient directement de la nappe salée de la lagune.

Variations suivant les stations

Globalement, on constate du nord au sud, une diminution de la salinité. En fait, cette diminution n'est que le reflet de celle de l'étang, les eaux pompées dans la nappe étant de moins en moins salées du nord au sud.

Evolution dans le temps

La salinité augmentée en été et diminue en hiver. Encore une fois, ce cycle est en fait lié à celui de la lagune (pompage dans la nappe).

2.1.2. L'azote total

Les résultats sont présentés tableau 2 et figure 7. La concentration moyenne des apports en azote total sur l'ensemble de la période étudiée est de 1,27 mg/l.

Variations suivant les stations

La station du Fort (A1) se distingue par des concentrations importantes en azote total (3,76 mg/l en moyenne). Cette station reçoit en effet des effluents de station d'épuration (Biguglia) et du réseau d'assainissement de Furiani-Bastia Sud en cas de panne des stations de refoulement.

BILAN DES ECHANGES HYDRIQUES ESTIMES DANS L'ETANG DE BIGUGLIA

(en millions de m³ d'eau)

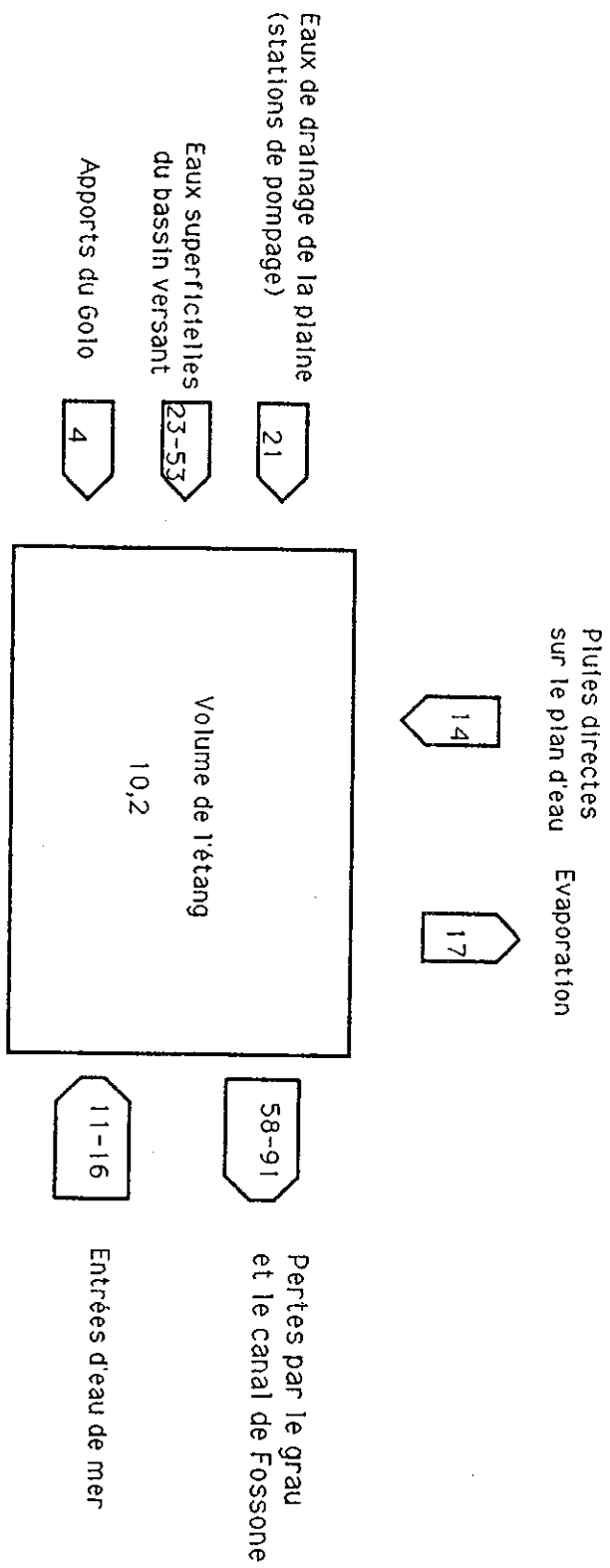


Fig. 5

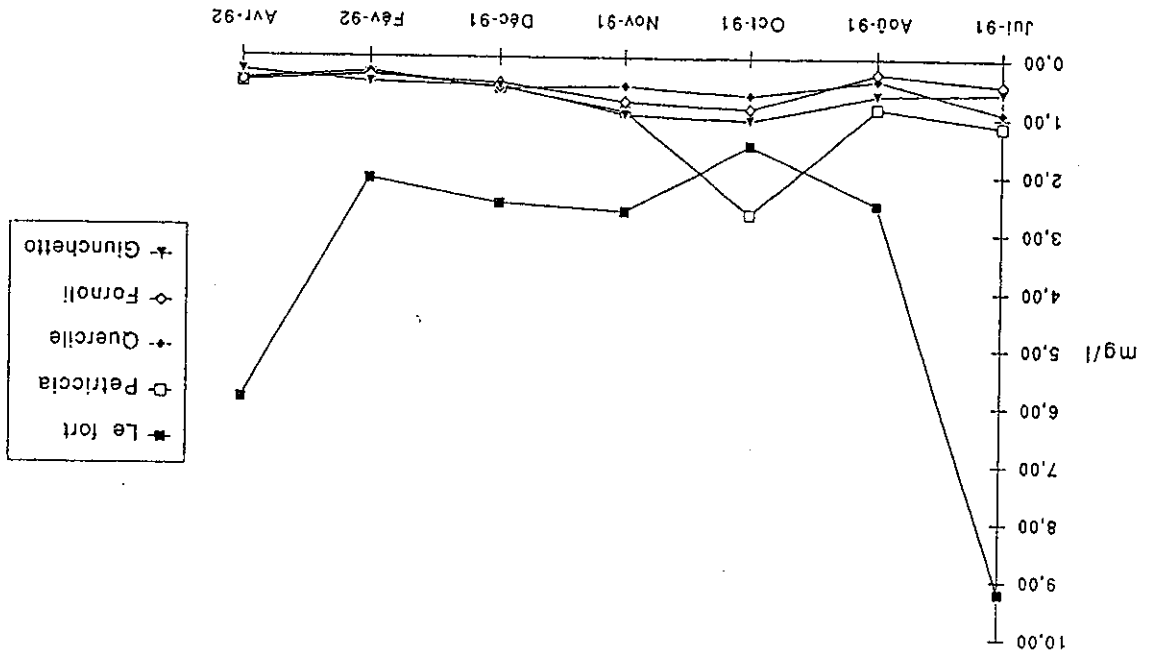


Fig. 7 : Azote total apports

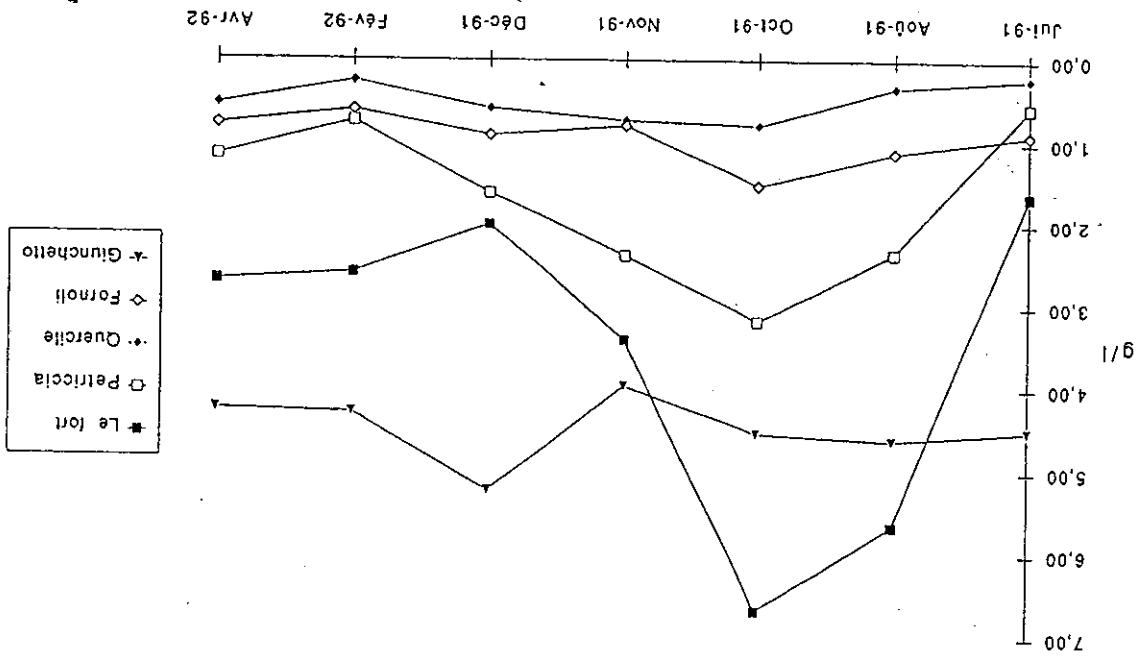


Fig. 6 : Salinité apports

Ces taux importants en azote total témoignent de la présence en abondance de matières organiques. Les autres stations de pompage (A2 à A5) présentent des taux plus faibles en azote.

Evolution dans le temps

Bien qu'il faille utiliser ces résultats avec prudence, en regard à la ponctualité des mesures effectuées sur des apports aussi fluctuants, les concentrations varient assez peu pour les quatre stations du sud. On note toutefois l'augmentation des apports en septembre et octobre probablement due aux fortes pluviométries enregistrées ces mois-là.

Pour sa part, la station du Fort (A1) présente des fluctuations extrêmement importantes (coefficient de variation de 74%), avec une chute des concentrations en été et à l'automne et des valeurs élevées au printemps.

Ces fluctuations importantes sont pour une part le reflet du dysfonctionnement périodique du réseau d'assainissement de Bastia Sud qui provoque le déversement d'effluents urbains non traités à la station du Fort. L'augmentation de la population en été contribue à la surcharge des stations de dépuraton et par contre coup à l'élévation des teneurs en azote dans les eaux de rejets.

2.1.3. L'ammonium

Les résultats sont présentés tableau 3 et figure 8. La concentration moyenne des apports sur l'ensemble de la période étudiée est de 0,8 mg/l. Forme réduite de l'azote (NH_4^+), cet élément provient en grande partie de la dégradation de la matière organique.

Variations suivant les stations

Ici encore, la station du Fort (A1) présente des concentrations très élevées (3,47 mg/l de moyenne; maximum: 8,7 mg/l). Les fortes concentrations en ammonium sont imputables à la présence d'effluents domestiques. Les quatre stations du sud (A2 à A5) présentent pour leur part des teneurs assez faibles (de 0,11 mg/l à 0,15 mg/l de moyenne).

Evolution dans le temps

Les variations des teneurs en ammonium sont assez importantes au cours de l'année (coefficient de variation de 75 % à 146 %).

Pour les quatre stations du sud (A2 à A5), on constate une augmentation des teneurs à l'automne (période de fumure des vignes, précipitations importantes ?). Par contre, pour la station du Fort (A1), on retrouve une évolution similaire à celle constatée pour l'azote et ayant vraisemblablement la même origine.

Comparaison avec la situation antérieure

Des mesures effectuées en août et novembre 1978 (Etude SOMIVAC-CTGRBF, 1979) sur trois stations de pompage (Le Fort, Giunchetto, Querciole), donnaient une valeur moyenne de 0,01 mg/l et une valeur maximale de 0,047 mg/l. Le faible nombre de prélèvements effectués en 1978 ne permet d'effectuer que des hypothèses sur l'évolution des concentrations, cependant il apparaît clairement que les teneurs en ammonium des apports du bassin versant ont considérablement augmenté et que cette différence paraît presque uniquement liée à celle des rejets de la station du Fort.

2.1.4. Les nitrates

Les résultats sont présentés tableau 4 et figure 9. La concentration moyenne des apports sur l'ensemble de la période étudiée est de 0,08 mg/l. Les forts taux de la station du Fort (A1) s'expliquent par les rejets de la station d'épuration, ceux de Giunchetto (A5) peuvent s'expliquer en partie par les eaux de percolation et de lessivage en provenance de la décharge de Lucciana. Toutefois, l'interprétation des teneurs en nitrates doit rester très prudente, les nitrates constituant surtout une forme de transition entre l'ammonium et les nitrates dont la concentration varie en fonction du potentiel d'oxydo-réduction et des phénomènes de nitrification et dénitrification.

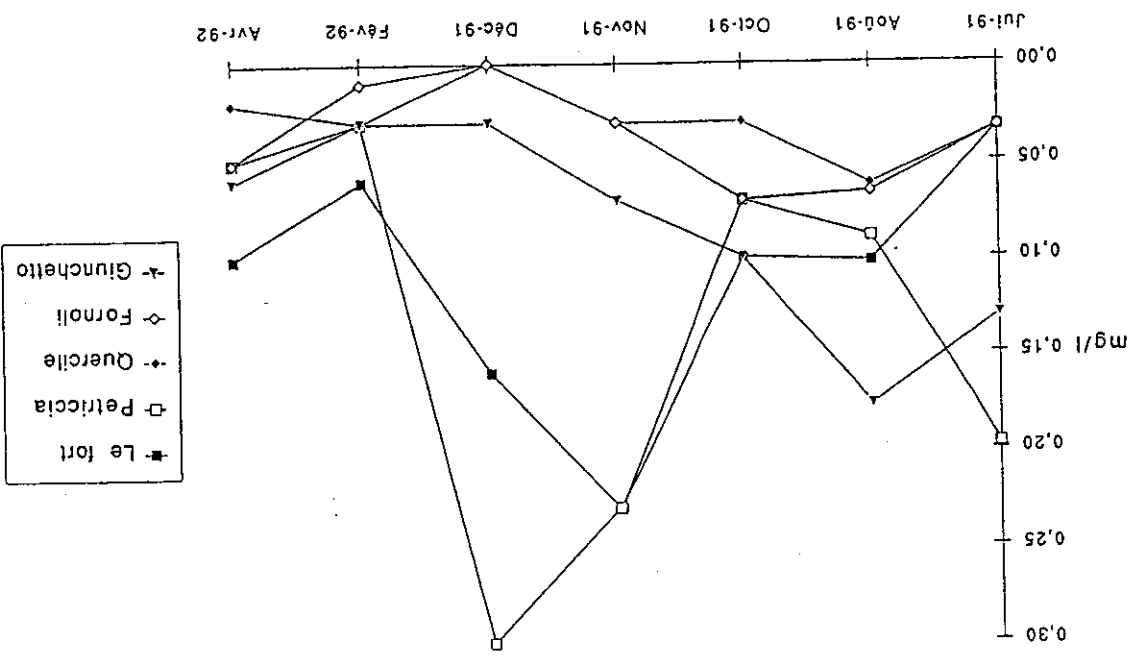


Fig.9 : Nitrites apports

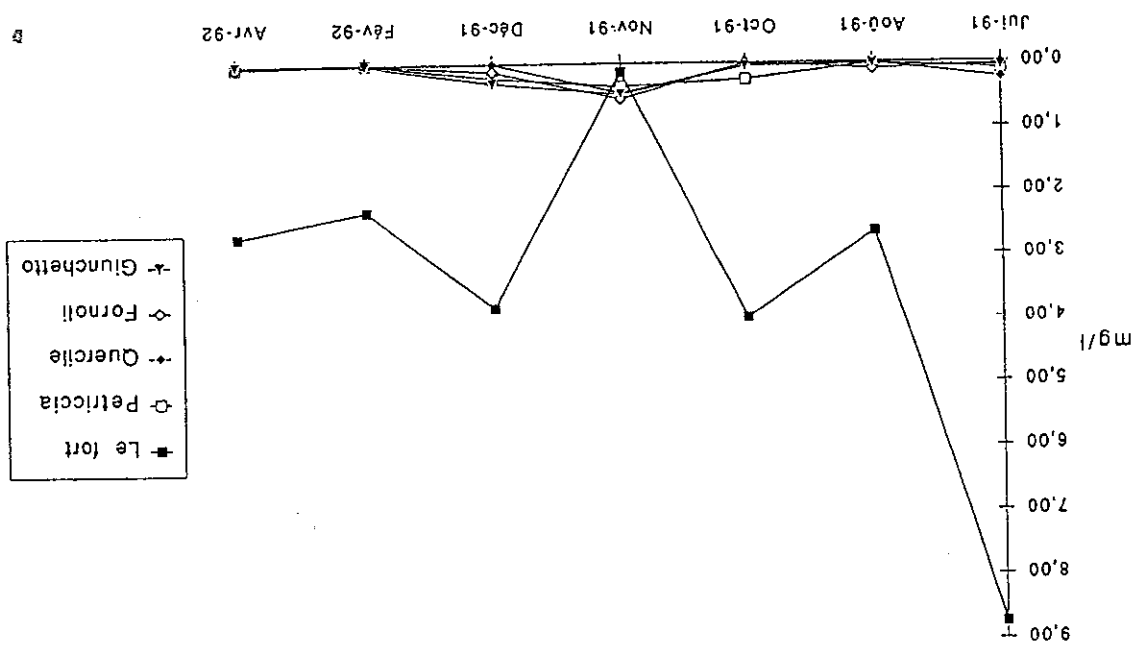


Fig.8 : Ammonium apports

Variations suivant les stations

On distingue les stations de Quercile (A3) et de Fornoli (A4) présentant des valeurs faibles (de 0,029 à 0,037 mg/l de moyenne) des autres stations présentant des valeurs plus élevées (de 0,085 à 0,138 mg/l de moyenne).

Evolution dans le temps

L'augmentation des nitrates en été semble suivre celle de la lagune et résulte probablement du phénomène de nitrification (cf chapitre eau de l'étang). Elle pourrait même être due à la simple infiltration des nitrates de l'étang jusqu'à la nappe.

Comparaison avec la situation antérieure

Des mesures effectuées en août et novembre 1978 (Etude SOMIVAC-CTGRFF, 1979) sur trois stations de pompage (Le Fort, Giunchetto, Quercilo), donnaient une valeur moyenne de 0,027 mg/l de NO_2^- et une valeur maximale de 0,062 mg/l. Ici encore, les teneurs sont beaucoup plus élevées en 1991-92.

2.1.5. Les nitrates

Les résultats sont présentés tableau 5 et figure 10. La concentration moyenne des apports sur la période étudiée est relativement élevée : 6,29 mg/l. Forme oxydée de l'azote, cet élément peut provenir du lessivage des terres agricoles.

Variations suivant les stations

Les stations de Quercile (A3) et de Fornoli (A4), situées à l'aval d'une zone agricole, et dans une moindre mesure celles de Petriccia (A2) et de Giunchetto (A5), présentent les taux les plus élevés (8,16 mg/l et 9,86 mg/l de moyenne), témoignant sans doute d'une origine agricole de cet élément. La station du Fort (A1) rejetant essentiellement des effluents d'origine urbaine présente par contre les taux les plus faibles (2,18 mg/l en moyenne).

Les deux stations présentant les taux les plus faibles sont les stations sous influence essentiellement agricole de Quercile (A3) et de Fornoli (A4).

Variations entre les stations

Les résultats sont présentés tableau 6 et figure 11. Les phosphates présentent sur l'ensemble de la période étudiée une concentration moyenne de 0,92 mg/l. Entrant dans la composition des lessives, présent dans la matière organique et dans les produits d'amendement agricole, cet élément a plusieurs origines dont la principale est sans doute celle des effluents domestiques.

2.1.6. Les orthophosphates

Les teneurs en nitrates plus directement liées aux amendements agricoles ne semblent pas suivre le même schéma.

Des mesures effectuées en août et novembre 1978 (Etude SOMIVAC-CTGREF, 1979) sur trois stations de pompage (Le Fort, Giunchetto, Quercilo), donnaient une valeur moyenne de 43,3 mg/l de NO_3^- et une valeur maximale de 84,6 mg/l. Les chiffres relevés au cours de cette campagne n'atteignent pas ces valeurs. Il semble donc que l'augmentation des teneurs en azote dans les apports du bassin versant concerne essentiellement les formes les moins oxydées (NH_4^+ , NO_2^-) les plus directement liées à la dégradation de la matière organique (ammonium et nitrites) en grande partie fournie par les effluents domestiques.

Comparaison avec la situation antérieure

Les concentrations présentent des taux élevés de l'automne au printemps dus au lessivage des sols par les eaux de pluie. Les concentrations plus faibles obtenues en été, pourraient être dues au fait qu'à cette période, les eaux pompées proviennent essentiellement de la nappe de l'étang moins riche en nitrates (teneur moyenne : 1,03 mg/l, cf chapitre l'eau).

Evolution dans le temps

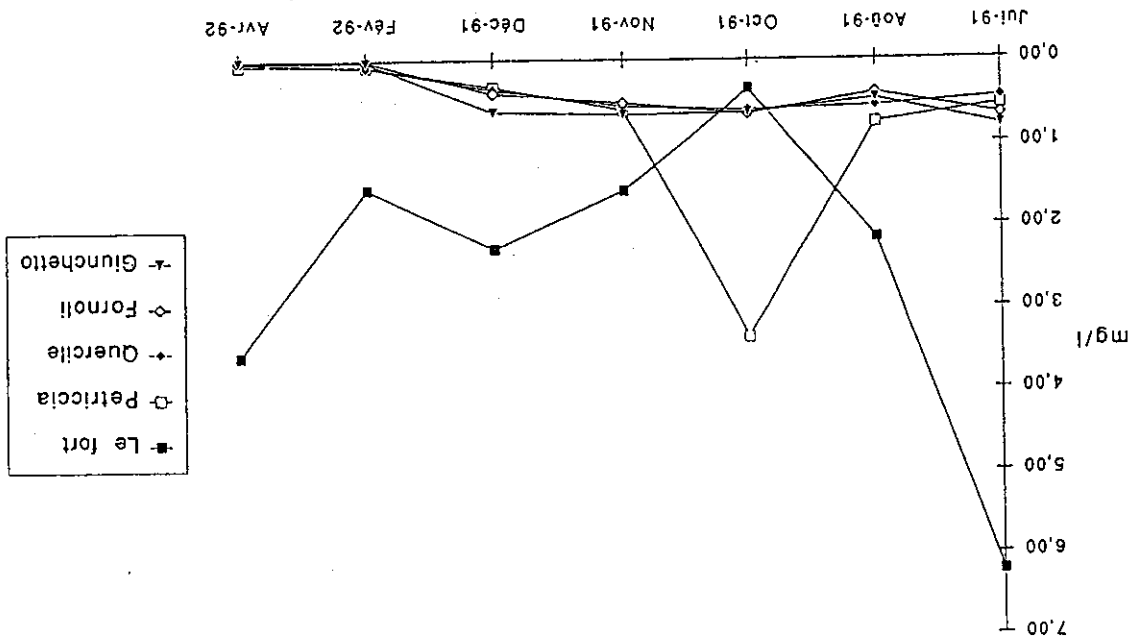


Fig.11 : Orthophosphates apports

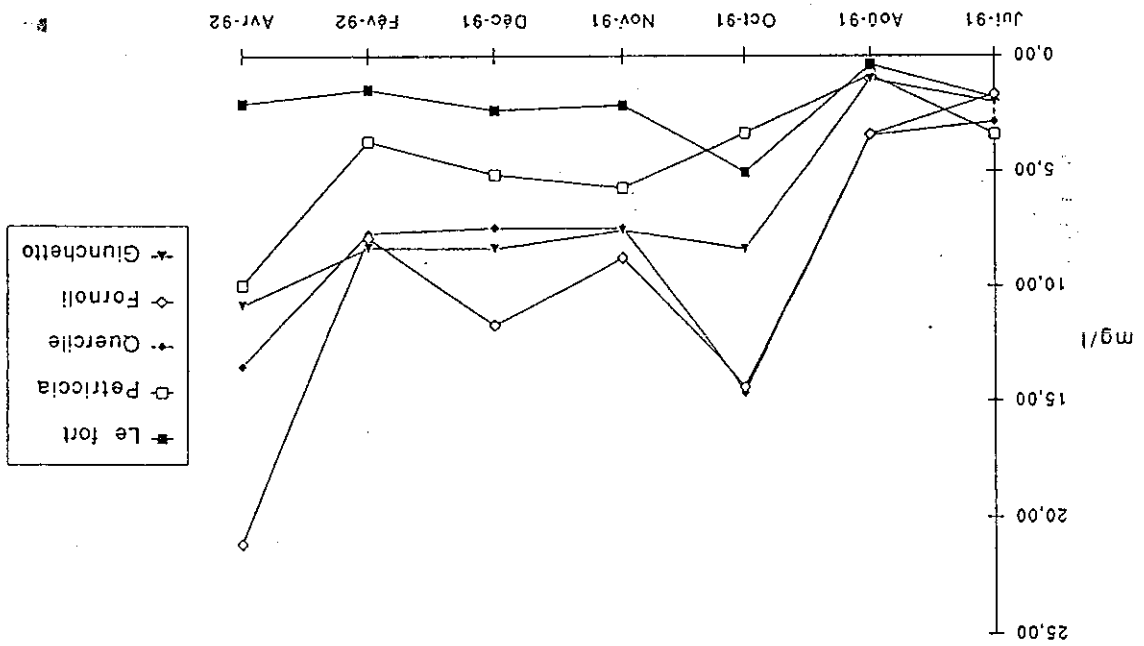


Fig.10 : Nitrates apports

La station du Fort (A1) présente les taux les plus élevés (2,24 mg/l de moyenne) dus encore une fois à la prépondérance des apports domestiques. Les taux moyennement élevés présents à la station de Petriccia (A2) peuvent provenir de rejets urbains ou industriels mais également des élevages bovins pratiqués dans cette zone.

Evolution dans le temps

A la station du Fort (A1), les concentrations suivent le même cycle que celui déjà décrit pour l'ammonium et l'azote total, cycle lié sans doute au dysfonctionnement du réseau d'assainissement de Bastia-Furiani. Les autres stations connaissent une diminution des teneurs à partir du mois de janvier. On constate un pic important en octobre à la station de Petriccia (A2) pouvant être lié soit à un déversement accidentel, soit aux fortes pluies enregistrées ce mois là.

Comparaison avec la situation antérieure

Des mesures effectuées en août et novembre 1978 (Etude SOMIVAC-CTGRFF, 1979) sur trois stations de pompage (Le Fort, Giunchetto, Quercio), donnaient une valeur moyenne de 0,08 mg/l de PO_4^{3-} et une valeur maximale de 0,21 mg/l. Les teneurs en phosphates sont donc beaucoup plus élevées en 1991-92. Elles témoignent comme pour l'azote total et l'ammonium d'une augmentation des rejets domestiques.

2.1.7. Le phosphore total

Les résultats sont présentés tableau 7 et figure 12. La moyenne sur la période étudiée est de 1,09 mg/l.

Variations suivant les stations

On retrouve encore une fois les valeurs les plus fortes à la station du Fort (A1) et les plus faibles aux stations de Quercio (A3) et de Fornoli (A4).

Evolution dans le temps

Elle est globalement similaire à celle des orthophosphates, excepté que l'on n'observe pas de remontée des concentrations au printemps à la station du Fort (A1).

2.1.8. Les détergents anioniques

Les résultats sont présentés tableau 8 et figure 13. La présence de détergents anioniques dans l'étang est liée à l'urbanisation du bassin versant, mais elle peut également résulter d'activités industrielles et agricoles (lavage des cuves de vinification par exemple).

La concentration moyenne sur l'ensemble de la période étudiée est de 145 µg/l.

La majorité des détergents apportés transitent par la station du Fort (A1) qui présente une moyenne extrêmement élevée (280 µg/l). Cette valeur est due à deux pics très importants en juin-août 1991 et avril 1992, pouvant s'expliquer par une surcharge de la station de Biguglia, un dysfonctionnement du réseau d'assainissement de Bastia Furiati, voire des déversements ponctuels d'industries. La station de Giunchetto (A2) semble subir légèrement l'influence de rejets industriels ou de la décharge de Lucciana, sa moyenne annuelle s'établissant à 144,83 µg/l.

Comparaison avec la situation antérieure

Des mesures effectuées en août et novembre 1978 (Etude SOMIVAC-CTREF, 1979) sur trois stations de pompage (Le Fort, Giunchetto, Querciole), donnaient une valeur moyenne de 92 µg/l de détergents (maximum : 195 µg/l). Les valeurs de 1991-92 paraissent donc légèrement plus élevées.

2.1.9. Le cuivre

Les résultats sont présentés tableau 9 et figure 14. Présent dans de nombreux produits de traitement des végétaux (fongicides...) et en particulier de la vigne (sulfatage), le cuivre est susceptible d'être entraîné par lessivage.

La concentration moyenne sur l'ensemble de la période étudiée est de 14,7 µg/l dans les eaux des stations de pompage.

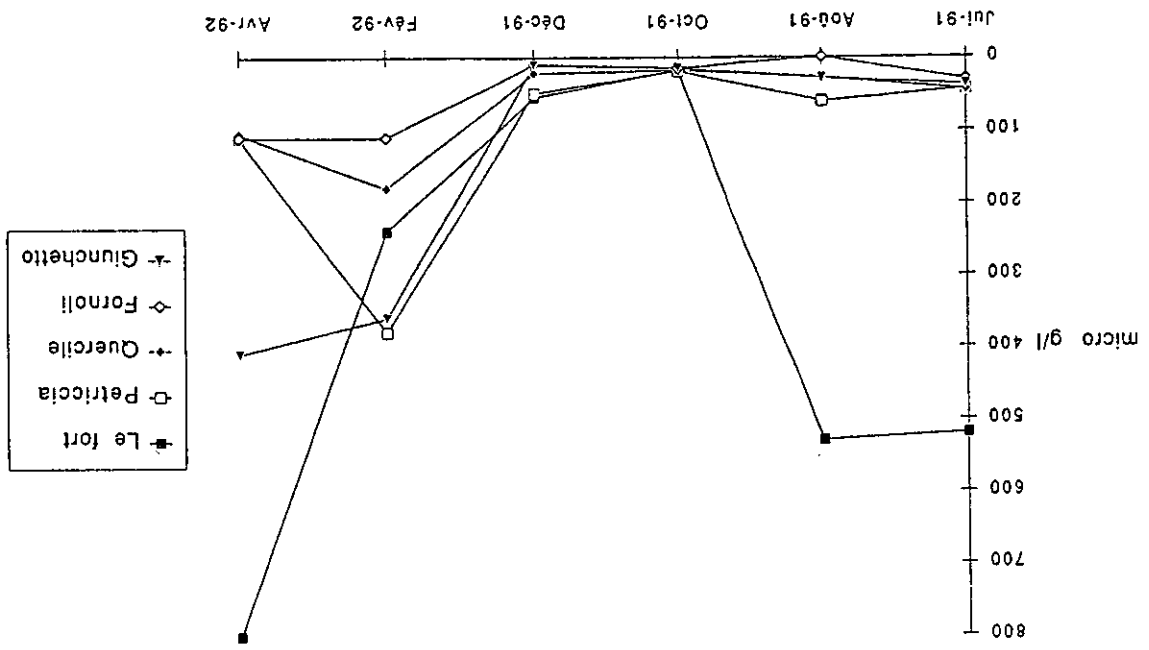


Fig.13 Detergents antioniques apports

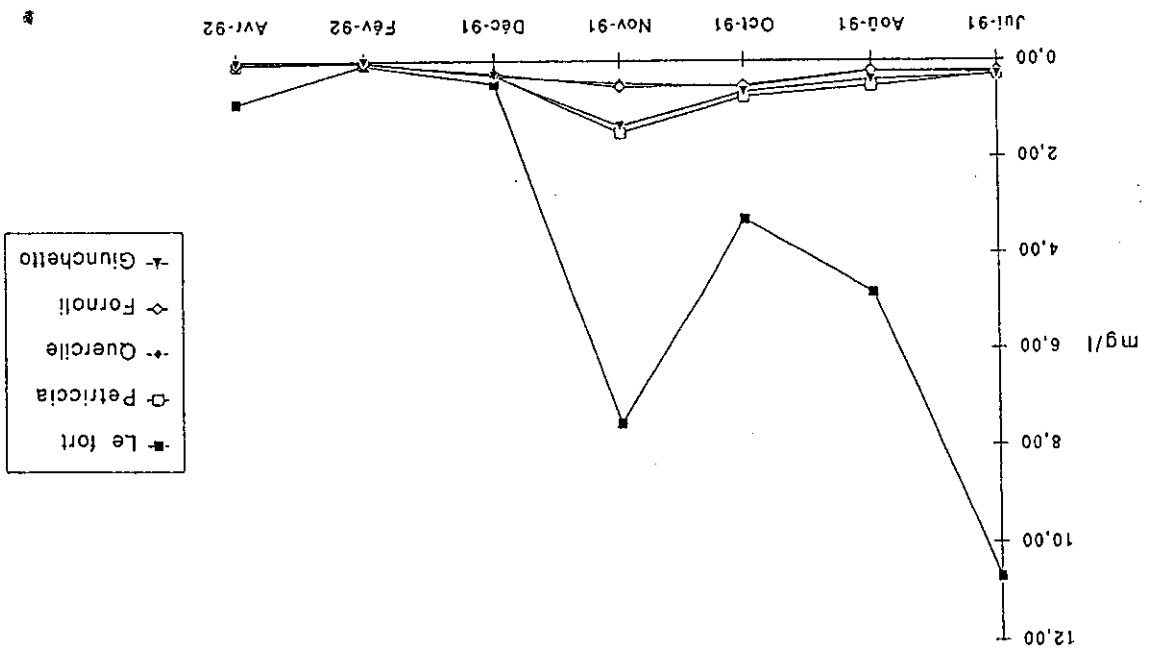


Fig.12 : Phosphore total apports

Evolution dans le temps
 On note en particulier des valeurs assez irrégulières, présentant un pic, au mois de février aux stations du Fort (A1) et de Giunchetto (A5). Cette variabilité tendrait à montrer le caractère plus accidentel que chronique de cette contamination.

Variations entre les stations
 La station du Fort (A1) est nettement plus contaminée que les autres (1,13 µg/l en moyenne). La présence de la zone industrielle de Bastia dans le bassin versant de cette station explique cette importance des teneurs en cadmium. La station de Giunchetto (A5) présente des teneurs assez élevées également qui pourraient s'expliquer par des infiltrations et des ruissellements en provenance de la décharge de Luciana.

Variations entre les stations
 La concentration moyenne sur l'ensemble de la période étudiée est de 0,47 µg/l.
 Les résultats sont présentés tableau 10 et figure 15. La présence de cadmium est liée à certaines activités industrielles mais également à celle des hydrocarbures et des huiles de moteur. Le lessivage des voies de communication et le rejet d'huiles de vidange en provenance des garages de la zone industrielle peuvent favoriser la présence de cet élément dans les eaux de ruissellement.

2.1.10. Le cadmium

Evolution dans le temps
 Les taux élevés rencontrés en période de démarrage de la végétation (printemps) tendraient à confirmer l'origine agricole de ce produit.

Variations entre les stations
 La station de Quercile (A3) apparaît la plus chargée (31,4 µg/l) mais la station du Fort (A1) présente des taux assez élevés également (19,6 µg/l). Ces deux stations seraient donc a priori les plus influencées par les pollutions dues au cuivre.

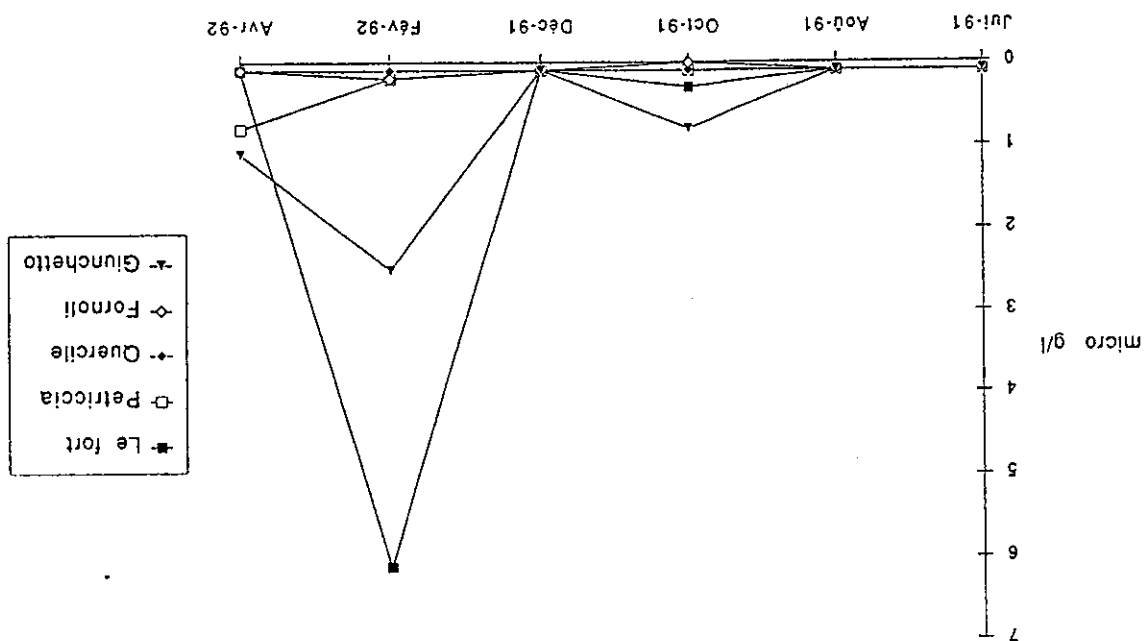


Fig.15 : Cadmium apports

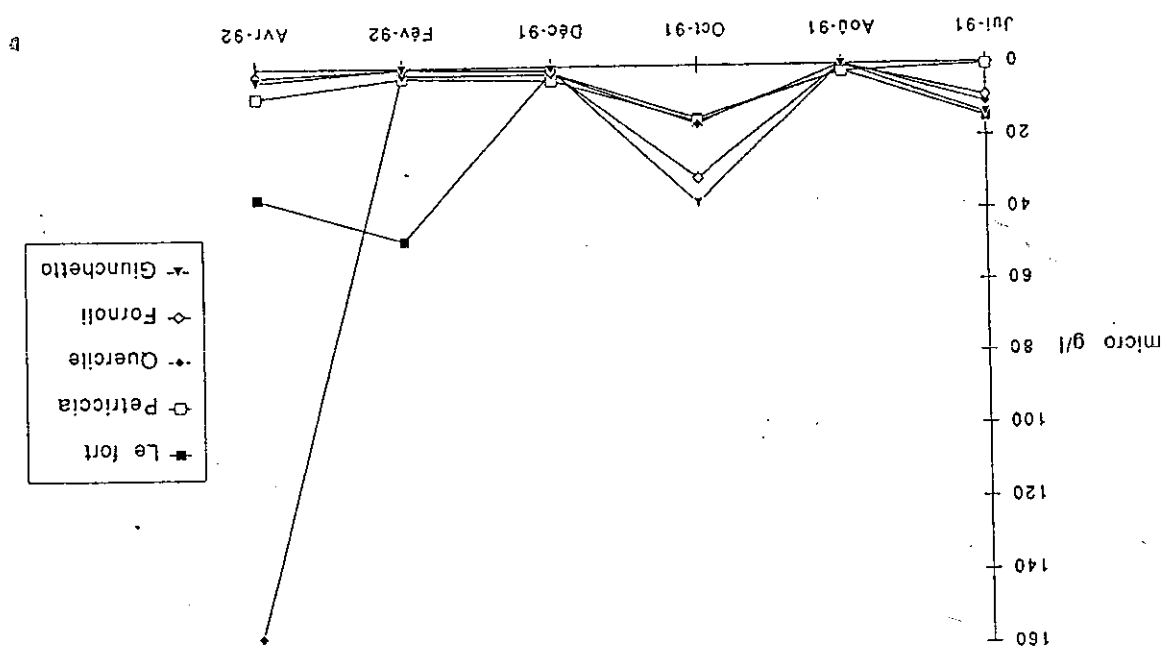


Fig.14 : Cuivre apports

Cette augmentation du risque de pollution semble plus liée aux rejets domestiques qu'aux activités agricoles.

Par rapport à la situation observée en 1980-81, on observe une augmentation très importante des teneurs en éléments fertilisants (azote, phosphore) susceptibles de participer à l'eutrophisation de la lagune.

Les rejets de la station du Fort apparaissent de loin comme les plus polluantes tant au niveau de l'azote (hormis les nitrates) et du phosphore que du cadmium et des détergents anioniques. Les effluents de la station d'épuration de Biguglia et les eaux usées du réseau d'assainissement de Bastia-Furiani soumis à de fréquents dysfonctionnements en sont certainement la cause majeure.

Les apports situés au Nord (station du Fort et dans un degré moindre station de Petriccia) montrent une contamination importante par des effluents urbains et industriels (teneurs en ammonium, azote total et phosphates très élevées). Les apports du Sud (Quercile, Fornoli, Giunchetto) sont caractérisés par une charge azotée d'origine agricole (nitrates et cuivre).

2.1.12. Conclusion

Sur les 30 échantillons provenant de 6 campagnes de mesures, ont été décelés de façon systématique des phthalates et des hydrocarbures de types alyphatiques à des doses inférieures à 10 nanogrammes par litres représentant des teneurs relativement faibles. Ponctuellement, au printemps s'y rajoute la présence, toujours à des doses inférieures à 10 nano/l, d'un fongicide (Promidone) utilisé dans le traitement de la vigne et d'un herbicide (Terbitryne).

2.1.11. Les pesticides

On ne constate pas de différence importante dans les apports par rapport aux données de 1978-79 (SOMIVAC-CTGRFF, 1979) (0,32 µg/l de moyenne).
Comparaison avec la situation antérieure

Les rejets des stations de pompage qui représentent plus du quart des apports du bassin versant témoignent du degré de contamination des eaux superficielles et des risques de pollution de la lagune de Biguglia.

2.2. Les eaux de l'étang

2.2.1. La salinité

Les résultats sont présentés tableau 11 et figure 16. La salinité moyenne de l'étang sur l'ensemble de la période étudiée est de 10,9 g/l. L'étang de Biguglia apparaît donc comme une lagune très dessalée, situation qui confirme les descriptions précédentes.

Evolution dans l'espace Moyenne 2010 \Rightarrow 7,46 g/l $\sqrt{\text{du } x \text{ de salinité}}$

On constate du nord au sud un gradient de salinité, de 14,1 g/l à la station E1 à 9,2 g/l à la station E4. Ceci permet d'individualiser, comme dans les études précédentes, deux bassins hydrologiques.

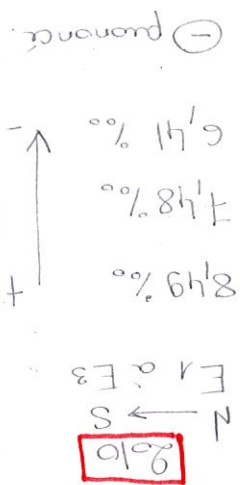
Evolution dans le temps

Le cycle de la salinité suit une évolution due aux variations des précipitations et de l'évaporation : les valeurs augmentent en été et diminuent en hiver.

Le bassin nord (station E1) soumis aux influences opposées du Bevinco et de la mer par l'intermédiaire du grau, subit les variations les plus importantes (minimum 6 g/l, maximum 29 g/l). Cette constatation, confortée par la présence d'une couche profonde plus salée dans cette zone, nous amène à tempérer les conclusions du chapitre sur le bilan hydrologique. Si le canal du Fossonne favorise les échanges avec la mer (apport d'eau saumâtre en provenance du Golo, vidange d'eau lagunaire...), le grau lorsqu'il est ouvert, conserve son rôle prépondérant de source d'eau marine.

Comparaison avec la situation antérieure

Des comparaisons ont pu être établies avec des situations observées précédemment (Données archives SRAE, 1930; Etudes SOMIVAC, CTGREF, 1978-1981).



idem 0,52 g/l
idem 14,38 g/l



Les résultats sont présentés tableau 12 et figure 17. La concentration moyenne des eaux en azote total est de 1,16 mg/l sur l'ensemble de la période étudiée.

2.2.2. L'azote total

Une augmentation de la salinité est probable en période de sécheresse. Il est cependant évident que l'absence ou la difficulté d'entretien du grand barrage des eaux de drainage ailleurs, l'automatisation du pompage des eaux de drainage a sans doute favorisé l'apport d'eau douce à l'étang.

Bien que le schéma général soit conservé (gradient nord-sud, forte amplitude au nord, eaux dessalées au sud...), on constate une légère dessalure de l'étang, phénomène déjà mis en évidence par de Casabianca (1972), dû à l'importance des apports d'eau douce et à la faiblesse de la communication avec la mer. Il est à noter toutefois que ces observations enregistrèrent également l'impact de variations du climat. En effet les précipitations ont été plus importantes en 1991-92 (986 mm en 11 mois) qu'en 1980-81 (875 mm en 12 mois), les situations décrites par de Casabianca dans les années 60 et 70, proches de celles de 1930 (cf. ci-dessus) correspondent à des années de faible pluviométrie (> 700 mm par an).

à compléter pour analyse voir ci-dessus.

Salinité en g/l	Bassin nord	Bassin sud
année 1930	20,6 (10-40)	10 (5-20)
78-79	17,6 (5-35)	11,8 (5-16)
80-81	16,4 (3,5-23)	11,3 (7-15)
91-92	12,4 (5-30)	9,4 (5-12)

Le tableau suivant synthétise les données moyennes disponibles sur ce paramètre (les amplitudes sont signalées entre parenthèses).

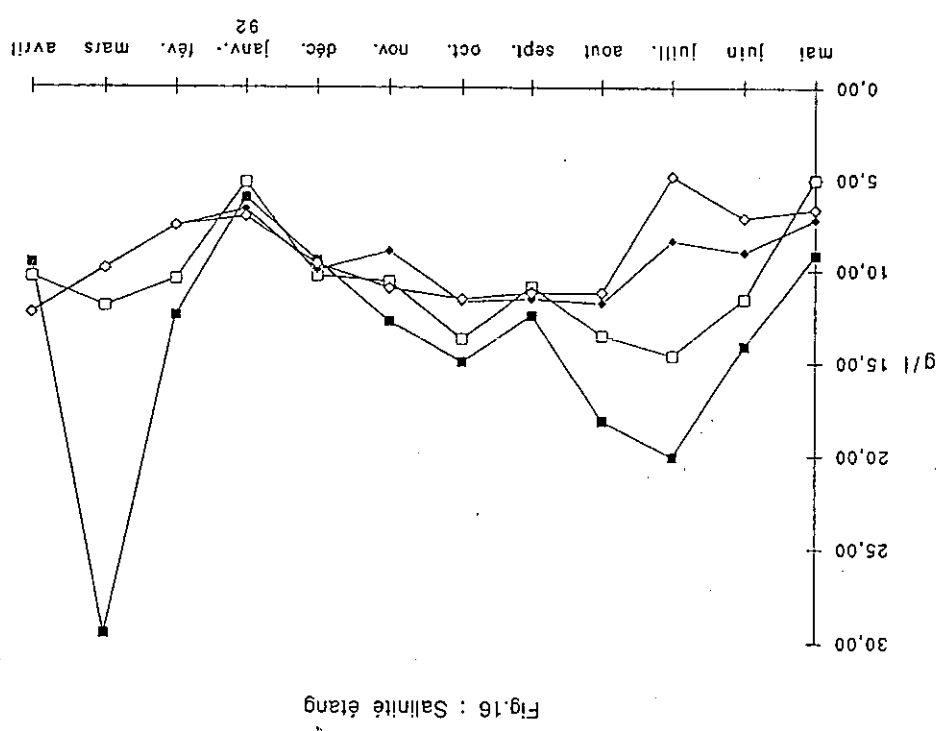


Fig.16 : Salinité étang

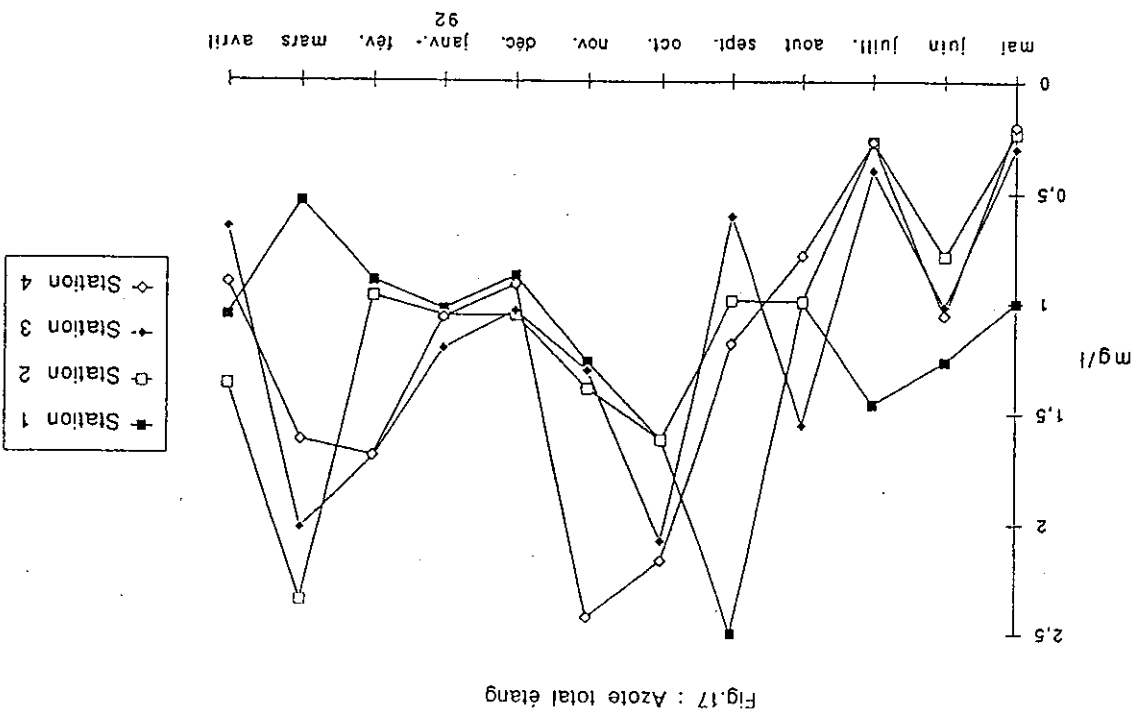


Fig.17 : Azote total étang

Evolution dans l'espace

Les 4 stations présentent des concentrations assez proches, la moyenne annuelle variant de 1,09 mg/l à la station 2 à 1,21 mg/l à la station E4.

Evolution dans le temps

Les variations au cours de l'année sont assez importantes (coefficient de variation maximum de 49 % à la station E4), mais très inférieure à celles observées lorsque l'on sépare les différentes formes d'azote (cf ci-dessous). En particulier, on constate que les teneurs en nitrates restent supérieures pendant la plus grande partie de l'année à 0,5 mg/l.

On enregistre deux pics à l'automne et au printemps.

Comparaison avec la situation antérieure

Si l'on compare ces résultats à ceux de l'étude SOMIVAC-CTGREF (1981), on constate que les valeurs moyennes ont été multipliées par trois (0,38 mg/l en 1980-1981 ; 1,17 mg/l en 1991-1992).

Les valeurs maximales observées (1980-81 : 0,66 mg/l, 1991-92 : 2,43 mg/l) montrent également, avec toute la prudence qu'il convient d'accorder à de telles comparaisons, que l'évolution de l'azote dans les eaux de l'étang reflète celle des apports du bassin versant.

2.2.3. L'ammonium

Les résultats sont présentés tableau 13 et figure 18. La concentration moyenne sur l'étang durant la période étudiée est de 0,4 mg/l. Ce chiffre apparaît extrêmement élevé.

A titre de comparaison, la teneur maximale en ammonium mesurée sur l'étang de Thau (Hérault) durant le programme plurianuel Ecothau a été de 0,26 mg/l. Elle est de 2,18 mg/l sur l'étang de Biguglia. *Value max => 3,8 ou mois d'Avril 2010*

Evolution dans l'espace

Globalement, on observe une augmentation de la teneur moyenne en ammonium du nord vers le sud, celle-ci passant de 0,27 mg/l à la station 1 à 0,51 mg/l à la station 4.

4,01 mg/l

2x D NH4 + élevée
par rapport aux
autres étangs.

écart-type
 ↓
 q
 |
 p
 ↓
 moyenne

Coefficient =

Evolution dans le temps

Les variations de la teneur en ammonium au cours de l'année sont très importantes, le coefficient de variation atteignant 160 % à la station E1.

Deux périodes se distinguent très aisément :

- de janvier à août, les taux sont très faibles ;
- d'août à janvier les teneurs sont extrêmement importantes.

Ce cycle doit être mis en parallèle avec celui des algues et des herbiers, qui, commençant à se développer dès janvier utilisent l'ammonium présent dans l'eau pour se développer. Les teneurs chutent donc brutalement en janvier pour rester faibles jusqu'à la fin de l'été. En août, après le déclenchement d'une crise dystrophique et la mort des organismes aquatiques, végétaux et animaux, une énorme quantité d' NH_4^+ est libérée dans les eaux de l'étang.

Comparaison avec la situation antérieure

Comparées à celles des études SOMIVAC, CTGRFF (1979 et 81), les concentrations traduisent une nette augmentation (facteur 40) de la teneur moyenne en NH_4^+ (0,01 mg/l en 1980-1981 ; 0,015 mg/l en 1978-1979) et des valeurs maximales (0,046 mg/l en 1980-1981 et 0,09 mg/l en 1978-1979) :

→ visible
 ou cours des années car en 2010 ⇒ 1,01 mg/l

2.2.4. Les nitrates

Les résultats sont présentés tableau 14 et figure 19. La concentration moyenne de l'étang sur l'ensemble de la période étudiée est de 0,18 mg/l. Cette valeur, très élevée, témoigne tout à la fois des mauvaises conditions d'oxygénation des eaux et de la charge azotée du milieu.

Evolution dans l'espace

Les concentrations sont assez homogènes sur l'ensemble des stations. La station E2 présente toutefois des valeurs maximales sensiblement plus élevées (0,92 mg/l).

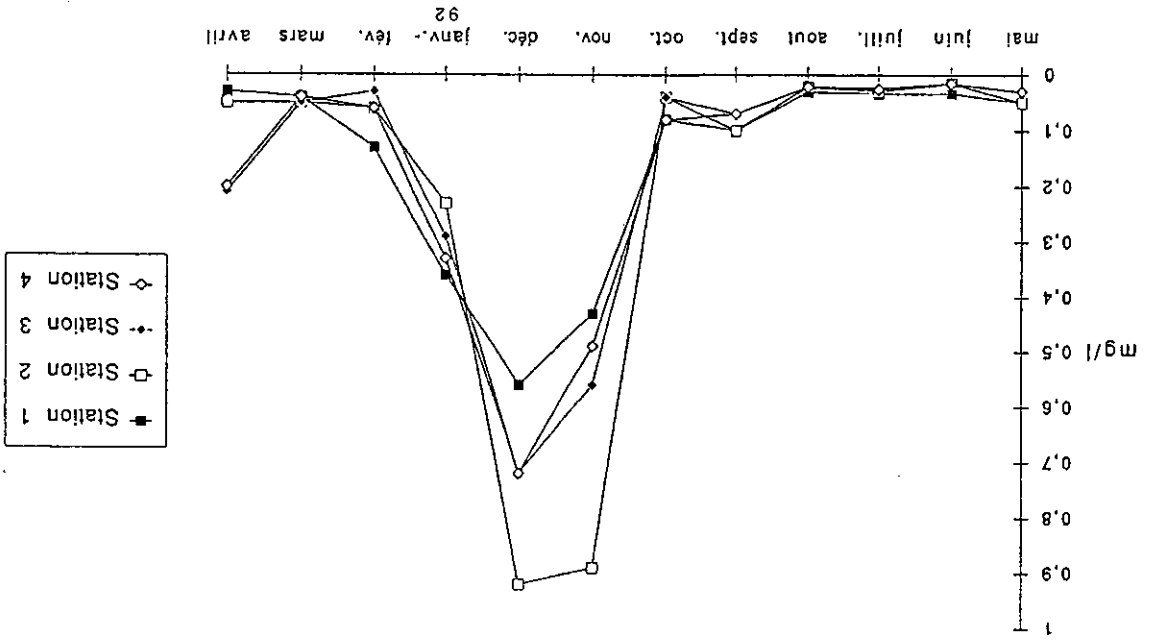


Fig.19 : Nitrites étang

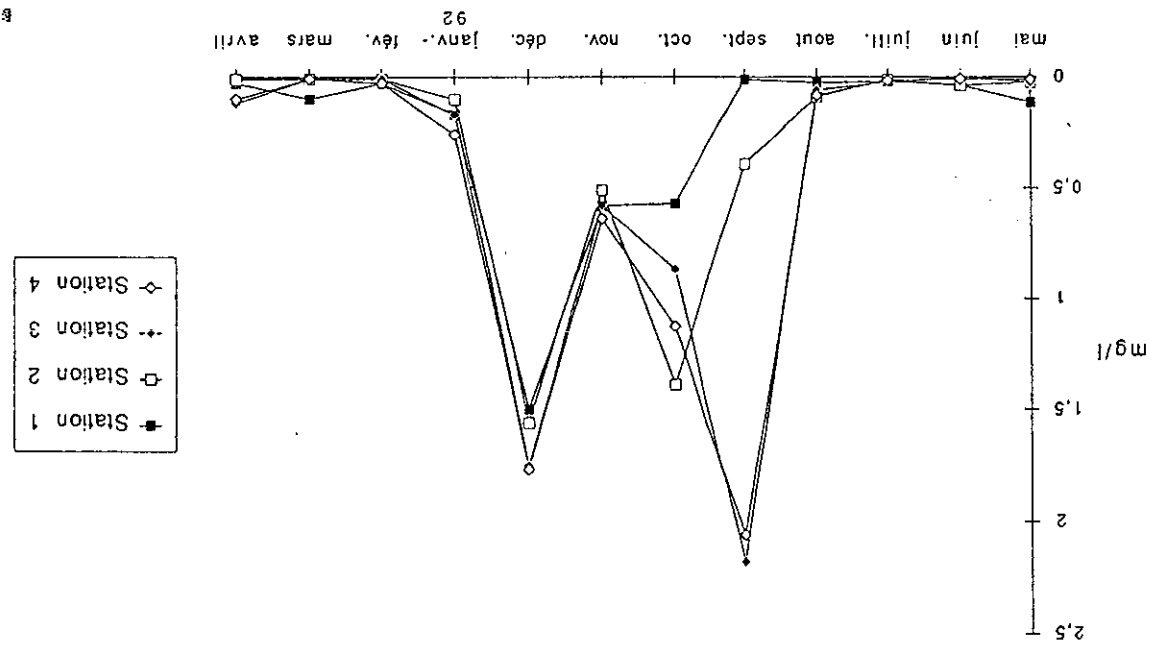


Fig.18 : Ammonium étang

Evolution dans le temps

Les variations au cours de l'année sont très importantes (coefficient de variation maximum : 162 % à la station E2).

Le cycle est comparable à celui décrit pour l'ammonium, mais ici, la remise en solution des nitrates ne débute qu'en octobre.

Comparaison avec la situation antérieure

En 1978-79 (Etude SOMIVAC-CTGREF, 1979), la concentration moyenne de l'étang s'établissait autour de 0,002 mg/l, la valeur maximale enregistrée étant de 0,015 mg/l.

En 1980-81 (Etude SOMIVAC - CTGREF, 1981), les moyennes s'établissent à 0,025 mg/l, le maximum à 0,14 mg/l.

On constate donc ici encore les valeurs beaucoup plus fortes en 1991-92, les concentrations ayant été multipliées par un facteur de dix.

2.2.5. Les nitrates

Les résultats sont présentés tableau 15 et figure 20. La concentration moyenne de l'étang sur la période étudiée est de 0,96 mg/l, valeur encore une fois très importante, comparable aux valeurs rencontrées sur l'étang de l'Or (Hérault) et dix fois supérieures à celles de l'étang de Thau.

Evolution dans l'espace

Les valeurs sont assez homogènes sur l'ensemble de l'étang, on observe toutefois que la station E2 apparaît moins riche que les autres (0,80 mg/l en moyenne).

Evolution dans le temps

Les variations dans le temps sont importantes (coefficient de variation maximum de 142 % à la station E3).

On observe ici encore le même cycle faisant alterner de fortes concentrations en automne et en hiver avec de faibles concentrations au printemps et en été. Ici encore, ce cycle semble lié à la croissance et à la mort des végétaux mais il dépend également du lessivage des terres qui favorise un apport en période de pluie.

Ce cycle avait déjà été noté en 1980-81 (SOMIVAC 1980-81).

Comparaison avec la situation antérieure

On constate ici encore une augmentation très importante du taux de nitrates dans les eaux, les concentrations ayant doublé au cours des dix dernières années. Cette augmentation paraît toutefois moins spectaculaire que pour les autres formes de l'azote, le taux de nitrates mesuré en 1980-81 étant déjà assez élevé.

Le maximum mesuré en 1981 a été de 2,21 mg/l (avril 81) alors qu'il est de 4,92 en 1992 (janvier 92).

En comparant toutes les données disponibles on obtient l'évolution suivante des teneurs en nitrates :

1964 (Casabianca) : 0,15 mg/l (maximum annuel)

1978-79 : 0,26 mg/l (moyenne annuelle)

1980-81 : 0,52 mg/l (moyenne annuelle)

1991-92 : 0,96 mg/l (moyenne annuelle)

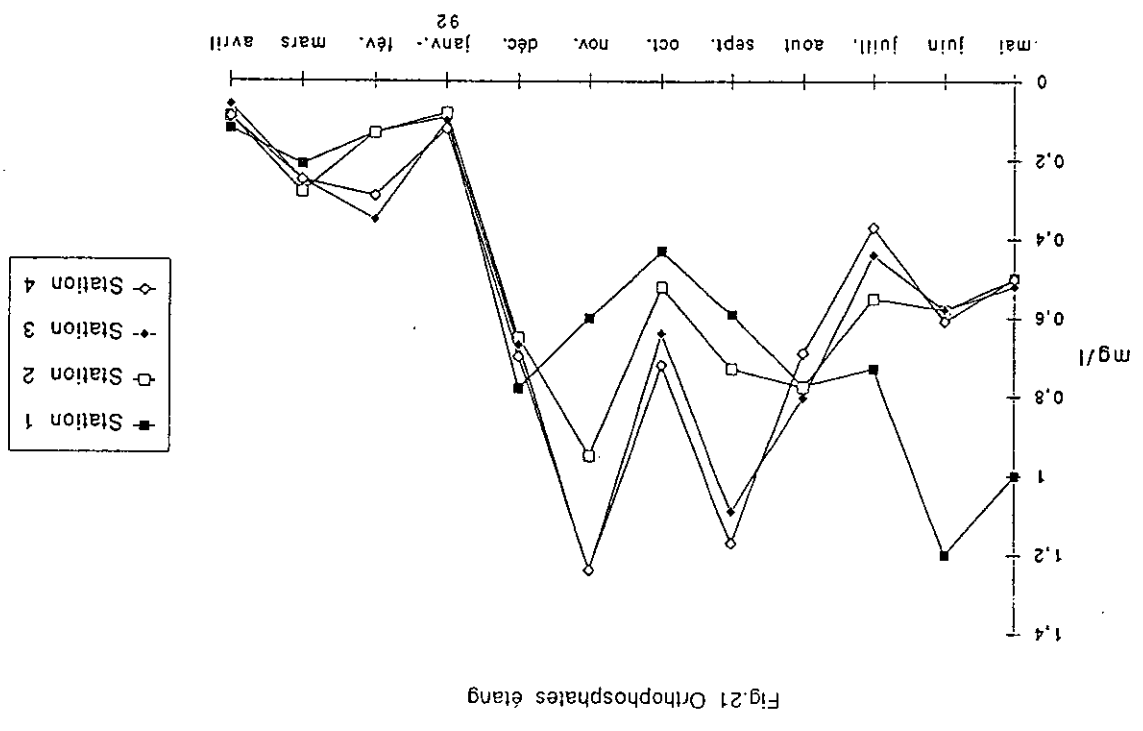
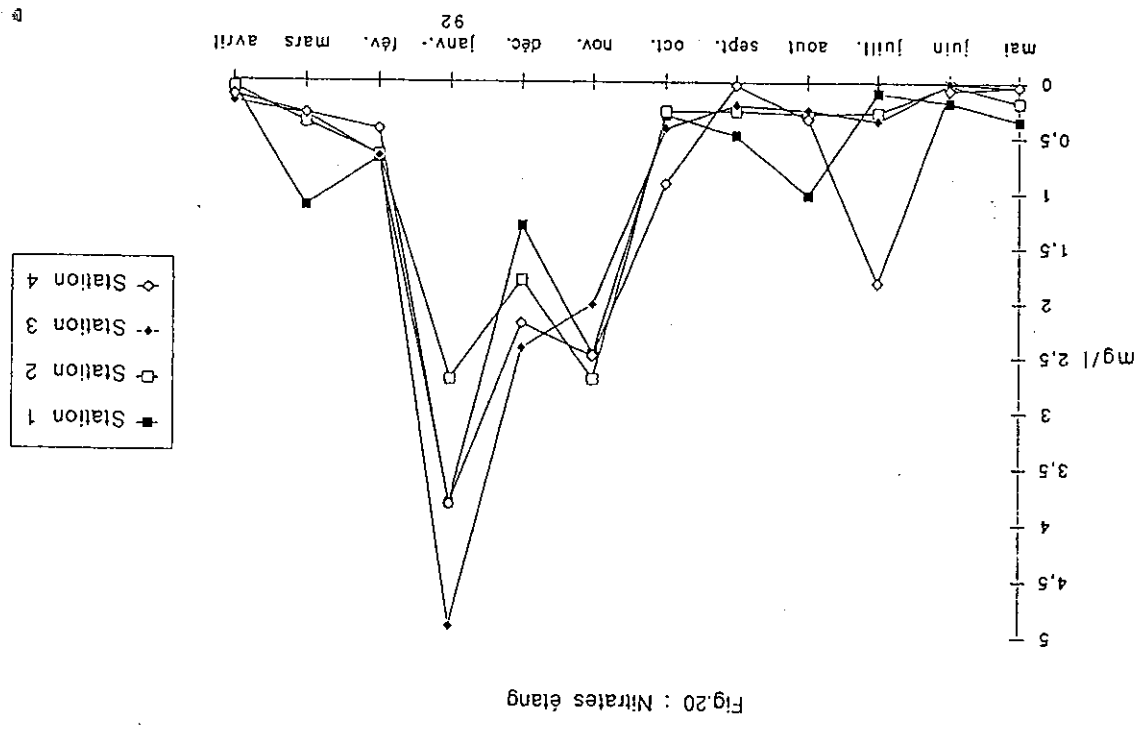
Les eaux de l'étang s'enrichissent donc régulièrement en azote, enrichissement qui se traduit surtout par une augmentation importante des formes les moins oxydées (ammonium et nitrites).

2.2.6. Les orthophosphates

Les résultats sont présentés tableau 16 et figure 21. Les phosphates présentent sur l'ensemble de la période étudiée une concentration moyenne de 0,54 mg/l. Cette concentration est encore une fois extrêmement élevée, comparable à celle de l'étang de l'Or (Hérault) et nettement supérieure à celle de la mer (0,01 mg/l) ou du bassin de Thau (Hérault) (0,05 mg/l à 0,4 mg/l).

Evolution dans l'espace

La répartition semble assez homogène sur l'ensemble du plan d'eau.



Evolution dans le temps

Les variations dans le temps sont relativement importantes puisque l'on atteint un coefficient de variation de 66 % à la station E1.

Le graphique met en évidence la succession de deux phases :

- de juin à novembre les concentrations sont très élevées (jusqu'à 1,24 mg/l) ;
- à partir de décembre on assiste à une chute des concentrations qui resteront relativement faibles (de l'ordre de 0,15 mg/l) jusqu'en avril.

Comparaison avec la situation antérieure

En 1978-79 (Etude SOMIVAC-CTGRFF, 1979), on notait une moyenne de 0,04 mg/l et une valeur maximale de 0,14 mg/l. En 1980-81, la moyenne s'établissait à 0,08 mg/l et le maximum à 0,39 mg/l.

On constate donc, encore une fois, des taux beaucoup plus élevés en 1991-92, la concentration moyenne ayant été multipliée par 7 en dix ans. Si l'on remonte plus avant, l'enrichissement se confirme puisque de Casabianca en 1963-1964 signalait des teneurs maximales de 0,07 mg/l.

2.2.7. Le phosphore total

Les résultats sont présentés tableau 17 et figure 22. La moyenne sur la période étudiée est de 1,21 mg/l.

Evolution dans l'espace

Les extrêmes de l'étang (stations E1 et E4) paraissent plus chargées en phosphore mais cela est dû au pic extrêmement important observé dans ces deux stations (plus de 14 mg/l de P) en septembre 1991.

Evolution dans le temps

Indépendamment du pic accidentel de septembre 1991 on observe globalement une augmentation des concentrations à l'autome qui pourrait correspondre à la reminéralisation de la matière organique après la production printanière et estivale et la mort des organismes (végétaux notamment) ayant participé à cette production.

2.2.8. Les détergents anioniques

Les résultats sont présentés tableau 18 et figure 23. La présence de détergents anioniques dans l'étang est liée à l'urbanisation du bassin versant, mais elle peut également résulter d'activités industrielles et agricoles (viniification : lavage des cuves..).

La concentration moyenne ($209 \mu\text{g/l}$) sur l'ensemble de la période étudiée est élevée.

Evolution dans l'espace

On observe un gradient global décroissant du nord au sud, la station E2 présentant des valeurs très importantes ($392,67 \mu\text{g/l}$ de moyenne) et les stations E3 et E4 des valeurs plus faibles ($125,83$ et $71,67 \mu\text{g/l}$ en moyenne). Ce gradient reflète la nature des apports du nord du bassin caractérisés par des effluents urbains et industriels riches en détergent.

Evolution dans le temps

Les variations dans le temps sont importantes puisqu'on atteint un coefficient de variation de 125 % à la station E2. On constate en particulier un pic des concentrations en avril, lié à des apports particulièrement élevés (cf chapitre précédent (figure 13) à cette période.

Comparaison avec la situation antérieure

La comparaison avec les résultats de l'étude SOMIVAC - CTGREF (1980-81) ne permet pas de mettre en évidence une évolution nette des concentrations dans les eaux de l'étang, malgré l'augmentation constatée au niveau des apports.

2.2.9. Le cuivre

Les résultats sont présentés tableau 19 et figure 24. Le cuivre est fourni par les ruissellements contaminés par des produits d'origine agricole (traitement phytosanitaire, sulfatage...).

La concentration moyenne des eaux sur l'ensemble de la période étudiée est de $19,4 \mu\text{g/l}$.

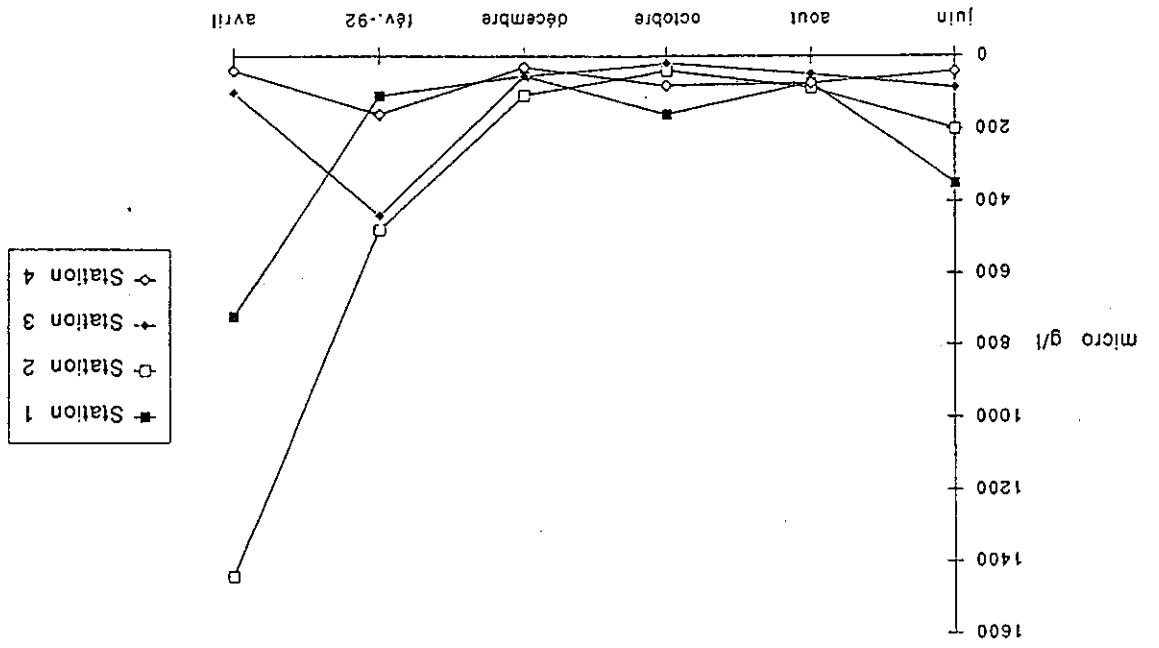


Fig.23 : Détergents anioniques étang

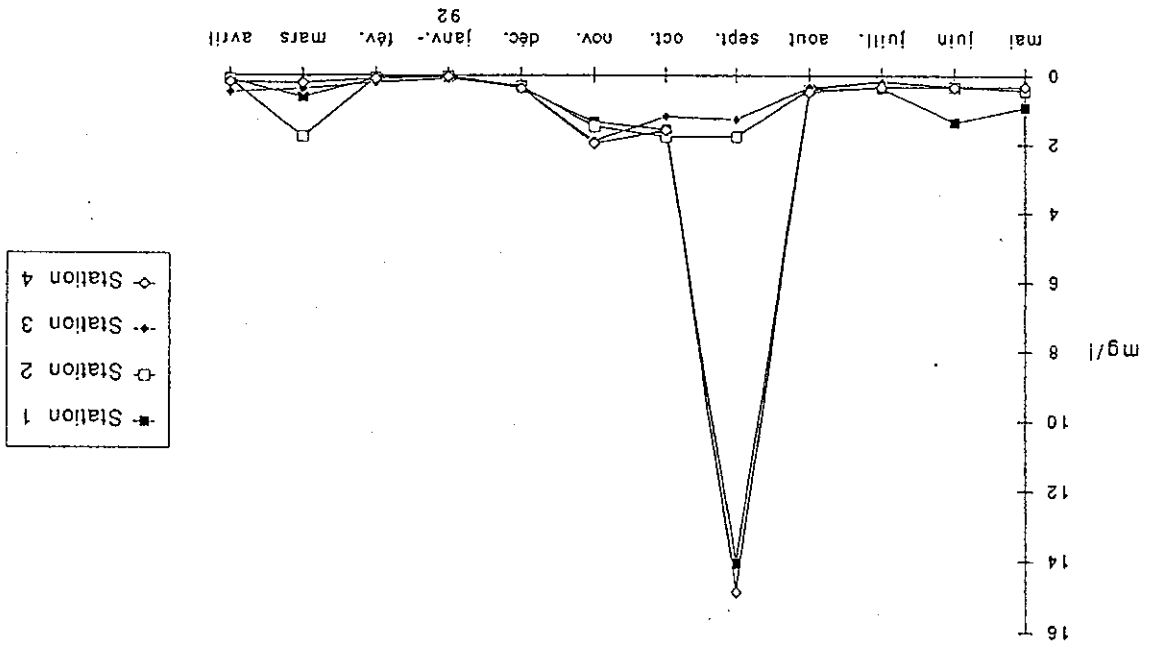


Fig.22 : Phosphore total étang

Cette valeur dépasse le seuil de 10 µg/l considéré comme susceptible d'entraîner des risques de toxicité (US Environmental Protection Agency).

Variations entre les stations

On observe une différence nette entre le bassin nord (10,8 µg/l en moyenne) et le bassin sud (28 µg/l en moyenne). Cette différence pourrait être due au caractère nettement plus agricole des apports du bassin versant sud.

Evolutions dans le temps

Les variations dans le temps sont importantes puisque l'on atteint un coefficient de variation de 135 % à la station E1. L'évolution des concentrations suit de près celle des valeurs relevées dans les apports (figure 14) confirmant ainsi l'origine de ce produit.

Comparaison avec la situation antérieure

En 1978-79, la teneur moyenne en cuivre était de 5 µg/l, en 1980-81 plus faible, elle avoisinait 1 µg/l. Les valeurs maximales enregistrées alors, ne dépassaient pas 13 µg/l. Les concentrations sont donc beaucoup plus importantes actuellement.

2.2.10. Le cadmium

Les résultats sont présentés tableau 20 et figure 25. La présence de cadmium est liée à celle des hydrocarbures et en particulier aux rejets d'huiles de vidange dans l'étang.

La concentration moyenne sur l'ensemble de la période étudiée est de 1,62 µg/l.

Variations entre les stations

La station E1, soumise aux apports particulièrement contaminés de la station du Fort, est nettement plus polluée que les autres (2,13 µg/l en moyenne).

Evolutions dans le temps

On constate une augmentation assez régulière des teneurs en cadmium et ceci à toutes les stations entre juin et avril.

