Direction de l'environnement et de l'aménagement littoral
Laboratoire côtier de Corse

Valérie Orsoni
Philippe Souchu
Didier Sauzade

Février 2001 - R.INT.DEL/CO 00-02

Caractérisation de l'état d'eutrophisation des trois principaux étangs corses (Biguglia, Diana et Urbino), et proposition de renforcement de leur surveillance

Rapport final

FICHE DOCUMENTAIRE

Type de rapport : Rapport scientifique final

Numéro d'identification du rapport : R.INT.DEL/CO 00-02 **Accès** : libre **Validé par** : Philippe Souchu ; Didier Sauzade **Adresse électronique** : Philippe.Souchu@ifremer.fr ; Didier.Sauzade@ifremer.fr	**date de publication :** Février 2001 **nbre pages :** 183 **bibliographie :** oui **illustrations** 56 **langue du rapport :** Fr

Titre et sous-titre du rapport :

Caractérisation de l'état d'eutrophisation des trois principaux étangs corses (Biguglia, Diana et Urbino), et proposition de renforcement de leur surveillance
Rapport final

Auteur(s) principal(aux) :	**Organisme / Direction / Service, laboratoire**
Valérie Orsoni	Ifremer DEL/Laboratoire côtier de Corse
Philippe Souchu	Ifremer DEL/Laboratoire côtier de Sète
Didier Sauzade	Ifremer DEL/Laboratoire côtier de Toulon
Collaborateur(s) :	Organisme / Direction / Service, laboratoire
J .M. Deslous-Paoli, C. Juge	Ifremer DEL/Laboratoire côtier de Sète
J.P. Angeli, L. Costantini	Ifremer DEL/Laboratoire côtier de Corse
P. Lazure	Ifremer DEL/Applications Opérationnelles
C Pergent-Martini, G. Pergent, C. Fernandez	Université de Corse/ Equipe « Ecosystèmes Littoraux »
C. Lorenzoni	Réserve Naturelle de l'Etang de Biguglia
A. Vaquer	Université de Montpellier II/Laboratoire d'hydrobiologie
M. Lauret	Université de Montpellier II/Laboratoire cryptogamie

Organisme commanditaire :
- Préfecture de Corse, SGAC, programme INTERREG II, arrêté n° 98/474 du 8/09/1998
- Office de l'Environnement de la Corse, Service Pollutions et Nuisances, arrêté n° 98.162

Résumé :

L'étude porte sur les trois principaux étangs corses (Biguglia, Diana et Urbino), situés à la bordure de la plaine orientale. Ecosystèmes fragiles et productifs, ces étangs supportent des enjeux importants, en tant qu'habitats naturels remarquables et du fait de leur exploitation intensive par la pêche, l'aquaculture et la conchyliculture. Cette étude vise à évaluer leur état d'eutrophisation, en utilisant une méthode de diagnostic spécifique aux milieux lagunaires méditerranéens, développée par l'Ifremer pour l'Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, et portant sur l'utilisation d'indicateurs caractérisant la colonne d'eau, dont le phytoplancton, le sédiment et les macrophytes.

Dans l'eau, les prélèvements ont été réalisés sur une période de 12 mois en 1998- 1999, pour 4 stations par lagune alors que les compartiments sédiment et macrophyte ont fait l'objet d'une campagne unique portant sur une station pour 50 ha environ. Ce dispositif a été complété par des mesures marégraphiques dans l'étang de Diana et en mer en vue de l'établissement d'un modèle hydrodynamique. Le diagnostic met en avant les rôles des apports (rejets urbains pour Biguglia et aquaculture pour Diana et Urbino) et du faible taux de renouvellement des eaux. Si la situation de Biguglia semble s'être améliorée depuis le dernier constat établi en 1992, elle reste préoccupante pour les trois étangs, notamment si l'exploitation intensive des étangs de Diana et d'Urbino se poursuit, et justifie donc un programme de surveillance de leur état trophique, détaillé dans le cadre de l'étude.

Mots-clés : Corse, lagune, eutrophisation, diagnostic, surveillance

février 1996 Copyright

Caractérisation de l'état d'eutrophisation des trois principaux étangs corses (Biguglia, Diana et Urbino), et proposition de renforcement de leur surveillance

Rapport final

Ifremer

février 2001

INTRODUCTION **5**

1 DÉROULEMENT DE L'ÉTUDE **9**

2 SITES ÉTUDIÉS **11**

2.1 SITUATION GÉNÉRALE 12
2.2 ETANG DE BIGUGLIA 14
2.2.1 Activités humaines *17*
2.2.2 Le bassin versant *17*
2.3 ETANG DE DIANA 18
2.3.1 Activités humaines *19*
2.3.2 Le bassin versant *21*
2.4 ETANG D'URBINO 22
2.4.1 Activités humaines *23*
2.4.2 Le bassin versant *25*

3 FONCTIONNEMENT GÉNÉRAL D'UNE LAGUNE ET RISQUES D'EUTROPHISATION **27**

3.1 FONCTIONNEMENT GÉNÉRAL 28
3.2 PROCESSUS D'EUTROPHISATION, ORIGINE DES CRISES ANOXIQUES 30
3.2.1 Déclenchement d'une crise *30*
3.2.2 Anoxies partant du fond (d'après Souchu et al., 1998) *33*
3.2.3 Anoxies partant du bord (d'après Souchu et al., 1998) *35*

4 CHOIX DES DIFFÉRENTS COMPARTIMENTS ÉTUDIÉS **37**

4.1 LE SÉDIMENT 38
4.2 LA COLONNE D'EAU (INCLUANT LE PHYTOPLANCTON) 38
4.3 LES MACROPHYTES 39

5 LE SÉDIMENT **41**

5.1 PRÉSENTATION ET INTÉRÊT DES VARIABLES ÉTUDIÉES 42
5.2 PRÉLÈVEMENTS ET ANALYSES 43
5.2.1 Prélèvements *43*
5.2.2 Analyses *43*
5.3 TRAITEMENT DES DONNÉES 44
5.4 RÉSULTATS ET DISCUSSION 45
5.4.1 Variables physiques *46*
5.4.2 Variables chimiques *46*

6 LA COLONNE D'EAU **53**

6.1 PRÉSENTATION ET INTÉRÊT DES VARIABLES ÉTUDIÉES 54

6.1.1 Variables physiques *54*
6.1.2 Variables chimiques *55*
6.2 PRÉLÈVEMENTS ET ANALYSES 58
6.2.1 Prélèvements *58*
6.2.2 Analyses *60*
6.3 TRAITEMENT DES DONNÉES 64
6.4 RÉSULTATS ET DISCUSSION 64
6.4.1 Variables physiques *64*
6.4.2 Variables chimiques *73*
6.4.3 Synthèse *92*

7 APPLICATION D'UN OUTIL D'ÉVALUATION DE LA QUALITÉ TROPHIQUE DES MILIEUX LAGUNAIRES 93

7.1 PRÉSENTATION 94
7.1.1 Développement de l'outil de diagnostic *94*
7.2 GRILLE DE LA QUALITÉ DE L'EAU 96
7.3 APPLICATION DE LA GRILLE DE LECTURE DE L'EAU AUX LAGUNES CORSES 98
7.3.1 Etang de Biguglia *98*
7.3.2 Etang de Diana *102*
7.3.3 Etang d'Urbino *106*
7.4 SYNTHÈSE 110
7.5 COMPARAISON ENTRE LES LAGUNES CORSES ET LES AUTRES LAGUNES MÉDITERRANÉENNES 110
7.5.1 Comparaison des grilles « année » *111*
7.5.2 Comparaison des grilles estivales *112*

8 LES MACROPHYTES 113

8.1 PRÉSENTATION 114
8.2 MATÉRIEL ET MÉTHODES 115
8.2.1 Cartographie des peuplements *115*
8.2.2 Biomasse et densité des herbiers *117*
8.3 RÉSULTATS ET DISCUSSION 118
8.3.1 Etang de Biguglia *118*
8.3.2 Etang de Diana *126*
8.3.3 Etang D'Urbino *131*
8.4 CONCLUSION 137

9 MESURES MARÉGRAPHIQUES DANS L'ÉTANG DE DIANA 139

9.1 OBJECTIFS DE L'ÉTUDE 140
9.2 MATÉRIEL ET MÉTHODES 140
9.2.1 Stratégie de mesures *140*
9.2.2 Matériel *140*
9.2.3 Position des points de mesures et caractéristiques du mouillage *140*

9.2.4 Correction des effets de pression atmosphérique *141*
9.3 PRÉSENTATION DES MESURES 141
9.3.1 Lissage des données de niveaux *141*
Variations de niveau à haute fréquence *142*
9.3.3 Analyse harmonique des résidus *142*
9.4 CALCUL DES DÉBITS ET ESTIMATION DU TEMPS DE RÉSIDENCE 143
9.4.1 Le renouvellement des masses d'eau dans l'étang *144*
9.5 DISCUSSION 144
9.6 CONCLUSION 145

10 DIAGNOSTIC 147

10.1 ETANG DE BIGUGLIA 148
10.2 ETANGS DE DIANA ET D'URBINO 149

11 PROPOSITION D'UN PROGRAMME DE SURVEILLANCE 151

CONCLUSION 155

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 159

LISTE DES FIGURES 167

LISTE DES TABLEAUX 171

ANNEXES 173

Introduction

Ce rapport est le document final d'une étude réalisée dans le cadre de la mesure 3.1 B "Sauvegarde du milieu marin et prévention des pollutions" du programme INTERREG II Haute Corse - Province de Livourne, sous le titre "Caractérisation de l'état des milieux lagunaires". Ce projet a également reçu le soutien de l'Office de l'Environnement de la Corse dans le cadre de l'opération "Renforcement du réseau de surveillance de la qualité des eaux lagunaires en Corse".

La qualité des milieux lagunaires est une condition indispensable à l'exercice des activités de production qui s'y déroulent (pêche, conchyliculture, pisciculture) ainsi qu'à leur préservation en tant qu'habitats naturels (accueil de la faune, flore diversifiée). On sait également que cette qualité est le résultat d'équilibres trophiques fragiles entre différents facteurs tels les apports en sels nutritifs, la capacité des biocénoses en place à les absorber, l'hydrodynamisme, l'exploitation des ressources biologiques...

La situation des trois principaux étangs de la plaine orientale corse, les étangs de Biguglia, Diana et Urbino, est à cet égard préoccupante. En effet, par rapport aux années 1980, où les étangs présentaient un état estimé globalement sain, on a constaté des apports accrus en éléments nutritifs, source d'eutrophisation et conséquence selon le cas d'une augmentation des rejets des bassins versants (étang de Biguglia) ou du développement de l'aquaculture (étangs d'Urbino et surtout de Diana).
Divers disfonctionnements ont été observés, tels que des proliférations algales dans l'étang de Biguglia et une accumulation de dépôts organiques engendrant des anoxies dans l'étang de Diana, et, dans une moindre mesure, dans l'étang d'Urbino.
Ces étangs font actuellement l'objet de suivi, notamment Diana et Urbino, au moyen des réseaux opérés par l'Ifremer (REMI, REPHY et RNO). Cependant ces réseaux, indispensables pour l'évaluation de la qualité des milieux de production conchylicole, ne sont pas conçus pour rendre compte de ces disfonctionnements d'ordre trophique.

Dans ce contexte, les enjeux importants que supportent ces étangs ont justifié le lancement d'une étude visant à évaluer leur état d'eutrophisation et à proposer un programme de surveillance en routine de l'état de ces milieux lagunaires, nécessaire à une exploitation durable de leurs ressources ainsi qu'à la préservation de leur valeur patrimoniale.
Cette étude est d'autant plus justifiée que les diagnostics écologiques menés sur ces lagunes ne sont pas récents (1992 à Biguglia, 1980-81 à Diana et Urbino). L'étang de Biguglia présentait alors une situation dite « grave » (Frisoni & Dutrieux, 1992), et, même si la qualité des eaux a été estimée « bonne » à Diana et Urbino, des phénomènes d'accumulation de dépôts organiques ont été mis en évidence (SOMIVAC, 1981). A cela s'ajoute que ces études ont toutes recommandé un suivi de ces écosystèmes.

Conformément aux spécifications initiales de l'étude, la caractérisation de l'état d'eutrophisation a été réalisée à partir de l'étude de différentes variables retenues comme indicateurs trophiques (CEMAGREF & IARE, 1994), à savoir, la colonne d'eau incluant le phytoplancton, le sédiment et les macrophytes. Ont également été pris en compte les paramètres physiques et hydrologiques des étangs. Un suivi des échanges entre mer et lagune (mesure des flux) a été réalisé pour l'étang de Diana où il est prévu d'aménager un grau. L'étude entreprise repose sur des campagnes de prélèvement réalisées sur 12 mois, de septembre 1998 à septembre 1999.

- Le présent rapport débute par une présentation des étangs en examinant les différents aspects qui conditionnent leur état d'eutrophisation : caractéristiques physiques, hydrologiques, échanges avec la mer, apports des bassins versants, activités socio-économiques en relation avec l'étang, zonages de protection... Après une présentation de la problématique de l'eutrophisation dans les lagunes, le rapport aborde ensuite les différents compartiments étudiés, sédiment, colonne d'eau, phytoplancton et macrophytes. L'outil d'évaluation de la qualité trophique des milieux lagunaires, développé par l'Ifremer pour le compte de l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse a été appliqué aux résultats obtenus pour la colonne d'eau. La partie suivante porte sur la mesure des échanges entre la mer et l'étang de Diana, à titre d'évaluation de la méthode applicable pour la détermination précise des flux, préliminaire à une modélisation hydrodynamique des étangs. L'ensemble de ces éléments a permis de fonder un diagnostic de l'état de l'eutrophisation par étang. La dernière partie concerne des propositions d'un renforcement du réseau de surveillance de la qualité des eaux de ces étangs, nécessaire à leur gestion durable.

Cette étude a fait l'objet de deux rapports finaux :
- un rapport de synthèse contractuel, en vue d'une diffusion auprès des commanditaires de l'étude et des décideurs,
- un rapport détaillé, rassemblant l'ensemble des résultats acquis dans le cadre de cette étude et destiné davantage aux scientifiques et aux gestionnaires des milieux.

1 Déroulement de l'étude

L'étude entreprise repose sur des campagnes de prélèvements réalisées sur 12 mois, de septembre 1998 à septembre 1999, dans le sédiment, la colonne d'eau, et les macrophytes ; ainsi que sur la mesure de paramètres physiques et hydrologiques. Un suivi des échanges entre mer et lagune a été réalisé pour l'étang de Diana, où il est prévu d'aménager le grau.

Cette étude a bénéficié des acquis de multiples travaux scientifiques concernant les lagunes méditerranéennes qui ont partiellement conditionné les choix des partenaires scientifiques retenus pour la réalisation de cette présente étude :

- Maîtrise d'œuvre : Ifremer DEL, Laboratoire côtier de Corse, avec le soutien des Laboratoires côtiers de Toulon et surtout de Sète (prélèvements en étang, analyses de sels nutritifs);
- Participation de l'équipe de la Réserve Naturelle de l'Etang de Biguglia, du laboratoire du CIRAD de Montpellier pour les analyses dans les sédiments et de l'Université de Montpellier, Laboratoire d'Hydrobiologie, pour la détermination du phytoplancton ;
- Etude du compartiment macrophyte : Université de Corse, Equipe Ecosystèmes Littoraux, avec la participation de l'Université de Montpellier, Laboratoire de Cryptogamie, pour la détermination des algues ;
- Etude des échanges entre la mer et l'étang de Diana, par l'Ifremer, service des Applications Opérationnelles de Brest.

Pour l'établissement de la partie proposition d'un réseau de surveillance des étangs, nous avons bénéficié des avis de l'équipe Ecosystèmes Littoraux de l'Université de Corse ainsi que de ceux de la Réserve Naturelle de l'Etang de Biguglia.

2 Sites étudiés

2.1 Situation générale

Entre le domaine marin et le domaine continental, il existe une multitude de milieux, que l'on regroupe sous le terme de « zones humides ». Selon la convention de Ramsar, les zones humides sont définies comme : « des étendues de marais, de fagnes, de tourbières ou d'eaux, naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, où l'eau est stagnante ou courante, douce, saumâtre ou salée. Les lagunes méditerranéennes s'inscrivent dans cette définition.

Les lagunes sont constituées par une surface d'eau côtière de faible profondeur séparée de la mer par un cordon littoral, connectée à la mer, parfois de façon intermittente, par une ou plusieurs ouvertures étroites, et habituellement orientée parallèlement à la côte (Kjerfve, 1994). Parmi celles qui possèdent un échange restreint avec la mer, on distingue deux entités, les lagunes *sensus stricto*, peu profondes (cas de Biguglia en Corse), et les « bahiras » ou petite mer en langue arabe, dont l'origine correspond à des formations tectoniques du quaternaire et dont la profondeur peut être relativement importante (cas de Thau en Languedoc-Roussillon, Diana et Urbino en Corse) (Guelorget & Perthuisot, 1983). Dans ce rapport, nous ne ferons pas la distinction entre lagunes et bahiras et parlerons simplement de lagunes ou étangs.

Cette étude concerne les trois principaux étangs de la côte orientale de la Corse. Il s'agit respectivement du nord au sud de l'étang de Biguglia, l'étang de Diana et l'étang d'Urbino (Figure 1). Ces trois sites présentent des différences marquées (Tableau I) tant au niveau de leur typologie (profondeur, salinité) que des pressions anthropiques auxquelles ils sont soumis. L'ensemble des données disponibles sur ces secteurs sont répertoriées dans une synthèse bibliographique (Pergent-Martini *et al.*, 1997).

Tableau I : Caractéristiques générales des sites étudiés

LAGUNE	**BIGUGLIA**	**DIANA**	**URBINO**
Superficie (ha)	1450	570	760
Prof. max. (m)	1,8	11,0	9,0
Prof. moy (m)	1,50	6,0	5,0
Volume (Millions de m^3)	38	10,2	33
Bassin versant (km^2)	180	62	31
Activités	Pêche artisanale	Pêche artisanale Conchyliculture Aquaculture	Pêche artisanale Conchyliculture Aquaculture

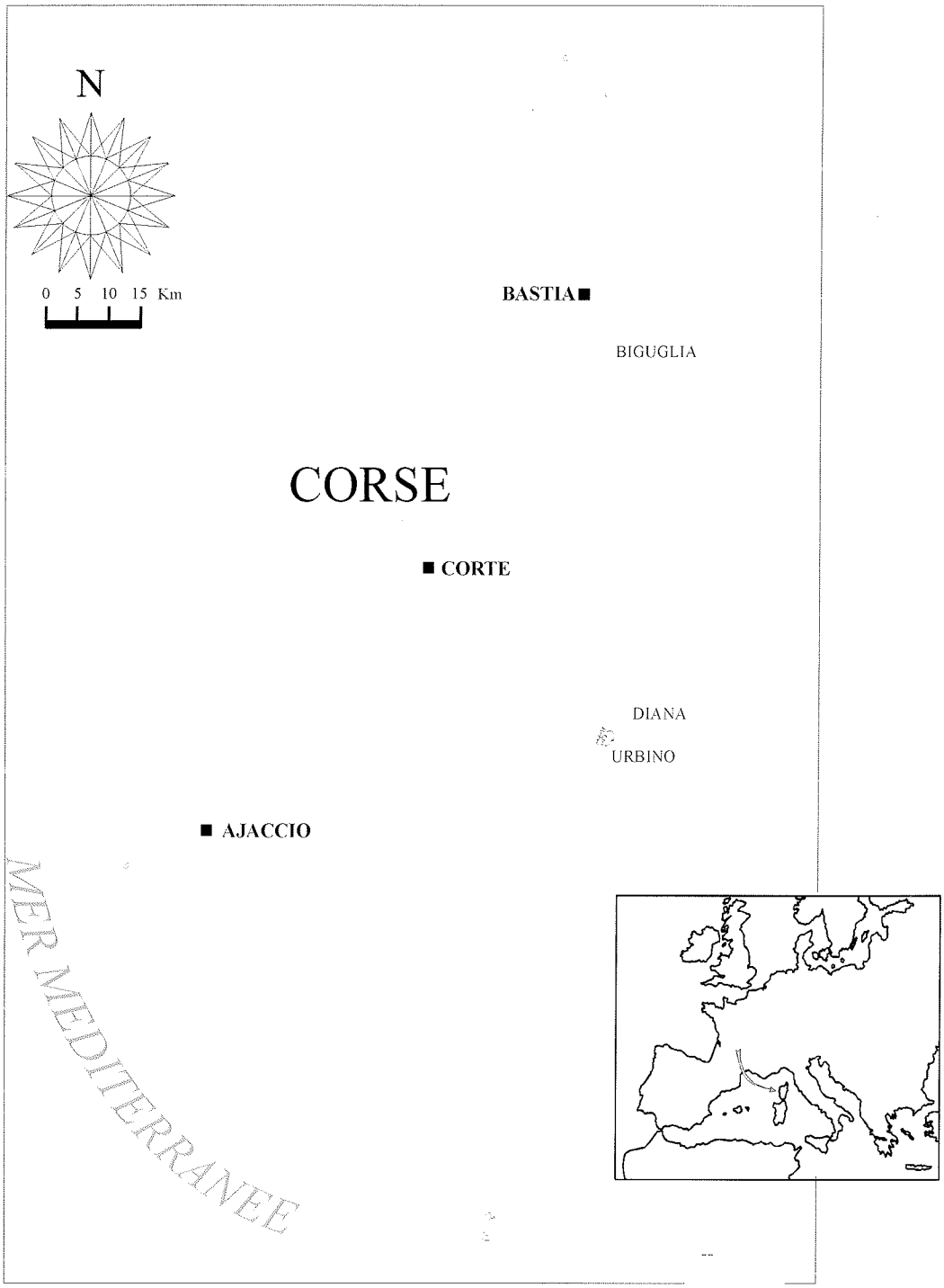


Figure 1 : Localisation des sites étudiés : étangs de Biguglia, Diana et Urbino (Corse)

2.2 Etang de Biguglia

L'étang de Biguglia est situé sur la côte est de la Corse, à 4 km au sud de Bastia. Il s'agit du plus grand des étangs de Corse. Avec une superficie de 1450 hectares, il représente à lui seul près de la moitié de toutes les zones humides de Corse. Il s'étend sur les communes de Furiani, Biguglia, Borgo et Lucciana.

D'origine lagunaire, cet étang peu profond (< 2 m) est allongé parallèlement à la mer et séparé de cette dernière par un lido dont la largeur n'excède pas 1 km (Figure 2). Cette lagune est divisée en deux bassins l'un au nord, et l'autre au sud, séparés par la presqu'île de San Damiano. Sa communication avec la mer se fait par l'intermédiaire d'un grau temporaire situé au nord, à l'extrémité d'un long (1,7 km) et étroit chenal. Sur le plan hydrologique, la surface du bassin versant est de 180 km^2 et celui-ci culmine à 1500 m.

Figure 2 : Photographie de l'étang de Biguglia.(Cliché : Réserve Naturelle de l'Etang de Biguglia)

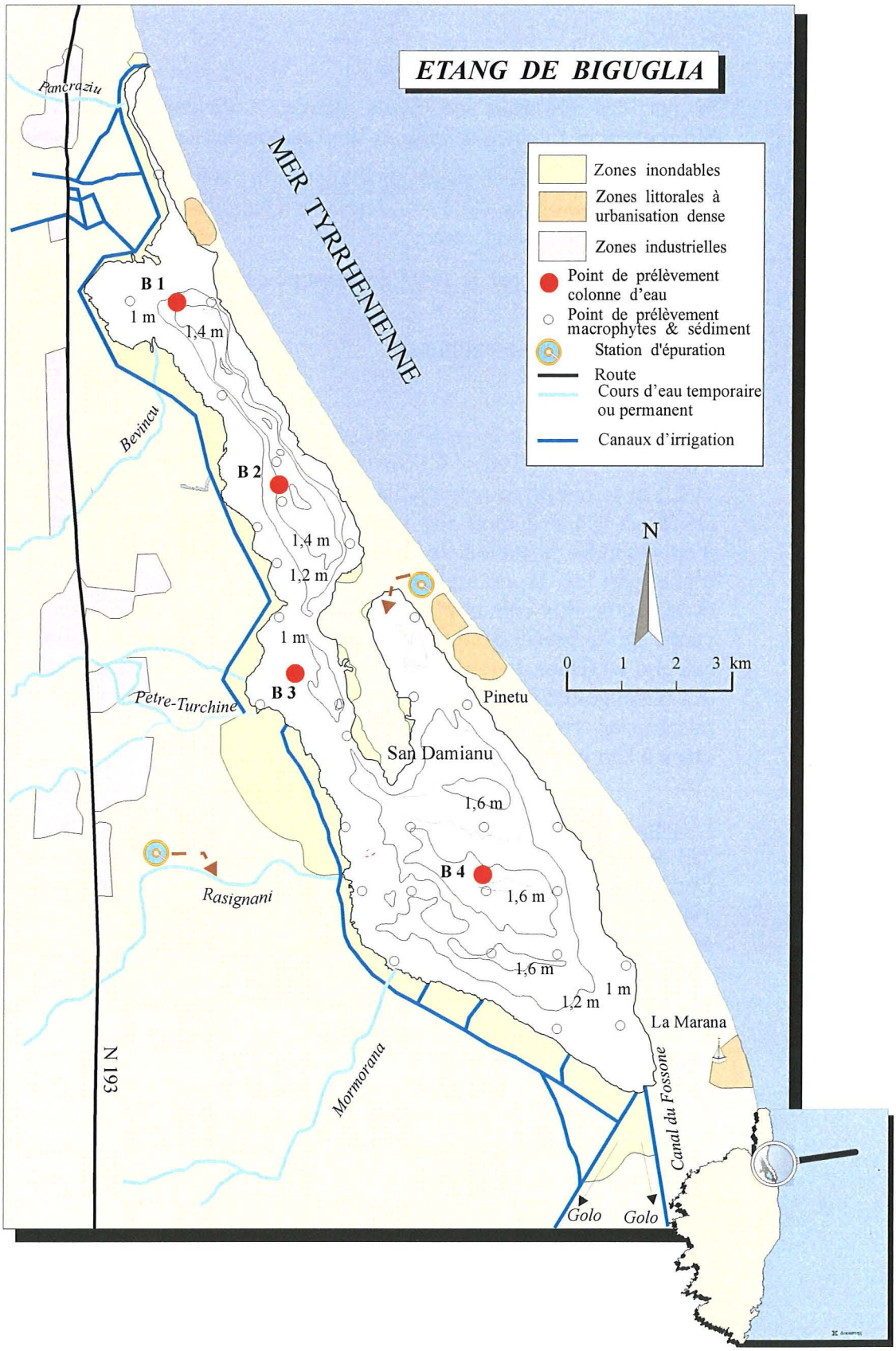


Figure 3 : Présentation de l'étang de Biguglia

Les apports d'eaux douces se font :

- par des ruisseaux ou petits fleuves : Pancrazio, Petre Turchine, Rasignani, Mormorana et Bevinco (Figure 3), dont seul le dernier affiche un caractère permanent,
- par l'ensemble des canaux qui sillonnent la plaine de la Marana avant d'aboutir aux 5 stations de pompage (le Fort, Petriccia, Quercile, Fornoli, Ghjunchetu) qui rejettent l'eau des canaux dans l'étang,
- à l'extrême sud par le canal du Fossone qui, permet des échanges de masses d'eaux avec le Golo,
- le ruissellement des collines.

Un bilan hydrique a été réalisé dans plusieurs études (SOMIVAC & CTGREF, 1979 ; Vaulot & Frisoni, 1981 ; CEMAGREF, 1986 ; AGENC, 1989 et Frisoni & Dutrieux, 1992) et le temps de renouvellement des eaux a été estimé à 5 mois par le CTGREF (1978) et à 1 à 2 mois par Canovas *et al.*, (1996). Notons au passage la difficulté d'appréhender la notion de temps de renouvellement des eaux d'une lagune du fait d'une part de la multiplicité des facteurs qui l'influence (apports d'eau douce, évaporation, flux entrant et sortant entre l'étang et la mer en fonction de la marée, des vents, de la pression atmosphérique...) et d'autre part des multiples possibilités de calcul d'un temps de renouvellement moyen tenant compte notamment de la dynamique des mélanges(cf chapitre 9 Mesures marégraphiques dans l'étang de Diana). Pour ces raisons, les temps de renouvellement cités sont donnés à titre indicatif, sans certitude quant à leur comparabilité.

L'étang de Biguglia a été classé Espace Naturel Sensible par la loi en 1985 (loi N°85-723 du 18 juillet 1985, décret N°87-282 du 22 avril 1987). Le département de la Haute-Corse l'a acquis le 20 octobre 1988, après vente aux enchères publiques. Le 4 juillet 1990, l'étang est inscrit sur la liste des zones humides d'importance internationale, conformément aux critères de la convention de RAMSAR (2 février 1971). La création de la Réserve Naturelle de l'Etang de Biguglia est intervenue par le décret N° 94-688 du 9 août 1994. Le 10 août 1995, l'état confie au département de la Haute-Corse la gestion de cette réserve (Boulmer *et al.*, 1997).

Le 22 septembre 1994, par l'arrêté préfectoral DAE/URN n° 94/1726, a été crée un périmètre SAGE incluant l'étang de Biguglia et son bassin versant. Par la suite, en 1995, une Commission Locale de l'Eau (CLE) a été mise en place. Elle est chargée de l'établissement et du suivi du SAGE dans le périmètre cité précédemment. Le plan de gestion de ce périmètre est prévu pour la fin 2001.

2.2.1 Activités humaines

Pêche

L'étang est exploité principalement par la pêche. Les principaux engins de capture utilisés sont : un barrage, des verveux et des filets maillants (Frisoni, 1980 ; CEMAGREF, 1986). En 1997, la production annuelle était de 180 t de poissons. Sur ces 180 t, les muges (*Mugil cephalus*) représentent 111,5 t, les anguilles (*Anguilla anguilla*) 19 t et les loups (*Dicentrarchus labrax*) 2 t (Boulmer *et al.*, 1997).

Chasse

La pratique de la chasse est interdite sur la rive est, mais autorisée sur la rive ouest de l'étang, de l'embouchure au nord jusqu'au lieu dit Fornoli situé plus au sud sur la commune de Borgo.

Conchyliculture et pisciculture

Ces deux activités ne sont pas pratiquées dans l'étang de Biguglia.

2.2.2 Le bassin versant

Le bassin versant de 180 km^2, est occupé par de nombreuses activités anthropiques susceptibles d'affecter l'état du milieu (par ruissellement ou par l'intermédiaire des canaux). Aux abords de l'étang les activités anthropiques sont principalement industrielles ou agricoles (Titeux, 1997). En effet, le bassin versant de l'étang est occupé tout d'abord par une zone urbaine dense, mais aussi par des zones industrielles qui ne cessent de s'accroître (mécanique, papeterie, menuiserie, casse automobiles). S'il est probable que des efforts ont été réalisés depuis, une étude avait montré la présence d'un nombre important d'établissements industriels et commerciaux raccordés au réseau public, sans traitement spécifique, ou encore, déversant directement leurs effluents dans le réseau hydrique ou dans les canaux qui aboutissent dans l'étang (Figarella, 1986). A cela s'ajoutent les terres agricoles (cultures maraîchères...), qui, par le lessivage des sols, libèrent engrais, fongicides..., aboutissant dans l'étang, ainsi qu'une cave vinicole importante à proximité du plan d'eau.

2.3 Etang de Diana

L'étang de Diana est situé sur la côte est de la Corse à 70 km au sud de Bastia. Sa superficie est de 570 hectares. Il s'étend sur les communes de Tallone et Aléria.
Une partie au moins de l'étang est d'origine tectonique (un effondrement de plaque aurait créé une dépression envahie par la mer à l'occasion d'une transgression marine ; CTGREF, 1978). Avec une profondeur maximale de 11 m, cet étang est le plus profond des étangs de Corse. Il est long de 4 km et large de 2 km. Les échanges avec la mer s'effectuent par l'intermédiaire d'un grau temporaire, étroit et peu profond (50 m de large pour une profondeur de 1 à 2 m), situé au nord de l'étang (Figure 4). La presqu'île de Santa Maria sépare l'étang en deux bassins. Au nord, les eaux sont de profondeur inférieure à 3 m alors qu'au sud, elles sont plus profondes (maximum de 11 m).

Figure 4 : Photographie aérienne de l'étang de Diana.
Equipe Ecosystèmes littoraux de l'Université de Corse (cliché réalisé par la Compagnia Generale Ritrescaeree, Parme, Italie)

Sur le plan hydrologique, la surface du bassin versant est de 62 km^2 et celui-ci culmine à 576 m. Les apports d'eau douce dans la lagune s'effectuent principalement par :

- le fil d'Arena, qui constitue l'apport le plus important,
- les petits ruisseaux : Pietroni et Ronsignese,
- le ruissellement des collines.

Le temps de renouvellement des eaux a été estimé à 1 an et demi par le CTGREF (1978) et de 1 à 5 mois par Lazure, (2000).
De droit privé, l'étang appartient à différentes familles qui le louent à des exploitants.

2.3.1 Activités humaines

Pêche
La pêche se pratique à l'aide de filets trémails ou maillants, de palangres et de verveux. A Diana, deux familles exploitent la pêche dans l'étang (famille Sanchi et famille Defusco). En 1985, la production était estimée à 5 à 10 t/an (FIOM & IFREMER, 1985). En 1999, elle est estimée à 100 t[1]. Les principales espèces capturées sont le muge (*Mugil cephalus*), le loup (*Dicentrarchus labrax*), la daurade (*Sparus aurata*), l'anguille (*Anguilla anguilla*) le marbré (*Lithognathus mormyrus*), et le sparaillon commun (*Diplodus annularis*).

Chasse
La chasse est régulièrement pratiquée autour de la lagune, mais ne fait l'objet d'aucune réglementation.

Conchyliculture
L'étang a été déclaré « eau conchylicole » par la France selon les dispositions de la directive CEE du 30/10/1979, lui assignant ainsi des objectifs de qualité.
La conchyliculture est pratiquée dans l'étang depuis de nombreuses années. Les estimations suivantes concernent l'année 1999[1]:

- SARL Etang de Diana a produit 50 t d'huîtres et 380 t de moules (dont 50 non commercialisables),
- SCA Sainte Marie de Diana a produit 220 t de moules et 60 t d'huîtres.

Pisciculture
Selon l'IARE (1992), l'installation de cages flottantes pour la pisciculture date de 1975. Actuellement, quatre sociétés exploitent l'étang en terme de pisciculture:

- SARL Ferme marine d'Aléria, qui produit environ 800 000[1] alevins de loups,
- SARL Les fermes marines de Corse/SCORSA qui ont produit, en 1999, 120 t[1] de poissons (loups et daurades). Après fermeture pour liquidation judiciaire, la ferme a été reprise par de nouveaux gestionnaires au mois d'octobre 2000.
- SARL Etang de Diana, qui a produit, en 1999, 12 t[1] de poissons (loups),

[1] Les valeurs citées ont été communiquées par les gestionnaires. Ce ne sont que des estimations en moyenne annuelles, les productions étant assez variables d'une année sur l'autre

- SCA Sainte Marie de Diana, qui produisait environ 20 t[1] de poissons, a cessé cette année son activité piscicole et se consacre désormais à la conchyliculture.

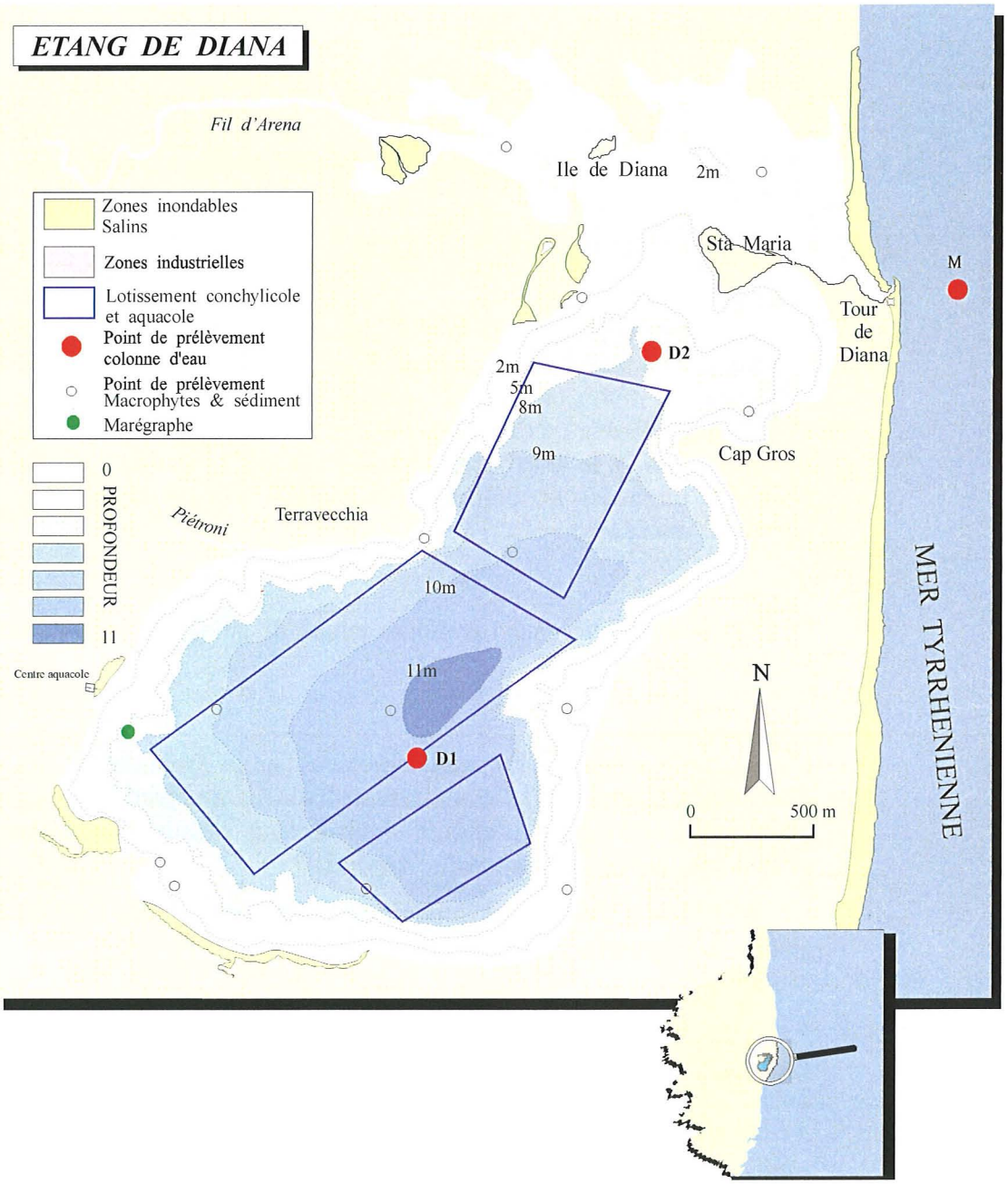


Figure 5 : Présentation de l'étang de Diana d'après Ifremer *et al.*, 2000

La conchyliculture et la pisciculture se sont particulièrement développées ces dernières années et la presque totalité de l'étang est occupée par ces activités (Figure 5).
Il semble que la pisciculture n'ait pas d'impact sanitaire sur la qualité des eaux, cependant, les sédiments présentent un enrichissement organique très prononcé, sur l'ensemble de la surface lagunaire, de nature a perturber la restauration rapide du milieu en cas de cessation totale des activités piscicoles (IARE, 1992).

2.3.2 Le bassin versant

Le bassin versant de 62 km^2 est principalement occupé par des terres agricoles (vignes principalement), des caves vinicoles et des élevages de moutons. Ces activités sont susceptibles d'apporter des éléments minéraux (azote et phosphore) et organiques, lors du lessivage des terres. Celui-ci a été accentué par le démaquisage important dans les années 80 (notamment pour les plantations de vigne). Déjà en 1979 cet étang subissait des agressions d'origine agricole (CUENCA et *al.*, 1989). Il existe, dans cette zone, un apport urbain moins important que pour l'étang de Biguglia, mais néanmoins non négligeable.
Un décret (26/01/1970) a institué un périmètre de protection autour de l'étang, de façon à préserver la qualité des eaux, en interdisant ou bien en réglementant un certain nombre d'activités.
La décharge de Tallone, située sur le bassin versant de l'étang de Diana fait l'objet d'une surveillance de la qualité des eaux souterraines et superficielles, au titre de son statut d'établissement classé (ICPE). Le suivi ne fait pas apparaître d'anomalie.
La cave SICA des coteaux de Diana (Tallone) située en bordure immédiate de l'étang est également suivie dans le cadre de la procédure ICPE, sans anomalie constatée.

2.4 Etang d'Urbino

L'étang d'Urbino est situé sur la côte est de la Corse à environ 75 km au sud de Bastia. C'est le deuxième étang de Corse à la fois pour la superficie (790 hectares) et pour la profondeur. Il s'étend sur la commune de Ghisonaccia. Cet étang présente une forme sensiblement circulaire (4 km de long pour une largeur maximale de 2,5 km) et est séparé en deux bassins par la presqu'île de l'Isula Lunga. Une île émerge au sud-ouest de la lagune. L'étang a une double origine : tectonique pour une part (en particulier dans la zone centrale) et, surcreusement pour une autre part lors de la régression de la mer pendant la dernière période glaciaire du quaternaire. Les eaux sont relativement profondes et peuvent atteindre 9 m (au nord). La communication avec la mer s'effectue par l'intermédiaire d'un grau temporaire (Figure 6). Celui-ci initialement situé au sud du lido, a été aménagé au nord (CTGREF, 1978).

Figure 6 : Photographie aérienne de l'étang d'Urbino
Equipe Ecosystèmes littoraux de l'Université de Corse (cliché réalisé par la Compagnia Generale Ritrescaeree, Parme, Italie)

Sur le plan hydrologique, la surface du bassin versant est de 31 km^2 et celui-ci culmine à 80 m. Les apports d'eaux douces dans la lagune interviennent préférentiellement dans la partie nord-ouest de l'étang par l'intermédiaire :

- de courts ruisseaux : Arato, Pidochina, Funtana vecchia, Frassonne et Vadina, dont seul le dernier affiche un caractère permanent (Morati, 1972),
- du ruissellement des eaux de pluie,
- de marais temporaires (pozzi) et vasières qui recueillent les eaux du bassin versant et les rejettent dans l'étang (CTGREF, 1978).

L'étude hydrologique de l'étang d'Urbino menée par la SOMIVAC et la CTGREF (1979) a montré que l'apport d'eaux douces est relativement faible (8 10 m^3/an), ce qui confère à l'étang un faible taux de renouvellement estimé à 57 mois.
De droit privé, l'étang appartient à la famille Bronzini -De Carafa.

2.4.1 Activités humaines

Pêche
La pêche se pratique à l'aide de filets trémails ou maillants, de palangres et de verveux. A Urbino, la production est estimée à 100 t/an[1]. Les principales espèces capturées sont le muge (*Mugil cephalus*), le loup (*Dicentrarchus labrax*), la daurade (*Sparus aurata*), l'anguille (*Anguilla anguilla*), le marbré (*Lithognathus mormyrus*), le sparaillon commun (*Diplodus annularis*) et dans une moindre mesure l'athérine (*Athérina boyeri*).

Chasse
La pratique de la chasse est autorisée sur le pourtour de l'étang, à l'exception d'une zone située au nord qui est une réserve nationale de chasse, le domaine de Casabianda.

Conchyliculture
L'étang a été déclaré « eaux conchylicoles » par la France, selon les dispositions de la Directive CEE du 30/10/1979, lui assignant ainsi des objectifs de qualité.
Depuis 1978 l'étang est exploité pour la conchyliculture par ses propriétaires. En 1978, la production est estimée à 150 t d'huîtres, et 12 t de moules. En 1981, on évalue la production conchylicole à 60 t/an (Frisoni, 1981). En 1986, Le Brun & Cantanzano (1986), estiment que la production atteint 100 t de moules et 110 t d'huîtres. Aujourd'hui, la SARL « Isula d'Urbinu » produit 40 t[1] d'huîtres exclusivement.

Pisciculture
L'élevage de poissons est estimé, en 1992, à 200 à 250 t de production annuelle (Clanzig, 1992). En 1999, la production est estimée à 50 t/an[1].

[1] Les valeurs citées ont été communiquées par les gestionnaires. Ce ne sont que des estimations en moyenne annuelles, les productions étant assez variables d'une année sur l'autre

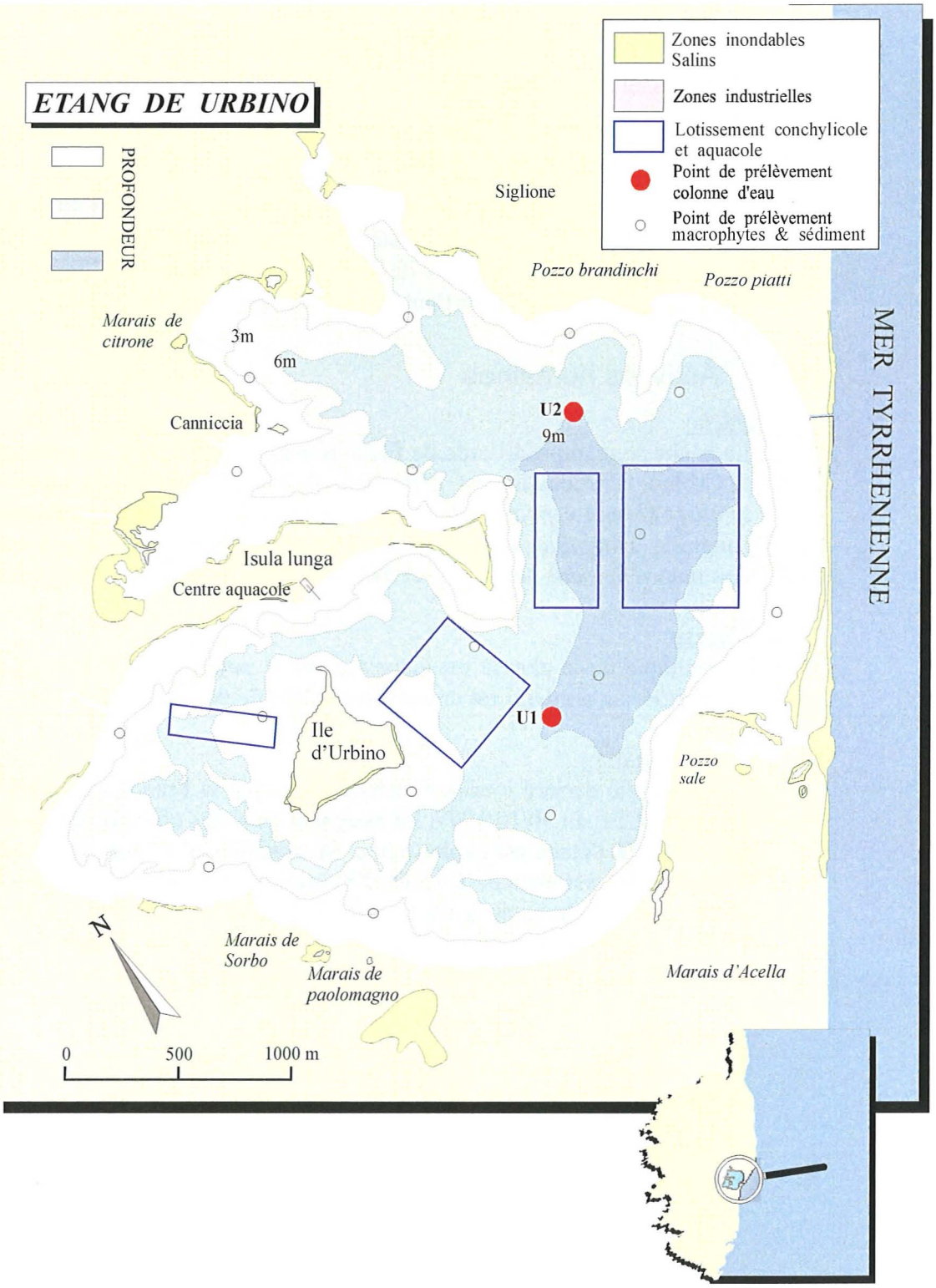


Figure 7 : Présentation de l'étang d'Urbino d'après Ifremer *et al.*, 2000

2.4.2 Le bassin versant

Le bassin versant d'une superficie de 31 km^2 est moins important que celui des étangs de Biguglia ou de Diana. On recense principalement trois bergeries qui pratiquent l'élevage du mouton, dont la population est estimée à environ 2000 têtes, des plantations d'agrumes et de vignes. Ces vignes ne représentent plus qu'environ 15 % de ce qu'elles représentaient en 1979.

Les établissements vinicoles recensés par la SOMIVAC et la CETGREF (1979), n'existent plus depuis la restructuration des vignobles corses dans les années 1980. Aujourd'hui, seul un établissement vinicole effectuant uniquement de la mise en bouteille est présent. Les risques de perturbation de l'écosystème lagunaire semblent donc limités. Toutefois, vu le faible taux de renouvellement des eaux, ils doivent être pris en compte.

3 Fonctionnement général d'une lagune et risques d'eutrophisation

3.1 fonctionnement général

L'étang est un bassin où se conjuguent les influences marines et continentales. Il offre une biodiversité exceptionnelle qui résulte de la confrontation des écosystèmes aquatiques et terrestres. On parle d'écosystème « étang » où interagissent sans cesse les organismes vivants ou biocénose et le milieu ou biotope.
Dans les lagunes, la chaîne alimentaire est basée sur la photosynthèse. Le processus permet aux végétaux, à partir de la lumière du soleil et des sels minéraux *(nitrate, ammonium, phosphate)* de fabriquer de la matière organique *(phytoplancton, algues, herbes, plantes, arbres, etc.)*. Cette matière végétale sert de nourriture aux animaux végétariens qui eux-mêmes serviront d'aliments aux carnivores ou à l'homme.

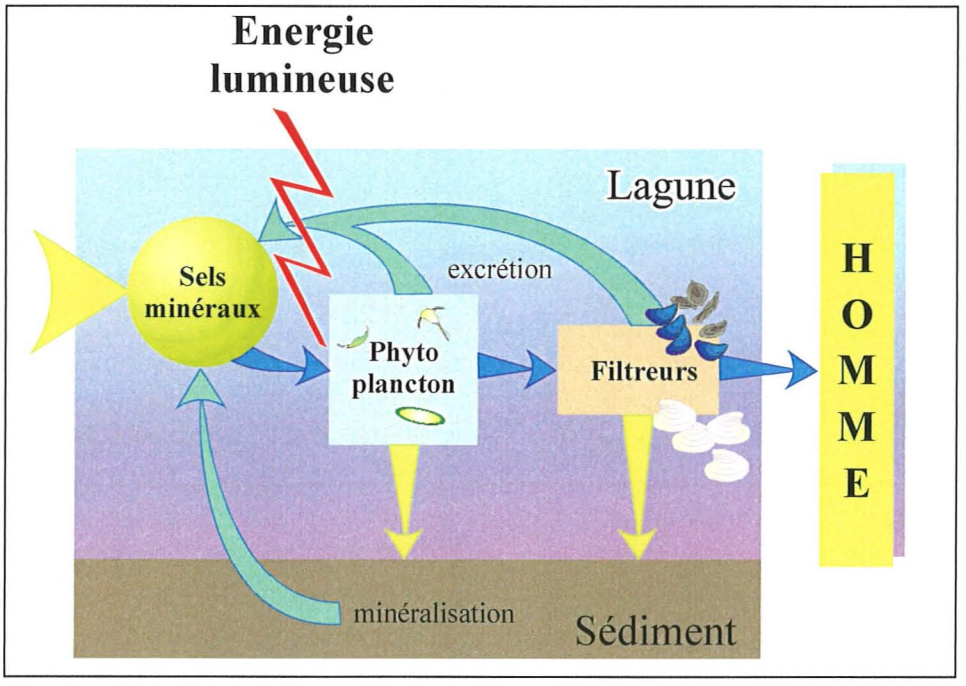


Figure 8 : Fonctionnement d'un écosystème lagunaire et chaîne alimentaire (Ifremer)

Dans une lagune méditerranéenne, les équilibres qui contrôlent la chaîne alimentaire, et en particulier la production primaire, sont particulièrement fragiles. En effet si les sources minérales *(apport de sels minéraux par les eaux de ruissellement)* ou l'énergie lumineuse *(lumière du soleil)* viennent à diminuer, la production primaire des végétaux s'affaiblira, induisant une moindre productivité de la chaîne alimentaire. Ce phénomène entraînera la diminution de la production de coquillages et la baisse des activités liées à la pêche, avec des conséquences économiques pour les professions qui en vivent.
En revanche, si les apports minéraux par les eaux de ruissellement ou les rejets dépassent la capacité de charge de la lagune, ils peuvent entraîner des dérèglements du milieu aquatique appelés dystrophie, eutrophisation ou malaïgue en Languedoc Roussillon, caractérisés par une production algale pléthorique, suivie souvent de chutes de la teneur en oxygène de l'eau, ou crise anoxique, préjudiciable à la faune aquatique.

Ces dernières années, le processus naturel d'enrichissement des eaux s'est amplifié dans de nombreuses lagunes du fait d'apports excessifs en sels nutritifs et en matières organiques, liés aux activités humaines. En particulier, l'emploi généralisé des engrais en agriculture et l'augmentation des populations urbaines littorales (Barnabé & Barnabé-Quet, 1997) ont une grande part de responsabilité dans ces phénomènes d'eutrophisation, qui correspondent à une perturbation des cycles naturels.

Ces phénomènes sont fortement conditionnés par le devenir des sels nutritifs apportés à la lagune ainsi qu'au processus de production primaire.

L'apport des éléments minéraux dans l'écosystème lagunaire provient essentiellement du bassin versant. Les sels nutritifs d'origine anthropique ont principalement pour origine l'agriculture, qui apporte surtout de l'azote, sous forme de nitrates issus du lessivage des engrais chimiques ou des lisiers, et des rejets urbains, qui apportent principalement des phosphates (lessives, excrétions, déchets industriels) et de l'azote ammoniacal. Ils sont transportés sous forme de sels inorganiques dissous dans les eaux douces qui se déversent dans les étangs lors des précipitations par la surface (cours d'eau permanents ou temporaires, ruissellement des eaux sur le bassin versant) ou bien par le sous-sol (infiltrations). La quantité et la qualité des apports va varier en fonction de l'occupation du sol du bassin versant (maquis, agriculture, urbanisation...) et de la géologie (porosité des terrains ...).

Le cycle de vie de ces lagunes est une succession de synthèses et de dégradations.

Photosynthèse : fabrication de la matière organique

Matière minérale + chlorophylle + lumière ⇒ matière organique + oxygène

Décomposition : dégradation de matière organique

Matière organique + oxygène ⇒ matière minérale

Figure 9 : Processus de photosynthèse et décomposition d'après Dutrieux, 1997
Matière minérale = azote + phosphore

La figure 10 schématise la circulation des composés azotés dans un écosystème lagunaire. Les composés phosphorés suivent un cycle semblable.

On distingue généralement deux types de production primaire :
Les composés inorganiques dissous (sels nutritifs) peuvent être consommés directement par le phytoplancton. Ce processus correspond à la ***production primaire nouvelle***.
Les composés organiques (dissous ou particulaires) doivent subir au préalable une minéralisation par les organismes décomposeurs avant d'être disponibles pour le phytoplancton. Celui-ci peut être ensuite consommé par du zooplancton ou d'autres herbivores (consommateurs primaires), ou encore par les filtreurs élevés dans les

lagunes. Le phytoplancton qui n'est pas consommé sédimente sur le fond sous forme de matière organique. La production primaire nouvelle aboutit donc dans le sédiment où elle est ensuite reminéralisée par les décomposeurs. Ce recyclage à l'interface eau-sédiment permet la remise à disposition des sels nutritifs pour le phytoplancton. Ce processus est appelé ***production primaire régénérée***.
Dans une lagune, le confinement des eaux permet aux sels nutritifs provenant du bassin versant d'effectuer plusieurs cycles production primaire /régénération avant d'être dilués dans le milieu marin extérieur. Les lagunes sont donc susceptibles d'accumuler les nutriments, ce qui les rend particulièrement vulnérables au phénomène d'eutrophisation.
Ces systèmes, si les apports restent raisonnables, se comportent donc comme des pièges à sels nutritifs, capables de les recycler de nombreuses fois. En revanche, si les apports en azote et phosphore du bassin versant deviennent trop importants, ils vont conduire à une désoxygénation du milieu qui aura pour conséquence la destruction d'une grande partie de la vie sauvage et exploitée (Deslous-paoli, 1997).

3.2 Processus d'eutrophisation, origine des crises anoxiques

3.2.1 Déclenchement d'une crise

Lorsque les apports du bassin versant sont excessivement riches en nitrates et phosphates, la prolifération des espèces autotrophes (phytoplancton et algues) est considérable et va provoquer une importante turbidité des eaux et une limitation de la pénétration de la lumière. Une prolifération excessive d'algues, comme les ulves, s'accompagne en premier lieu d'une production d'oxygène dissous. Mais la baisse des sels nutritifs et des phénomènes de carence ralentissent la prolifération de ces algues et entraînent leur mort. Celle ci a pour conséquence non seulement l'arrêt de leur production d'oxygène mais encore entraîne une forte demande en oxygène induite pour leur dégradation par l'activité microbienne. Ces phénomènes conduisent à une anoxie du milieu.

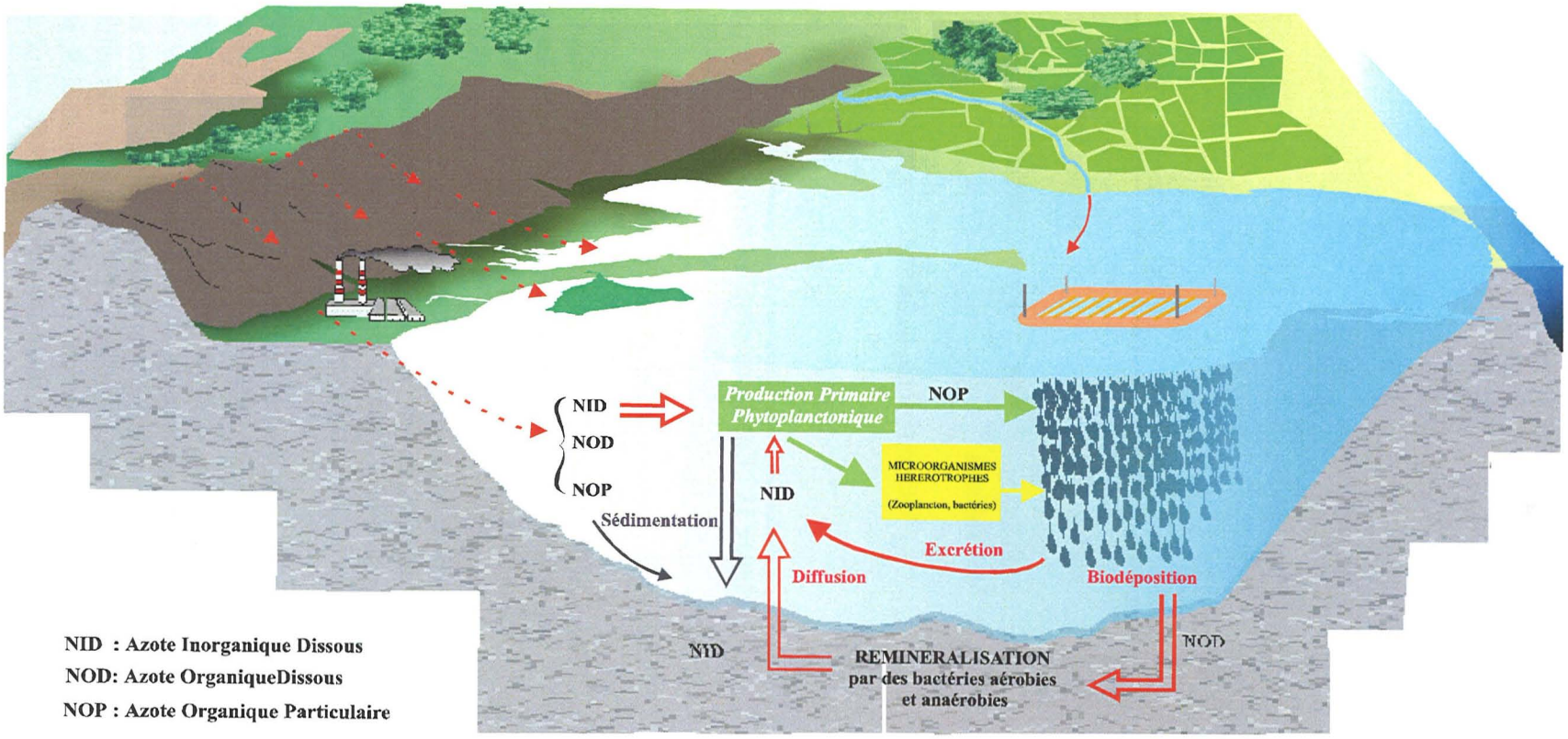


Figure 10 : Schéma général de la circulation des composés azotés dans un écosystème lagunaire

oxydation aérobie

$$MO^* + 106\ O_2 \xrightarrow{\text{Hétérotrophes aérobies}} 106\ CO_2 + 106\ H_2O + 16\ NH_3 + H_3PO_4$$

oxydation des sulfures

$$S^{2-} + 2\,O_2 \longrightarrow SO_4^{2-}$$

milieu oxique

milieu anoxique

Réduction des sulfates

$$MO + 53\,SO_4^{2-} \xrightarrow{\text{Sulfato-réductrices}} 106\,CO_2 + 106\,H_2O + 16\,NH_3 + H_3PO_4 + 53\,S^{2-}$$

* MO représente la formule moyenne de la matière organique dans les milieux marins :

$$(CH_2O)_{106}\ (NH_3)_{16}\ (H_3PO_4^{3-})$$

Figure 11 : Equations simplifiées des principales réactions de minéralisation de la matière organique d'après Souchu *et al.*, 1998.

Dans les lagunes côtières, la matière organique résultant de la mort des organismes (plancton, organismes benthiques, biodépôts, déchets conchylicoles, etc...) doit être recyclée : c'est le processus de minéralisation. Cette matière organique est principalement minéralisée dans la partie supérieure des sédiments par des bactéries hétérotrophes. Ces dernières utilisent la matière organique comme substrat énergétique (carburant).
La matière organique s'accumule sur le fond et les bactéries aérobies ne parviennent pas à la minéraliser en totalité. Il se crée alors un déséquilibre entre production et consommation. Plus la biomasse sera importante, plus l'activité microbienne sera intense et plus la consommation d'oxygène sera importante.

L'oxygène dissous est réduit en premier (réaction 1). Après épuisement de l'oxygène dissous, d'autres oxydants sont utilisés comme les oxydes de manganèse, les oxydes de fer, les nitrates et enfin les sulfates. Dans les sédiments côtiers riches en matières organiques, comme c'est le cas à Thau (Gilbert *et al.*, 1997), la demande en oxydants est forte et les sulfates sont souvent utilisés par les bactéries sulfato-réductrices dès les premiers millimètres (réaction 2), produisant des sulfures.
Les sulfures présentant les formes S^{2-}, HS^- et H_2S, réagissent en partie avec l'oxygène dissous lors de leur diffusion dans la zone aérobie (réaction 3). La succession des réactions 2 puis 3 montre que l'utilisation des sulfates par les bactéries sulfato-réductrices constitue une consommation différée en oxygène dissous. Le retour des

sulfures à la forme sulfate dans les couches superficielles oxiques constitue une demande chimique en oxygène (Roden & Tuttle, 1992) pouvant conduire à l'épuisement total dans la colonne d'eau en été. A ce stade, les sulfures diffusent dans l'atmosphère, dégageant une odeur nauséabonde.

Des travaux synthétisés par Frisoni (1997) expliquent que le déclenchement de la crise d'eutrophisation est à son maximum de probabilité lorsque certaines conditions climatiques sont réunies : absence de vent, fort ensoleillement et températures élevées.

Dans les lagunes, l'anoxie se développe à partir du fond ou du bord et atteint la colonne d'eau. La faune sédentaire, alors privée d'oxygène, meurt et la faune vagile (poissons) fuit, dans la mesure ou elle en a la possibilité, ce qui n'est pas le cas des poissons en cage aquacole.

3.2.2 Anoxies partant du fond (d'après Souchu *et al.*, 1998)

Lorsque la température augmente, les sulfures produits en plus grande quantité épuisent l'oxygène dans toute la colonne sédimentaire (Figure 12 B). Les conditions environnementales sont alors favorables au développement, à l'interface eau/sédiment, de bactéries sulfuraires filamenteuses (ordre des Beggiatoales). Leur présence se signale par des amas de filaments blancs qui prolifèrent sur un sédiment noir réduit. Ces organismes aérobies consomment à la fois les sulfures qui diffusent du sédiment et l'oxygène de la colonne d'eau (Caumette, 1978). Si la libération de sulfures s'accentue, l'oxygène s'épuise dans les eaux de fond provoquant la mortalité d'une grande partie des organismes vivants à l'interface eau-sédiment par anoxie et par empoisonnement (algues, microphytobenthos, macrofaune, bactéries aérobies, protozoaires, etc). Cet enrichissement en matières organiques reminéralisables par les bactéries sulfato-réductrices produit un nouveau stock de sulfures qui vient réagir à l'interface eaux oxiques/eaux anoxiques (Figure 12 C).

La thermocline limite la diffusion des sulfures vers la surface, contribuant ainsi à leur accumulation dans les eaux de fond (Tuttle *et al.*, 1987). L'eau de fond anoxique riche en sulfures peut s'épaissir et atteindre les élevages d'huîtres et de moules en suspension (Figure 12 D) ou éventuellement les élevages de poissons. A leur mort, les bivalves et leurs épibiontes (algues, éponges, ascidies etc...) entraînent une demande biologique en oxygène suffisante pour contribuer à l'extension de la couche anoxique jusqu'à la surface.
L'intensité des processus de minéralisation entraîne la libération de grandes quantités de sels nutritifs comme l'ammonium (NH_4^+). Les conditions environnementales rencontrées dans les eaux de fond anoxiques (lumière, fortes concentrations en sels nutritifs, sulfures) sont alors favorables à la prolifération dans l'eau de bactéries photosynthétiques sulfo-oxydantes qui contribuent à l'élimination des sulfures (Caumette, 1978). Les eaux anoxiques sont en effet caractérisées par de fortes concentrations en Azote Organique Particulaire (NOP) et en chlorophylle-a (Chl-a), qui ne sont pas accompagnées par des densités supérieures de cellules phytoplanctoniques mais par de fortes concentrations en bactéries.

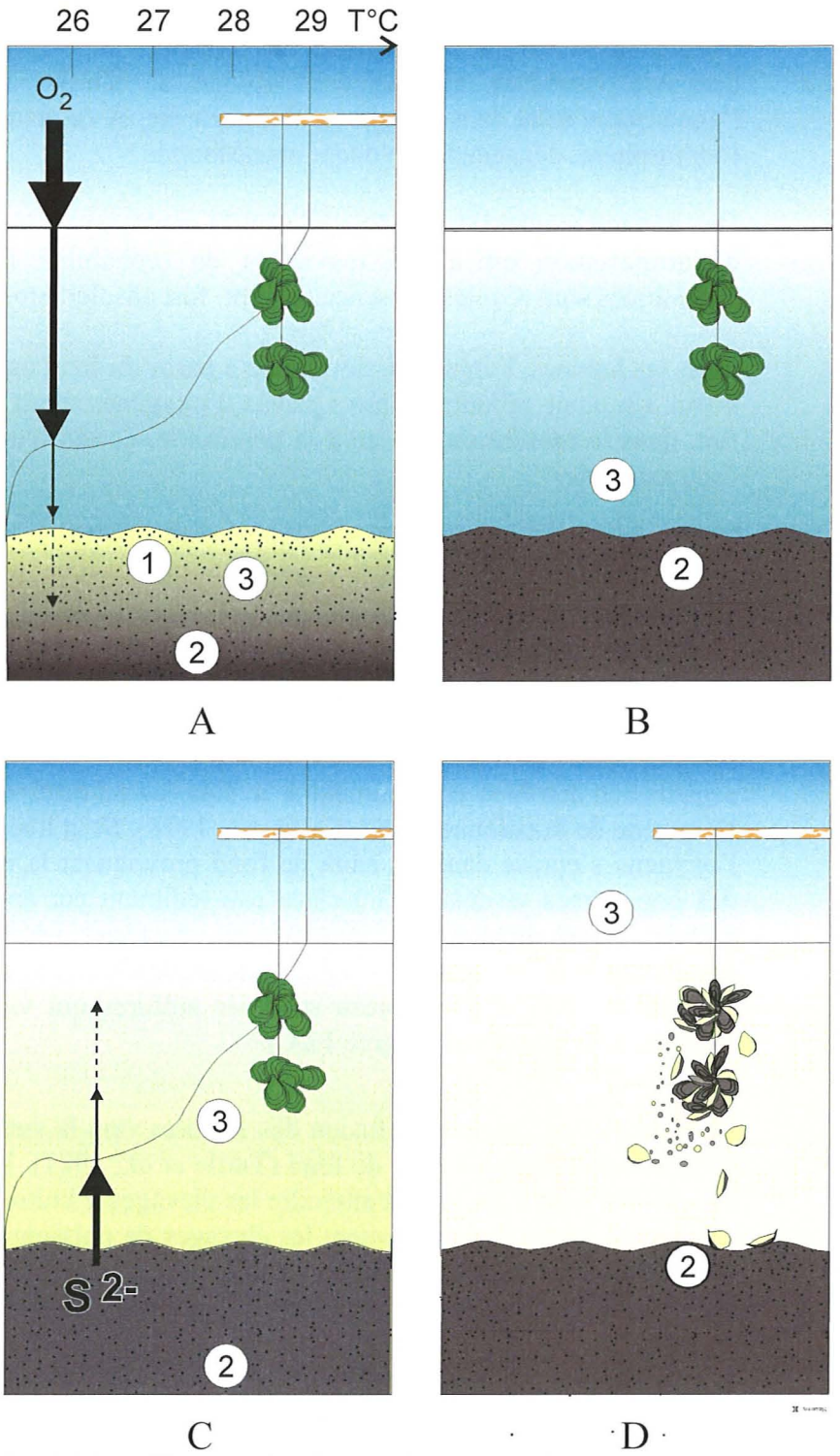


Figure 12 : Schéma illustrant le départ et la propagation des anoxies à partir du fond d'après Souchu *et al.*, 1998.

Les zones en gris foncé indiquent l'absence d'oxygène et la présence de sulfures. Les chiffres représentent les réactions chimiques de la figure 11, dans les secteurs où elles sont effectives :

1- Minéralisation de la matière organique avec utilisation d'oxygène,
2- Minéralisation de la matière organique avec utilisation de sulfates,
3- Utilisation d'oxygène par les sulfures.

Lorsqu'elles sont de la famille des *Chromatiaceae*, ces bactéries photosynthétiques donnent aux eaux anoxiques une coloration à dominante rouge (Caumette et Baleux, 1980).
Lorsque les eaux redeviennent oxiques sous l'effet du vent, les bactéries photosynthétiques cèdent la dominance aux nanodiatomées (*Skeletonema costatum* est la plus courante) qui consomment les sels nutritifs et peuvent atteindre des biomasses équivalentes à celles mesurées lors de blooms phytoplanctoniques d'hiver (>20 $\mu g\ l^{-1}$ Chl a). De fortes biomasses phytoplanctoniques sont aussi mesurées dans les eaux périphériques après diffusion des sels nutritifs.

Ce type d'anoxie est à craindre pour les étangs d'Urbino et de Diana, en particulier au droit des sites de production aquacole.

3.2.3 Anoxies partant du bord (d'après Souchu *et al.*, 1998)

Les bassins peu profonds alimentés par des eaux douces riches en sels nutritifs, accumulent ces eaux qui restent confinées sur les bords. Selon le cas, des effluents conchylicoles liquides peuvent venir localement s'ajouter à cet enrichissement des eaux de bordure en sels nutritifs. Les conditions sont favorables au développement d'algues opportunistes (*Ulvaceae*) qui séquestrent les nutriments en bordure de bassin (Figure 13 A). Les fonds peu profonds reçoivent assez d'énergie lumineuse pour permettre l'établissement de communautés macrophytiques (algues et phanérogames ou herbiers) à partir des bords jusque dans les zones conchylicoles .

En l'absence de forts vents qui contribuent à la dissémination des effluents vers le large, les algues peuvent s'accumuler sur plusieurs dizaines de centimètres limitant ainsi les apports d'oxygène au sédiment. En période estivale, la base des tapis d'algues devient anoxique et libère des quantités importantes de sulfures (Figure 13 B). Si la diffusion de l'atmosphère et la photosynthèse deviennent insuffisantes pour alimenter la demande en oxygène, l'anoxie s'étend à la colonne d'eau (Figure 13 C). La propagation de l'anoxie à partir du bord est de même nature que pour les anoxies partant du fond ; elle suit une séquence qui passe par l'empoisonnement et la mort des organismes vivants sensibles aux sulfures, suivie par leur reminéralisation anaérobie et enfin une nouvelle libération de sulfures (Figure 13 D).

Ce type d'anoxie a été constaté a plusieurs reprises dans l'étang de Biguglia.

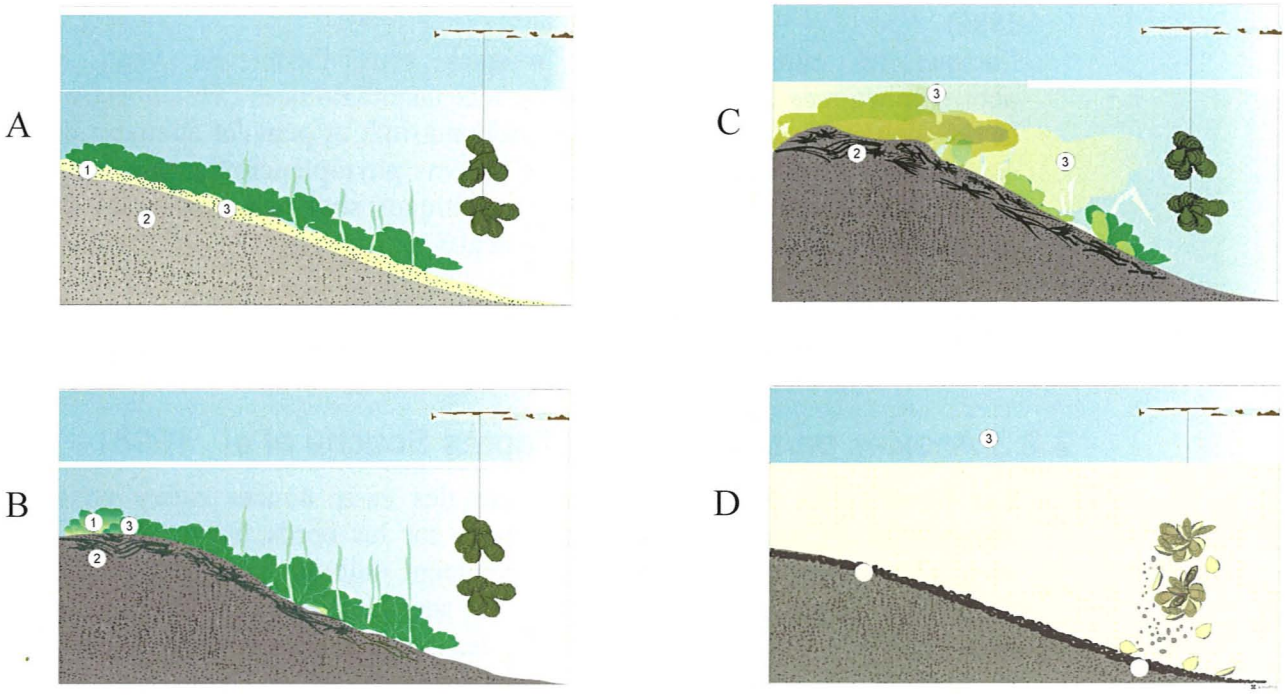


Figure 13 : Schéma illustrant le départ et la propagation des anoxies à partir du fond d'après Souchu *et al.*, 1998.

Les zones en gris foncé indiquent l'absence d'oxygène et la présence de sulfures.
Les chiffres représentent les réactions chimiques de la figure 11, dans les secteurs où elles sont effectives :

1- Minéralisation de la matière organique avec utilisation d'oxygène,
2- Minéralisation de la matière organique avec utilisation de sulfates,
3- Utilisation d'oxygène par les sulfures.

4 Choix des différents compartiments étudiés

Les lagunes sont des écosystèmes complexes où interagissent les différents compartiments qui les composent.
Le couplage entre les compartiments pélagique et benthique est d'importance cruciale pour une meilleure compréhension du cycle de la matière en domaine côtier. Les lagunes, du fait de leur faible profondeur, sont caractérisées par des liens renforcés entre la production et le recyclage de la matière organique pélagique, et les différents processus métaboliques qui s'exercent au sein du sédiment (Deslous-Paoli, 1997). Aussi, l'analyse bibliographique (CEMAGREF & IARE, 1994) a montré que le sédiment, la colonne d'eau, le phytoplancton et les macrophytes sont indicateurs des niveaux trophiques dans les lagunes méditerranéennes.
Dans l'étude de ces compartiments le phytoplancton sera inclus à la colonne d'eau.

4.1 Le sédiment

Le **sédiment** est en relation indirecte avec les apports d'azote et de phosphore car il constitue le "lieu de passage" des matières eutrophisantes dans l'écosystème lagunaire. Le phytoplancton et les macrophytes sont recyclés à son interface, consommant de l'oxygène et libérant des sels minéraux. Ces derniers viennent enrichir en partie le sédiment. Ce processus fait du sédiment un compartiment intégrateur des apports d'azote et de phosphore dans le milieu. Il est donc nécessaire d'effectuer des prélèvements du sédiment. Le choix des différents paramètres à étudier (granulométrie, matière organique, azote total, phosphore total) s'est fait en fonction des informations qu'ils nous donnent sur la qualité du sédiment et sur l'état d'eutrophisation des lagunes.

Les variables du sédiment sont dites intégratrices. 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 d'un milieu (Frisoni-Dutrieux, 1992).

4.2 La colonne d'eau (incluant le phytoplancton)

La **colonne d'eau** comporte une batterie de variables, certaines révéleront les causes et d'autres les conséquences de l'eutrophisation. Les sels nutritifs constituent les causes, la turbidité et les chlorophylles restituent les conséquences. Enfin, les formes totales d'azote et de phosphore intègrent les causes et les conséquences, car les formes organiques (plancton, matière détritique) constituent à terme des matières eutrophisantes en raison du recyclage efficace à l'interface eau-sédiment (à la différence des eaux marines beaucoup plus profondes, les eaux lagunaires présentent une interface eau-sediment non négligeable). Pour cela nous avons choisi d'analyser, dans la colonne d'eau, les différentes formes d'azote et de phosphore ainsi que les concentrations en chlorophylle a. De faibles concentrations en oxygène dans l'eau et une turbidité élevée augmentent les risques d'anoxie. Il était donc nécessaire d'intégrer les mesures de ces paramètres dans notre étude.
Le **phytoplancton** peut être considéré comme un indicateur "objectif" de l'eutrophisation. Les proliférations phytoplanctoniques ou blooms sont en relation étroite avec les apports d'azote et de phosphore. La chlorophylle-a, présente dans toutes les espèces de phytoplancton, constituent un indicateur de biomasses phytoplanctoniques.

Les variables de la colonne d'eau sont dites instantanées car 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.

4.3 Les macrophytes

Les **macrophytes** sont aussi en relation directe et indirecte avec les apports d'azote et de phosphore dans le milieu. La relation indirecte provient de l'augmentation de turbidité liée à l'accroissement des densités phytoplanctoniques. Lorsqu'un écosystème lagunaire est anthropisé, les phanérogames disparaissent au profit d'algues opportunistes (ex ulves). La prolifération d'algues vertes constitue la résultante directe des apports en azote et phosphore dans les lagunes.
Les phanérogames sont considérées comme des variables intégratrices, elles nécessitent pour cela une attention particulière.

5 Le sédiment

5.1 Présentation et intérêt des variables étudiées

Granulométrie :
Deux grandes catégories de particules sédimentaires se distinguent habituellement :

- les particules fines ou vases constituées des argiles (0-2µm), des limons fins (2-20µm) et des limons grossiers (20-50 µm),
- les sables dans lesquelles on distingue les sables fins (50-200µm) des sables grossiers (200µm-2mm).

La formation de la plupart des lagunes méditerranéennes s'est effectuée à partir de mouvements de sables (Biguglia). Les lagunes, à leur départ, avaient donc des fonds sableux. Les sables fins sont caractéristiques des lagunes bien marinisées et peu perturbées par les apports provenant du bassin versant. Leur géomorphologie en a fait des pièges à particules fines d'origine marine. Les lagunes se sont aussi envasées du fait des apports de particules fines qu'elles recevaient par lessivage du bassin versant et des cours d'eau. Selon le degré d'eutrophisation, la production de phytoplancton comme les diatomées a permis l'accumulation de frustules, induisant des boues riches en silice.

Matières Organiques :
La matière organique dans les sédiments est alimentée notamment par :

- les particules d'origine terrestre issues du lessivage par les pluies,
- la sédimentation des organismes vivant dans la colonne d'eau ainsi que leurs déchets (plancton et biodépôts),
- les organismes benthiques (macrophytes, microphytobenthos, microorganismes et faune associée) qui y vivent et y meurent.

Pour les étangs de Diana et Urbino s'ajoute à cela la matière organique provenant :
- des fèces résultant des activités ostréicoles, conchylicoles et aquacoles,
- des apports extérieurs liés à la nutrition des alevins.

Azote Total dans les sédiments (NTS) :

Dans les sédiments, l'azote se présente essentiellement sous forme organique particulaire et, dans une bien moindre mesure, sous formes organiques et inorganique dissoutes dans les eaux interstitielles. En toute logique, ses teneurs sont fortement liées au pourcentage de matière organique. La distribution de l'azote total dans les sédiments est donc le plus souvent très similaire à celle décrite pour la matière organique.

Phosphore Total dans les sédiments (PTS) :

Le phosphore, élément essentiel pour la vie, constitue comme l'azote un composant de la matière organique. On va donc le retrouver en quantités importante dans les sédiments riches en matières organique. Mais les phosphates ont tendance à s'associer avec les particules minérales sédimentaires. On peut citer notamment l'adsorption des orthophosphates sur les hydroxo-complexes ferriques et les argiles. Les relations entre

phosphates et particules sédimentaires sont complexes. On retiendra simplement que ces phosphates constituent un stock supplémentaire s'ajoutant à celui composant la matière organique. Les conditions plus réductrices qui règnent pendant la saison estivale (voir Potentiel d'oxydo-réduction) contribuent à la disparition des hydroxo-complexes ferriques qui libèrent alors leurs phosphates dans la colonne d'eau. Les sédiments, particulièrement ceux comportant une forte fraction fine, constituent donc un réservoir naturel de phosphates dont la disponibilité pour la production primaire augmente en été. Le phosphore sédimentaire constitue donc un bon indicateur d'eutrophisation des milieux lagunaires.

5.2 Prélèvements et analyses

5.2.1 Prélèvements

Les échantillons ont été prélevés parallèlement aux macrophytes à raison d'un tous les 50 hectares (Figures 3, 5 et 7), au cours d'une campagne réalisée en mai 1999.

Prélèvements	Biguglia	Diana	Urbino
Nombre de points	29	14	17
Fréquence	Annuel (mai 1999)	Annuel (mai 1999)	Annuel (mai 1999)

Les prélèvements des sédiments ont été effectués par une équipe Ifremer et l'équipe « Ecosystèmes Littoraux » de l'Université de Corse. Ils ont été effectués en plongée à l'aide de carottiers de 8 cm de diamètre et de 20 cm de long. Les 5 premiers centimètres sont extraits à l'aide d'un piston, tamisés sur 2 mm, puis homogénéisés avant leur répartition dans des sacs prévus pour leur congélation (-20°C).

5.2.2 Analyses

Les analyses ont été confiées au laboratoire du CIRAD de l'Université de Montpellier II.
Quatre variables physico-chimiques ont été étudiées :

- Granulométrie (sables et vases),
- Matière organique,
- Azote total,
- Phosphore total.

Leurs variations sont présentées sur des graphiques (Ch. 5.4.) permettant la comparaison avec d'autres lagunes méditerranéennes.

Granulométrie :

Les sédiments sont d'abord traités à l'eau oxygénée afin d'éliminer la matière organique puis dispersés dans une solution d'hexamétaphosphate de sodium et de

carbonate de sodium. Les différentes fractions sont ensuite analysées à l'aide d'un granulomètre TEXSOL LCA. Cette méthode correspond à la norme NF ISO X31-107.

La granulométrie des étangs de Diana et Biguglia a retenu une fraction vaseuse de 0 à 63 µm alors que pour tous les autres échantillons, celle retenue variait de 0 à 50 µm. Cette différence involontaire ne devrait pas entraîner d'erreur de diagnostic.

Matière organique :

Un volume précis de 20 ml de sédiments est pesé puis séché à l'étuve (110°C) jusqu'à stabilisation de la masse (24 à 48 heures). Les sédiments sont ensuite passés au four (450°C) pendant 12 heures. Ceci nous permet de calculer le pourcentage de matière organique (en grammes pour 100 g de poids sec).

Azote total :

On le mesure sur un analyseur élémentaire THERMOQUEST CN 2100 selon la norme NF ISO 13878-1998.

Phosphore total :

Les sédiments sont mis en solution dans un mélange d'acide nitrique, fluorhydrique et perchlorique. Les phosphates sont ensuite dosés selon la méthode précitée.

5.3 Traitement des données

Les graphiques sont traités par Statgraphics4 sous Windows 95. Les données sont présentées sous forme de « boîte à moustache », traduction de « Box-and-Wisker plot », qui permettent de présenter pour chaque paramètre l'ensemble des données de toutes les stations (Figure 14).

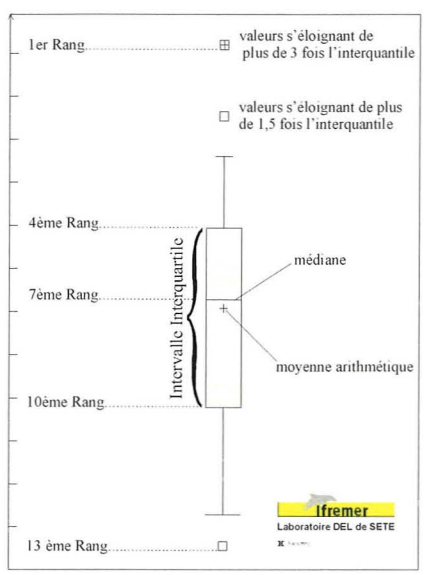


Figure 14 : Résumé des caractéristiques du diagramme « boite à mousache ».

Exemple de distribution avec 13 valeurs
Les données sont divisées en 4 aires d'égale fréquence. La boîte elle-même contient 50 % des données. Si l'on considère un exemple de 13 valeurs :

- la limite supérieure de la boite correspond au 4 ème rang
- la limite inférieure correspond au 10 ème rang
- la barre horizontale représente la médiane qui correspond au 7 ème rang
- l'intervalle interquartile (I) correspond à la hauteur de la boîte et se calcule en retranchant la 10 ème valeur à la 4 ème
- les moustaches couvrent les valeurs situées à moins de 1,5 x I
- les valeurs s'éloignant de plus de 1,5 x I sont représentées par des carrés vides. Elles correspondent à des valeurs exceptionnelles
- les valeurs s'éloignant de plus de 3 x I sont représentées par des carrés avec une croix. Ces valeurs peuvent être interprétées comme très exceptionnelles.

5.4 Résultats et discussion

Les résultats obtenus sont comparés avec ceux acquis pour d'autres lagunes méditerranéennes (étangs palavasiens ou narbonnais) ;. ces dernières ont été utilisées comme lagunes de référence pour la construction de l'outil d'évaluation de la qualité trophique des milieux lagunaires (Ifremer *et al.*, 2000). Les graphiques pages suivantes montrent les résultats obtenus pour l'ensemble des lagunes de référence ainsi que pour les trois lagunes corses.

Pour les figures 15 à 20, les abréviations utilisées concernant des noms d'étangs sont listées ci-dessous :

OR	Etang de l'Or
GRE	Etang du Grec
I N	Etang d'Ingril
BG	Etang de Bages
AYR	Etang de l'Ayrolle
CAM	Etang de Campignol
GRU	Etang de Gruissan
TH	Etang de Thau
LEU	Etang de Leucate
DIA	Etang de Diana
URB	Etang d'Urbino
BIG	Etang de Biguglia

5.4.1 Variables physiques

Profondeur
L'étang de Biguglia possède une profondeur comparable à celle des étangs palavasiens et narbonnais. L'étang d'Urbino présente une bathymétrie comparable à celle de l'étang de Diana (Figure 15) avec des secteurs centraux avoisinant 10 m. Diana est cependant plus encaissée.

Sables fins et vases
Les étangs de Biguglia, Diana et Urbino, en comparaison avec d'autres lagunes méditerranéennes, sont caractérisé par un fort envasement qui les situe au niveau des étangs Palavasiens comme les étangs du Grec et de l'Or (Figure 18). Les sables fins sont peu représentés dans les 3 étangs concernés par notre étude.
A Biguglia, les fonds sont très envasés (Figure 18), en particulier ceux localisés à proximité de la bordure sud-ouest où se situent les zones humides. A cet endroit, les fonds sont constitués de plus de 80 % de vase. Pour l'ensemble de la lagune ils varient entre 60 et 90 % de vase, à l'exception de quelques valeurs plus faibles près du lido où des fonds plus sableux subsistent.
La cartographie des peuplements de fond montrent que 76,9 % de la surface de l'étang est occupée par de la vase et 2, 47 % par des sables fins (Pergent-Martini *et al.*, 2000).

A Diana, les parties centrales sont les plus envasées. Cependant, les zones situées près du grau présentent, elles aussi, des sédiments riches en vases. Le pourcentage de vase dans ces secteurs oscille entre 70 et 90 %. A l'inverse, les sables fins sont plutôt représentés au sud-ouest de l'étang, ainsi qu'au centre de la rive ouest. Dans ces endroits, les sédiments sont constitués, en moyenne, de 20 à 25 % de sables, mais très localement on peut atteindre les 40 %.
La cartographie des peuplements de fond montrent que 88,1 % de la surface de l'étang est occupée par de la vase et 1 % par des sables fins (Pergent-Martini *et al.*, 2000).

A Urbino, à l'exception du secteur situé à proximité du Grau où les sables apparaissent significativement, pouvant atteindre 25 %, les bordures sont aussi envasées que les secteurs centraux. Les pourcentages de vase dans les sédiments varient, en moyenne, entre 65 et 85 %. La cartographie des peuplements de fond montrent que 70,1 % de la surface de l'étang est occupée par de la vase et 1,1 % par des sables fins (Pergent-Martini *et al.*, 2000).

5.4.2 Variables chimiques

Matière organique
Les sédiments de Biguglia, Diana et Urbino présentent des teneurs en matière organique relativement importantes, mais les concentrations les plus élevées sont mesurées dans les étangs de Biguglia et d'Urbino.

Les sédiments de Biguglia présentent des teneurs en matière organique variant de 6 à 9 g/100 g PS. Les secteurs les plus chargés en matière organique correspondent aux environnements les plus envasés situés en bordure de zone humide, à proximité de la rive ouest. Ponctuellement on peut atteindre, dans ces zones, 12 % de matière organique.

La distribution de la matière organique dans les sédiments des lagunes corses (Figure 16), montre de profondes différences entre Diana et Urbino. A Diana, les teneurs en matière organique variant de 2 à 8 g/100 g PS, peuvent atteindre 12 % dans les secteurs centraux les plus envasés.

Les sédiments d'Urbino présentent en moyenne les concentrations les plus élevées des trois lagunes étudiées. Les teneurs en matière organique variant de 7 à 11 g/100 g PS, peuvent atteindre 12 % dans les secteurs ouest les plus envasés.

PROFONDEUR (m)

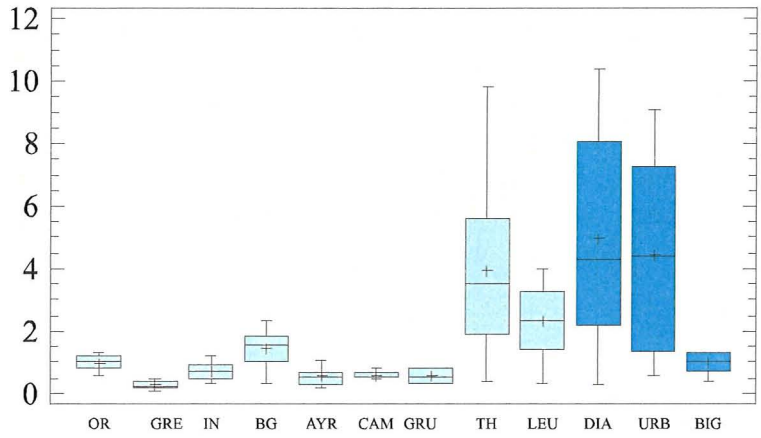


Figure 15 : Distribution des profondeurs dans les lagunes corses (bleu roi) en comparaison avec d'autres lagunes (bleu ciel)

MAT ORGANIQUE SEDIMENTS (g pour 100 g PS)

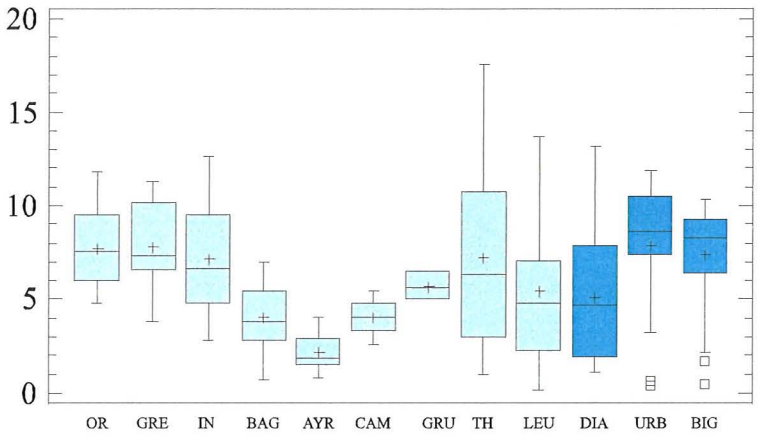


Figure 16 : Distribution de la matière organique dans les lagunes corses (bleu roi) en comparaison avec d'autres lagunes (bleu ciel)

% SABLES FINS

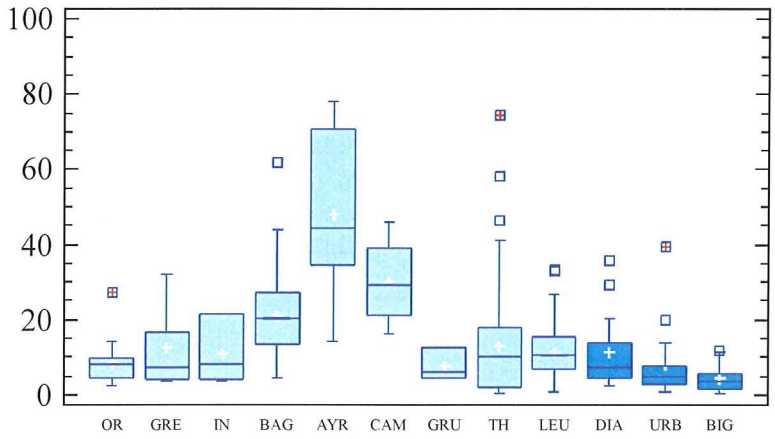


Figure 17 : Pourcentage de sables fins (50-200 µm) dans les lagunes corses (bleu roi) en comparaison avec d'autres lagunes méditerranéennes (bleu ciel)

% VASES

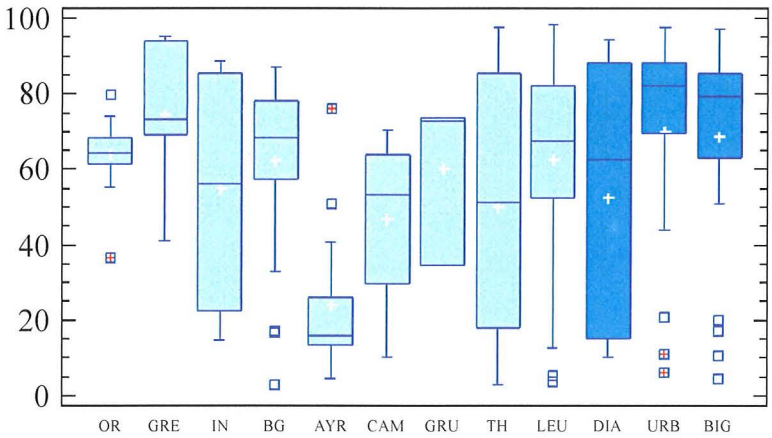


Figure 18: Pourcentage de vases (0-50 µm) dans les lagunes corses (bleu roi) en comparaison avec d'autres lagunes méditerranéennes (bleu ciel)

Azote Total

L'azote total sédimentaire présente des valeurs élevées dans les étangs de Biguglia et d'Urbino (Figure 19). A Biguglia, les teneurs varient entre 3 et 5 g/kg PS. Les secteurs les plus chargés en azote correspondent aux environnements les plus envasés situés en bordure de zone humide.

A Diana, les teneurs en azote dans le sédiment varient entre 1 et 3 g/kg PS. Ces valeurs restent bien inférieures à celles rencontrées à Biguglia et Urbino. Les valeurs maximales correspondent aux secteurs les plus envasés.

Les sédiments d'Urbino présentent, en moyenne, des concentrations bien plus élevées qu'à Diana et Biguglia. Si l'on compare avec d'autres lagunes méditerranéennes, on remarque que le taux d'azote total dans le sédiment est plus important à Urbino. Les teneurs varient en moyenne entre 4 et 6 g/kg PS. Les valeurs maximales correspondent aux secteurs centraux les plus envasés.

Phosphore Total

Les teneurs en Phosphore dans les sédiments de Biguglia varient entre 450 et 600 mg/kg PS.

En dépit de leur profondeur, les lagunes de Diana et Urbino ont des teneurs moyennes qui sont inférieures à celles mesurées dans les étangs de l'Or, du Grec et de Thau.

Pour l'étang de Diana, les concentrations maximales sont observées dans les secteurs les plus profonds. Les teneurs dans le sédiment varient entre 300 et 700 mg/kg PS.

A Urbino, les teneurs maximales en phosphore sédimentaire ne correspondent pas aux sédiments les plus envasés mais aux environnements les plus profonds. Elles varient entre 400 et 600 mg/kg PS.

AZOTE TOTAL SEDIMENTS (g/kg PS)

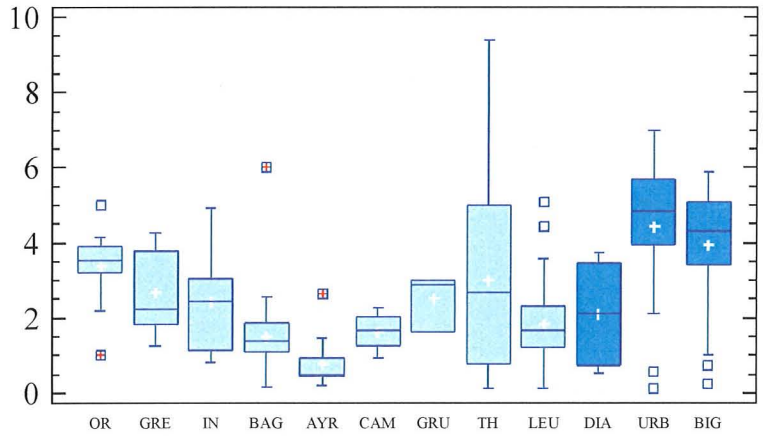


Figure 19 : Distribution des concentrations en azote total dans les sédiments des lagunes corses (bleu roi) en comparaison avec d'autres lagunes méditerranéennes (bleu ciel)

PHOSPHORE TOTAL SEDIMENTS (mg/kg PS)

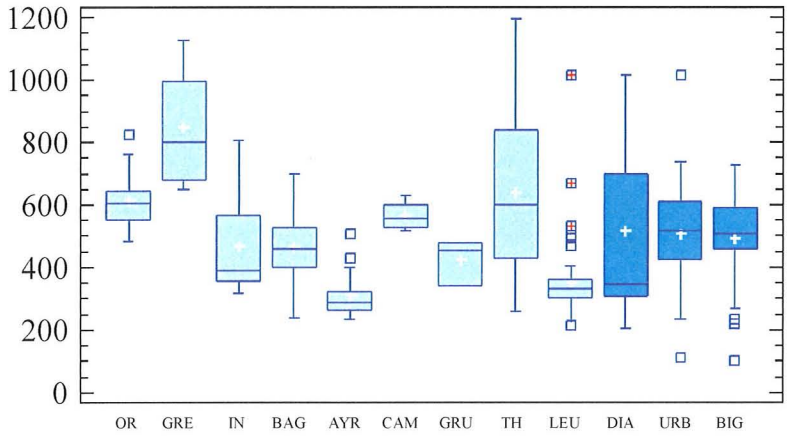


Figure 20 : Distribution des concentrations en phosphore total dans les sédiments des lagunes corses (bleu roi) en comparaison avec d'autres lagunes méditerranéennes (bleu ciel)

6 La Colonne d'eau

6.1 Présentation et intérêt des variables étudiées

6.1.1 Variables physiques

Température
La température permet l'étude du mélange des masses d'eau et joue un rôle important dans les cycles biologiques qui ont des répercussions sur les écosystèmes.

Salinité
La salinité donne des indications fondamentales sur l'hydrologie des lagunes étudiées car elle permet d'appréhender leur degré de marinisation et de confinement. Comme dans tous les milieux lagunaires, elle est susceptible de varier en fonction des apports d'eau douce issus du bassin versant. Les hauteurs de précipitations permettent d'appréhender les variations annuelles de salinité dans les lagunes.

Oxygène dissous
La concentration en oxygène dissous dans les eaux lagunaires est la résultante des facteurs physiques (température), chimiques (salinité) et biologiques (production par photosynthèse ou respiration). L'effet de la température, et celui de la salinité dans une moindre mesure, masquent les processus issus des phénomènes biologiques. L'équation de Weiss (1970), qui donne la concentration d'oxygène théorique ou "saturation" à partir de la température et de la salinité, permet de calculer le pourcentage d'oxygène dissous par rapport à la saturation (%SatO_2). La saturation ou solubilité est la quantité maximum d'oxygène physiquement dissoute dans l'eau de mer pour une température et une salinité données.

Pourcentage de saturation en Oxygène = (Concentration mesurée/Saturation) x 100

L'oxygène moléculaire dissous est un paramètre important des milieux aquatiques car il gouverne la majorité des processus biologiques des écosystèmes marins. La mesure du pourcentage d'oxygène par rapport à la saturation exprime la résultante des processus biologiques de production et de consommation de l'oxygène. Dans certains écosystèmes, la production in situ par la photosynthèse peut engendrer des sursaturations atteignant 150 voire plus de 200 %. Mais l'accumulation de matière organique peut conduire à la consommation de l'oxygène dissous par les bactéries hétérotrophes et induire des sous-saturations voire l'anoxie. Par exemple, dans les lagunes corses où les marées sont faibles, le vent est le principal facteur de refroidissement et de brassage des eaux. Le vent favorise les échanges avec l'atmosphère et peut, lorsqu'il est suffisamment puissant, assurer le retour vers la saturation. Ce retour se fera dans le sens d'un dégazage vers l'atmosphère dans le cas d'une sursaturation et dans le sens d'une diffusion dans l'eau en cas de sous-saturation.

Transparence au disque de Secchi
Dans les lagunes, la profondeur varie de quelques centimètres à la hauteur totale de la colonne d'eau. La grande variation de profondeur qui caractérise les trois lagunes

étudiées rend délicate, voire trompeuse la mesure de la profondeur Secchi. Une lagune profonde (>5m) mais chargée en matériel particulaire pourra révéler des profondeurs Secchi très supérieures à une lagune aux eaux transparentes mais dont la profondeur n'excède pas 80 cm. La transformation minimale est donc de « normaliser » ce paramètre sur la profondeur. En divisant la profondeur Secchi par la hauteur d'eau puis en multipliant par 100, on obtient « le pourcentage de profondeur Secchi » dont le 100 % correspond à l'observation du disque sur le fond.

Turbidité

La turbidité exprime la transparence du milieu, c'est à dire la pénétration de la lumière. Elle permet également une approche de la quantité de particules en suspension. Il existe plusieurs définitions de la turbidité. La plus courante fait référence à la lumière diffusée par les particules ou effet Tyndall.

La turbidité donne une mesure de la charge en matières en suspension dans l'eau. Dans les milieux lagunaires, les valeurs de turbidité peuvent augmenter sous l'effet de trois processus :

- la remise en suspension de sédiments sous l'action des vents,
- la production planctonique,
- l'anoxie à l'interface eau-sédiment et/ou dans l'eau qui conduit à la libération importante de matériel détritique.

Les deux derniers processus sont liés aux phénomènes d'eutrophisation.

A la différence de la profondeur Secchi, la turbidité est une mesure de l'eau et ne présente donc pas de dépendance vis à vis de la profondeur. De façon générale les eaux côtières tempérées présentent une turbidité variant de 0,5 à 10 NTU. Dans les lagunes, elle est susceptible d'atteindre des niveaux très supérieurs en raison de la remise en suspension des sédiments sous l'effet des vents violents. La réponse de chaque lagune à ces vents dépend :

- de la profondeur,
- de la nature des sédiments,
- la position géographique de l'écosystème.

6.1.2 Variables chimiques

Nitrates (NO_3^-)

Dans les sels de l'azote, éléments essentiels dans les processus d'eutrophisation, les nitrates témoignent presque toujours d'apports extérieurs. Le lessivage des engrais des sols vers les eaux souterraines et superficielles, mais aussi les effluents de stations d'épuration (STEP) et de lagunages sont les principales sources de nitrates et nitrites dans les lagunes. La production endogène de nitrates par les bactéries de la nitrification (oxydation de l'ammonium en nitrites puis en nitrates) peuvent conduire à enrichir les eaux lagunaires en nitrates. De fortes concentrations en nitrates sont donc à attendre dans les eaux dessalées.

Nitrites (NO_2^-)

Les nitrites constituent une forme d'azote inorganique intermédiaire entre la forme la plus oxydée (nitrate) et la forme réduite (ammonium). Dans les apports d'origine agricole, ils sont liés aux nitrates et représentent environ 10 % de la quantité (nitrates + nitrites).

Dans les effluents issus des STEP et lagunages, ils sont plutôt liés à l'ammonium qui constitue le substrat de départ pour la nitrification. Le nitrite est un composé dont l'instabilité biogéochimique empêche l'accumulation dans les milieux naturels.
En l'absence de pollution agricole, de fortes concentrations indiquent donc plutôt des apports récents issus de rejets de STEP et lagunages. Lorsque les concentrations d'ammonium sont fortes (supérieures à 10 µM), les bactéries nitrifiantes en transforment une partie en nitrites.

Azote ammoniacal ou ammonium (NH_4^+)
L'ammonium est considéré comme la plaque tournante du cycle de l'azote dans les écosystèmes côtiers. Ses concentrations dans les eaux marines sont souvent inférieures à 0.01 mg l^{-1} voire indétectables. Il est donc impératif de doser l'ammonium dans une gamme de concentrations basses (0,1 à 10 µM) et à l'abri de toute pollution, qu'elle vienne de l'eau ou de l'air.
L'azote ammoniacal ou ammonium est une source d'azote minérale essentielle dans le fonctionnement biologique des écosystèmes aquatiques. Utilisé comme source d'azote par le phytoplancton et les macrophytes, l'ammonium est très impliqué dans les processus d'eutrophisation. Il est présent dans les engrais azotés mais est peu lessivable par les pluies en comparaison avec les nitrates. L'ammonium constitue surtout un traceur de rejets de STEP et de lagunages. De plus, c'est le produit de la régénération azotée qui permet aux apports du bassin versant de subir plusieurs cycles « consommation-régénération » selon le taux de résidence des eaux lagunaires. Il provient des excrétions animales et de la décomposition bactérienne de la matière organique azoté dans l'eau, et notamment à l'interface eau-sédiment. Lors de crises anoxiques, l'ammonium présente des pics de concentration.

Azote inorganique dissous ou NID
En additionnant les concentrations en azote ammoniacal, nitrates et nitrites, on obtient la quantité totale en sels d'azote disponible à la production primaire. Cette quantité, appelée Azote Inorganique Dissous ou NID, s'exprime en micromole par litre (µM).

$$[NID] = [NH_4^+] + [NO_2^-] + [NO_3^-]$$

Phosphates (PO_4^{3-})
Le phosphore constitue le deuxième élément impliqué dans les processus d'eutrophisation. Les végétaux ont besoin d'orthophosphates dissous (PO_4^{3-}) pour assurer leur croissance. Les cours d'eau et les eaux souterraines qui alimentent les eaux côtières sont généralement déficitaires en phosphates par rapport à l'azote inorganique dissous. Les principaux apports de phosphore sont associés à la phase particulaire qui provient essentiellement du lessivage superficiel ou ruissellement à l'occasion de fortes pluies. Les phosphates ont tendance à s'accumuler dans les sédiments avec lesquelles ils s'associent dans des formes majoritairement minérales et particulaires. Les sédiments peuvent re-larguer des quantités importantes de phosphates dans l'eau lorsque des conditions réductrices s'installent et/ou se développent (disparition de l'oxygène dissous et baisse du pH), c'est à dire en période estivale lorsque la température de l'eau et donc du sédiment augmente (voire oxygène dissous). C'est pourquoi les concentrations de phosphate dans la colonne d'eau sont très liées à la température lorsqu'elles ne sont pas

soumises à la pression des végétaux ou lorsque des effluents des STEP et lagunages ne viennent pas perturber ce cycle naturel.

Silicates (Si)
Les silicates ne constituent un sel nutritif que pour les espèces phytoplanctoniques à test siliceux (diatomées, chrysophycées, silicoflagellés), mais ils sont aussi nécessaires aux diatomées benthiques et épibiontiques. Ils pourraient donc potentiellement être un facteur limitant de la production de diatomées. De façon générale, les silicates trouvent leurs origines à la fois dans les apports du bassin versant et dans les sédiments. Selon la nature des terrains du bassin versant, les eaux douces peuvent contenir des concentrations en silicates variant de quelques dizaines à plusieurs centaines de micromoles.
Des concentrations importantes sont donc à attendre dans les écosystèmes dessalés. L'autre source importante repose dans les tests de diatomées, qu'ils soient d'origine planctonique ou benthique, qui se dissolvent à l'interface eau-sédiment d'autant plus que la température est élevée.

Azote total (NTE)
Les concentrations en azote total (NTE) dans l'eau renseignent aussi bien sur les niveaux de concentrations en sels d'azote (NID) que sur les quantités de matières organiques particulaires ou dissoutes dont certaines formes sont clairement identifiées comme d'autres causes de l'eutrophisation.
Le lessivage des terrains, sous l'effet brutal et sporadique des précipitations, entraîne dans les lagunes réceptacles des composés organiques (urée, protéines, détritus organiques de toutes natures) qui, tout en se reminéralisant, consomment de l'oxygène et libèrent du NID essentiellement sous forme ammoniacale.

Phosphore total (PTE)
Comme pour l'azote total dans l'eau (NTE), les concentrations en phosphore total dans l'eau (PTE) expriment à la fois les niveaux de phosphates et les quantités de matières organiques qui révèlent notamment les excès de production primaire. Le phosphore apporté aux lagunes par le lessivage du bassin versant est en grande partie sous forme particulaire mais une augmentation des concentrations en phosphates dans les eaux accompagne souvent les dessalures consécutives à de fortes pluies sur le bassin versant. Les anoxies qui entraînent la mortalité de nombreux organismes aérobie vivant à l'interface eau-sédiment, induisent la libération d'importantes quantités de phosphates dans l'eau (Souchu *et al.*, 1998).

Chlorophylle
La détermination des chlorophylles a, b et c permet une première approche de la composition des peuplements phytoplanctoniques suivant les grands groupes taxonomiques
Parmi les pigments chlorophylliens, seule la chlorophylle-a est retrouvée dans toutes les espèces phytoplanctoniques. Ce paramètre est un bon indicateur de la quantité de phytoplancton présent dans les eaux lagunaires. La prolifération du phytoplancton est une des principales conséquences d'apports excessifs en sels d'azote et de phosphore dans les milieux aquatiques. L'augmentation de la turbidité dans les lagunes entraîne la disparition des phanérogames marines au profit des algues opportunistes.

6.2 Prélèvements et analyses

6.2.1 Prélèvements

Les campagnes de prélèvements dans la colonne d'eau se sont déroulées de septembre 1998 à septembre 1999.

Prélèvements	Biguglia	Diana	Urbino
Nombre de points	4	2	2
Nombre de stations	1	2	2
Fréquence	Mensuels	Bimensuels	Bimensuels

A Biguglia, les prélèvements ont été effectués mensuellement en 4 points (B1, B2, B3 et B4 ; Figure 3) en subsurface (à –1m de la surface), à l'aide de flacons de polypropylène de 2 litres (Figure 21). Ce travail a été réalisé par une équipe de la Réserve Naturelle de l'Etang de Biguglia, qui a aussi mesuré sur place la saturation en oxygène.

Pour les étangs de Diana et Urbino, deux points (D1 et D2 à Diana, U1 et U2 à Urbino) ont été choisis (Figures 5 et 7). Pour chacun d'eux, des prélèvements bimensuels ont été réalisés à l'aide d'une bouteille de type Niskin, en subsurface et à 1 m du fond.

Un point M situé à l'extérieur de l'étang de Diana (Figure 5), face au grau et à 200 m du rivage, a fait l'objet de prélèvements bimensuels pendant la durée de l'étude. Ces derniers ont été effectués en subsurface. A cet endroit, les fonds atteignent 15 m. Ce suivi de la colonne permet de comparer les valeurs de chacune des variables en mer et en lagune, et de mettre en évidence la particularité des milieux lagunaires.

A Diana et Urbino, le travail a été réalisé par une équipe Ifremer, qui a aussi mesuré sur place la saturation en oxygène et réalisé le suivi du point M.

Les méthodes de prélèvements sont compatibles avec la norme ISO 5567-3 :1994 et celles de conservation sont adaptées pour chaque paramètre selon Aminot & Chaussepied (1983).

La mise en routine des mesures d'oxygène a présenté quelques difficultés, en particulier au niveau de l'étalonnage des appareils. Certaines valeurs de saturation en oxygène sont manquantes. Toutefois, les valeurs validées donnent une bonne image des concentrations en oxygène dissous.
Au cours de l'étude, des problèmes de flaconnage ont entraîné la perte d'un certain nombre d'échantillons pour le dosage du phosphore total, sans conséquence pour le diagnostic.

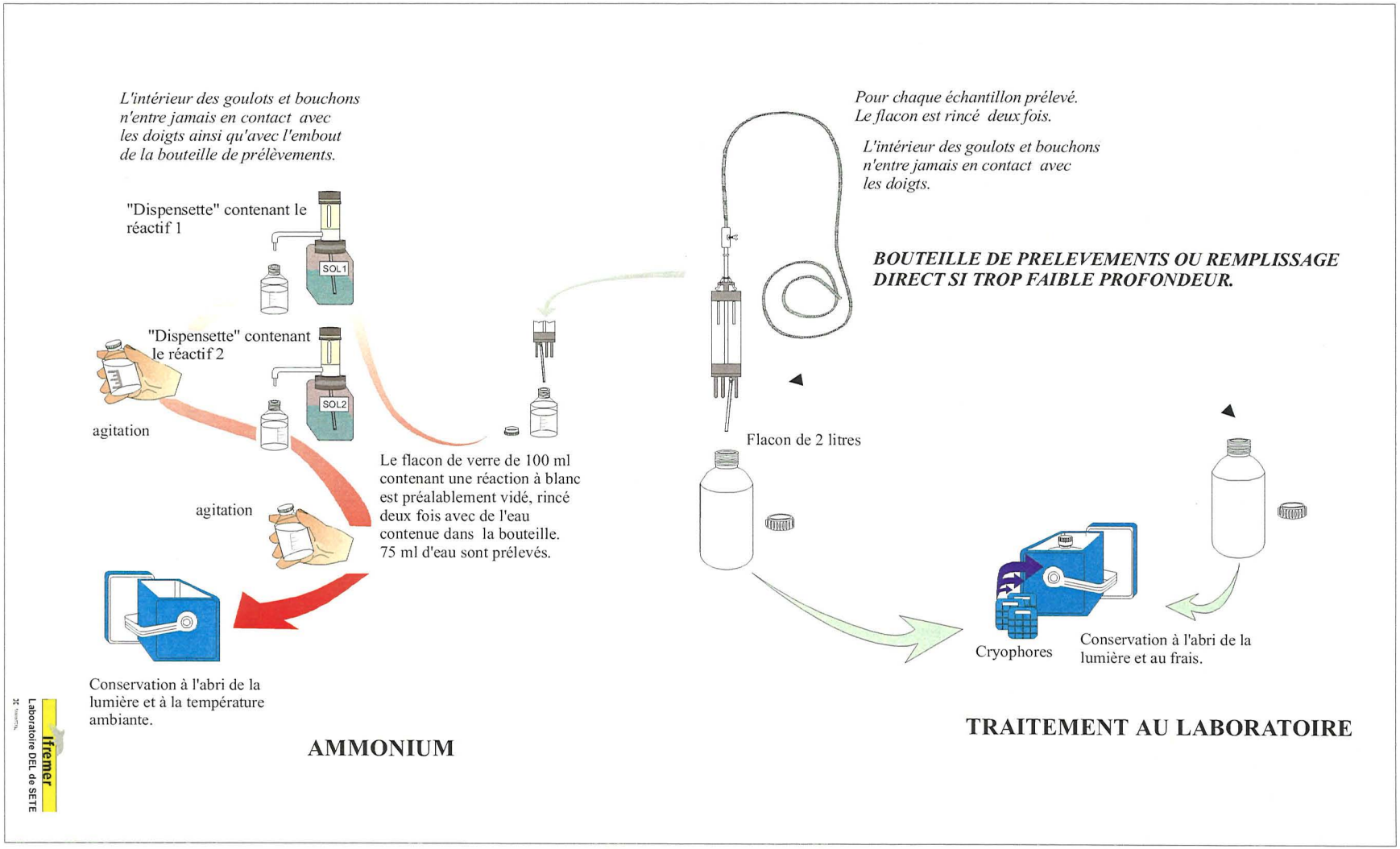


Figure 21 : Protocole de prélèvements et de traitement de l'eau sur le bateau d'après Ifremer *et al.*, 2000

6.2.2 Analyses

Les analyses de la colonne d'eau ont été confiées au laboratoire de chimie de l'Ifremer/DEL/Sète. En ce qui concerne le phytoplancton, l'échantillonnage s'est effectué simultanément avec celui de la colonne d'eau et les observations en microscopie ont été réalisées par le laboratoire d'hydrobiologie de l'Université de Montpellier II.

Treize variables de la colonne d'eau ont été étudiées :

- Température
- Salinité
- Oxygène dissous
- Turbidité
- Transparence au disque de Secchi
- Chlorophylle-a
- Azote ammoniacal (NH_4^+)
- Nitrites (NO_2^-)
- Nitrates (NO_3^-)
- Phosphates (PO_4^{3-})
- Silicates (Si)
- Azote total (NTE)
- Phosphore total (PTE)

Pour chacune des trois lagunes étudiées, nous montrerons l'évolution des concentrations de ces variables au cours du temps.

Les lagunes méditerranéennes étant des écosystèmes marins, les niveaux de concentrations en substances azotées et phosphorées sont le plus souvent très inférieures à ceux rencontrés dans les eaux douces. De plus, le milieu salé entraîne des modifications dans les protocoles d'analyses. Ces derniers sont donc adaptés aux eaux marines et les méthodes normalisées éditées par l'AFNOR ne sauraient être appliquées sans ces modifications. Les méthodes en milieu marin sont décrites avec précision dans deux ouvrages de références : le manuel d'analyses chimiques en milieu marin d'Aminot & Chaussepied (1983) et le manuel d'analyses des sels nutritifs dans l'eau de mer de Tréguer & Le Corre (1975).

6.2.2.1 Variables physiques

Températures et Salinités :
On les mesure à l'aide d'une sonde de terrain WTW LF 197. En ce qui concerne la salinité, la sonde est vérifiée tous les mois avec une eau standard (ampoules d'eau normale IAPSO38H5 OCEAN SCIENTIFIC). Pour la température, la sonde fait l'objet d'un contrôle métrologique chaque mois. La précision pour la température est de 0.1°C et pour la salinité de 0,1.
Remarque : La salinité est maintenant définie par un ratio, sans unité.

Concentrations en oxygène dissous :
On les mesure à l'aide d'une sonde WTW OXI 196. Le calibrage de la sonde est effectué par des mesures chimiques selon la méthode Winkler (Aminot & Chaussepied, 1983). La saturation est calculée à partir de la température et de la salinité. La précision

est de 5 %. Cette méthode correspond à la norme NF EN 25814 qui reproduit la norme internationale ISO 5814:1990.

Transparence au disque de Secchi :
La transparence de l'eau peut s'exprimer en mètre de visibilité d'un repère immergé.
Un disque de métal de 0.2 m de diamètre à quadrants noir et blanc est immergé horizontalement par un filin gradué ou un tube rigide graduée. La profondeur dite de Secchi est celle à laquelle il ne devient plus possible de faire la distinction entre portions noires et portions blanches.

Turbidité :
Un étalonnage est effectué à l'aide de suspensions de formazine et les unités sont exprimées en NTU (Nephelometric Turbidity Unit) appelées aussi FNU (Formazin Nephelometric Unit). L'eau à analyser doit être préalablement tamisée sur une toile de 200 µm. Un turbidimètre HACH 2100 A est standardisé avant chaque série de mesures. La précision de la méthode est d'environ 5%.

6.2.2.2 Variables chimiques

Ammonium :
Les échantillons d'eau sont fixés à bord avec les réactifs puis analysés manuellement selon Koroleff (1976). Les résultats sont exprimés en micromoles par litre (µM) avec une précision de 5 %. Cette méthode correspond à la norme NF T 90-015 (méthode spectrophotométrique au bleu d'indophénol pour mesures en cuves de 50 mm).
La méthode est décrite avec précision dans Aminot & Chaussepied (1983).

Nitrites :
L'eau à analyser doit être préalablement filtrée sur membrane GF/F Whatman (Figure 22). Les nitrites sont mesurés à l'aide d'un Auto-Analyser EV2 ALLIANCE selon Tréguer & Le Corre (1975). Les résultats sont exprimés en micromoles par litre avec une précision de 1 %. Cette méthode correspond à la norme NF EN ISO 13395.

Nitrates :
L'eau à analyser doit être préalablement filtrée sur membrane GF/F Whatman (Figure 22). Les échantillons sont stockés à -20° C dans des flacons de Pyrex avant analyse colorimétrique sur un Auto-Analyser EV2 ALLIANCE selon Tréguer & Le Corre (1975). Les résultats sont exprimés en micromoles par litre avec une précision de 1 %. Cette méthode correspond à la norme NF EN ISO 13395.

Phosphates :
Pour le phosphore, la forme minérale majoritaire, orthophosphate, est dosée selon la méthode colorimétrique de Murphy & Riley (1962). L'eau à analyser doit être préalablement filtrée sur membrane GF/F Whatman (Figure 22). Les échantillons sont stockés à - 20°C dans des flacons de Pyrex avant analyse. Les mesures sont effectuées à l'aide d'un Auto-Analyser EV2 ALLIANCE selon Tréguer & Le Corre (1975). Les résultats sont exprimés en micromoles par litre avec une précision de 1 %. Cette méthode correspond à la norme NF EN 1189 (dosage des orthophosphates à l'aide du

molybdate d'ammonium). La méthode proposée par l'AFNOR pour les eaux de mer qui procède à extraction au solvant n'est pratiquement jamais utilisée par les chimistes marins.

Silicates :
L'eau à analyser doit être préalablement filtrée sur membrane GF/F Whatman (Figure 22). Les échantillons sont stockés à 4°C dans des flacons de polyéthylène avant analyse. Le dosage colorimétrique est basé sur la formation d'un complexe silicomolybdique qui donne une coloration bleue. Les mesures sont effectuées sur un Auto-Analyser EV2 ALLIANCE selon Tréguer & Le Corre (1975). Les résultats sont exprimés en micromoles par litre avec une précision de 1 %. Cette méthode correspond à la variante de la norme NF T 90-007 adaptée aux faibles concentrations d'ions silicates. La méthode colorimétrique est modifiée pour des concentrations inférieures à 2 mg l^{-1} (environ 70 µM).

Azote total :
L'eau à analyser doit être préalablement tamisée sur une toile de 200 µm. Les échantillons sont stockés à - 20°C dans des flacons de Pyrex avant analyse. Le principe de la méthode est une oxydation chimique au persulfate de potassium à chaud et en milieu basique selon Raimbault & Slawyk (1991). Toutes les formes d'azote (N2 excepté) de l'échantillon d'eau sont oxydées en nitrate qu'il reste à doser selon la méthode précitée. Les résultats sont exprimés en micromoles par litre avec une précision de 5 %. Cette méthode correspond à la norme internationale ISO 11905-1:1997.

Phosphore total :
L'eau à analyser doit être préalablement tamisée sur une toile de 200 µm. Les échantillons sont stockés à - 20°C dans des flacons de Pyrex avant analyse. Les résultats sont exprimés en micromoles par litre avec une précision de 5 %. La méthode de mesures correspond à la norme NF EN 1189.

Chlorophylle :
Pour chaque prélèvement réalisé dans les stations de l'étude, une fraction aliquote de 50 ml est filtrée sur filtre Whatman GF/F de porosité nominale de 0,7 micron et 25 mm de diamètre (Figure 22). Cette porosité permet de retenir les cellules phytoplanctoniques les plus petites connues (environ 0,7 à 0,9 µ) du picophytoplancton. Le filtre est conservé à -20°C jusqu'au moment de l'analyse.
La méthode de dosage des pigments retenue est la méthode spectrofluorimétrique (Neveux *et al.* 1993), basée sur les mesures de fluorescence pour plusieurs paires (excitation-émission) de longueurs d'onde (30 au total) et une calibration effectuée avec des pigments étalon (chlorophylle a et b de SIGMA et chlorophylle-c de VKI-Danemark, et leurs produits de dégradation (pheophytines correspondantes) obtenus par acidification. L'extraction est effectuée par broyage du filtre dans une solution à 90% d'acétone RPE dans de l'eau distillée et macération pendant 24 heures à 4°C et à l'obscurité. Les mesures sont effectuées systématiquement à 24 heures sur le surnageant obtenu après centrifugation pendant 10 minutes. La méthode de calcul de Neveux *et al.* (1993) permet de quantifier notamment la chlorophylle-a en µg/L avec une précision de 5%.

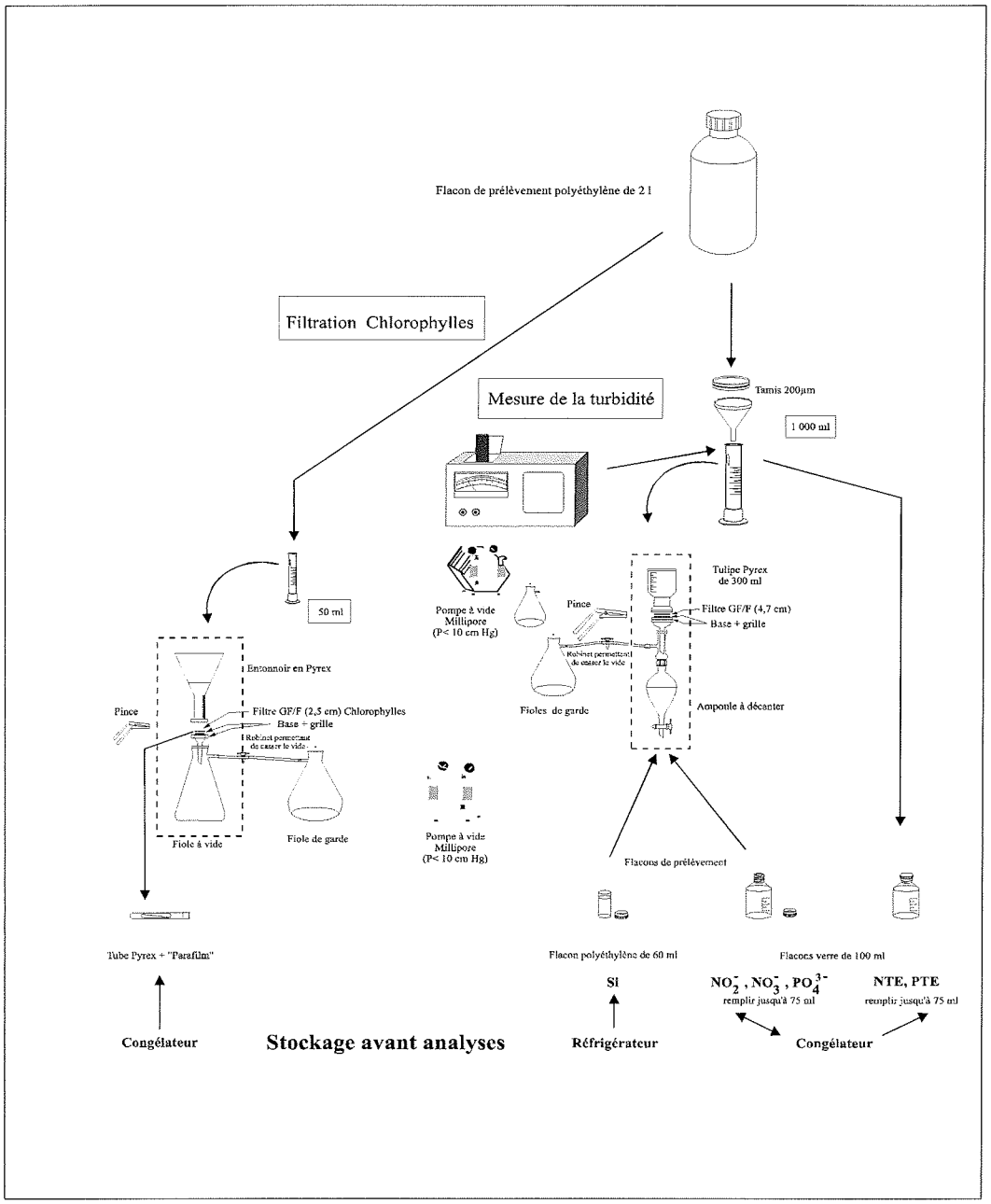


Figure 22 : Protocole de traitement des échantillons d'eau d'après Ifremer *et al.*, 2000

6.3 Traitement des données

Les données brutes sont traitées avec le logiciel Excel 97 sous Windows95. Les valeurs de chacune des variables mesurées ont été présentées sous formes de graphiques réalisés par le logiciel Statgraphics4 sous Windows 95. Ces graphiques sont améliorés à l'aide du logiciel Corel Draw 9.

6.4 Résultats et discussion

Les valeurs relevées pour les différentes variables étudiées ont été comparées à celles mesurées en mer, faisant état de référence. Ce qui permet de montrer les particularités d'un écosystème lagunaire par rapport à un écosystème marin, notamment pour ce qui en fait une zone particulièrement sensible à l'eutrophisation.

Les valeurs des variables mesurées dans les lagunes corses ont été comparées à celles des lagunes du Languedoc-Roussillon. Les résultats concernant ces dernières proviennent de l'étude mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des milieux lagunaires méditerranéens (Ifremer et al., 2000) .

Sur les figures 23, 25, 29, 30, 32, 33, 36, 37, 40, 41 et 45, la numérotation des « boites à moustaches » de 1 à 30 correspond aux différents points de prélèvements dans les lagunes étudiées.

1	Or ouest	16	Leucate sud
2	Or est	17	Leucate nord
3	Grec	18	Biguglia 1
4	Ingril sud	19	Biguglia 2
5	Ingril nord	20	Biguglia 3
6	Bages nord	21	Biguglia 4
7	Bages milieu	22	Diana 1 surface
8	Bages sud	23	Diana 1 fond
9	Ayrolle	24	Diana 2 surface
10	Campignol	25	Diana 2 fond
11	Gruissan	26	Urbino 1 surface
12	Thau est surface	27	Urbino 1 fond
13	Thau est fond	28	Urbino 2 surface
14	Thau ouest surface	29	Urbino 2 fond
15	Thau ouest fond	30	Mer

6.4.1 Variables physiques

Salinité

Pendant la durée de l'étude, la salinité en mer est restée relativement stable. Cette dernière est en moyenne de 37,7 et varie de 36,1 à 39,3 (Figure 24), ce qui est conforme aux observations habituelles en mer tyrrhénienne où la salinité est relativement stable (Thingstad *et al.*, 1995).

Pour l'ensemble des points de chacune des lagunes, on remarque une évolution covariante de la salinité, ce qui met en évidence une certaine homogénéité du milieu. Cependant, une différence entre le fond et la surface est à noter dans les points des étangs de Diana (Figure 24 B) et Urbino (Figure 24 C). Ces observations sont effectuées à la suite de précipitations en moyenne plus importantes au moment des prélèvements.

Dans l'étang de Biguglia (Figure 24 A), un gradient de salinité décroissant du nord au sud, d'une amplitude d'environ 5 à 10 unités subsiste une bonne partie de l'année. Une inversion de ce gradient a été mis en évidence en septembre 1998 et suggère que les apports d'eau douce arrivent préférentiellement dans le bassin nord.

Durant le suivi dans la colonne d'eau, les salinités ont varié de plus de 35 au point B1 près du grau en septembre 1998 à moins de 12 dans la partie sud la plus confinée pendant le printemps 1999 (point B4). La salinité moyenne des eaux est de 19,7. Cette valeur est bien différente des 10,9 $g.l^{-1}$ mis en évidence par Frisoni & Dutrieux en 1992. La salinité moyenne à B1 est de 22,3, alors qu'à B4 elle est de 17,5. Ces différences permettent, comme dans les études précédentes, de mettre en évidence deux bassins hydrologiques.

Le bassin nord, soumis d'une part aux influences de la mer par le grau, et d'autre part aux apports d'eaux douces du Bevinco, subit les variations les plus importantes. En effet, à cet endroit, la salinité varie de 14 à 37,1. Bien que le gradient de salinité décroissant du nord au sud soit conservé, la dessalure mise en évidence par De Casabianca (1972) et Frisoni & Dutrieux (1992) n'a semble t-il pas duré. Il semblerait qu'on assiste, ces dernières années, à une augmentation de la salinité.

Des comparaisons ont pu être établies avec des situations observées précédemment (Données archives SRAE, Etudes SOMIVAC & CTGREF, 1979 ; SOMIVAC, 1981a et b, *in* Frisoni & Dutrieux, 1992).

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

Tableau II : Salinité moyenne des bassins nord et sud de l'étang de Biguglia, d'après les données de Frisoni & Dutrieux, 1992 et de cette étude

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)
98-99	20,4 (12,6-37,1)	17,5 (11,5-29,3)

Les différences de valeurs de la salinité entre 1991-92 et 1998-99 pourraient être expliquées par :

- les différences de précipitations : en 1991-92, il est tombé 875 mm en 11 mois (Frisoni & Dutrieux, 1992) alors que de septembre 1998 à septembre 1999 le cumul des précipitations est de 734 mm.

- en 1992, selon la Réserve Naturelle de l'Etang de Biguglia, il n'y a pas eu d'activité de pêche professionnelle. En l'absence de cette activité, le grau n'est pas maintenu ouvert. Il est donc possible qu'il y ait eu moins d'échanges avec la mer, d'où une salinité moins importante.

Cependant, malgré l'augmentation de la salinité, la lagune reste relativement peu salée par rapport au valeurs relevées en mer, mais aussi dans les étangs de Diana et Urbino.

Les salinités des étangs de Diana (Figure 24 B) et d'Urbino (Figure 24 C) se sont peu distinguées de celles enregistrées en milieu marin. La salinité moyenne est de 37,6 pour les deux lagunes. Cette valeur est très proche de celle observée en mer, 37,7. Cette salinité relativement importante pourrait être expliquée par un bassin versant de moyenne importance et des arrivées d'eaux douces limitées.

Dans l'étang de Diana, les salinités ont peu varié puisque la valeur la plus basse est de 34,1 au point U1 en subsurface au mois de janvier 1999 et la plus haute de 41,4 au mois d'août à 1 m du fond.

Dans l'étang d'Urbino, les salinités varient entre 32,8 pour le mois de janvier 1999 à U1 en subsurface et 40,9 en août 1999 à U1 à 1 m du fond. La salinité moyenne est de 37,1.

La salinité de l'étang de Biguglia est faible par rapport à l'ensemble des lagunes étudiée (Figure 23), mis à part l'étang de Campignol qui possède une salinité encore plus faible. En revanche, les étangs de Diana et d'Urbino présentent des salinité du même ordre que celles mesurées en mer, mais toutefois inférieures à celles enregistrées dans les étang de Thau et d'Ingril.

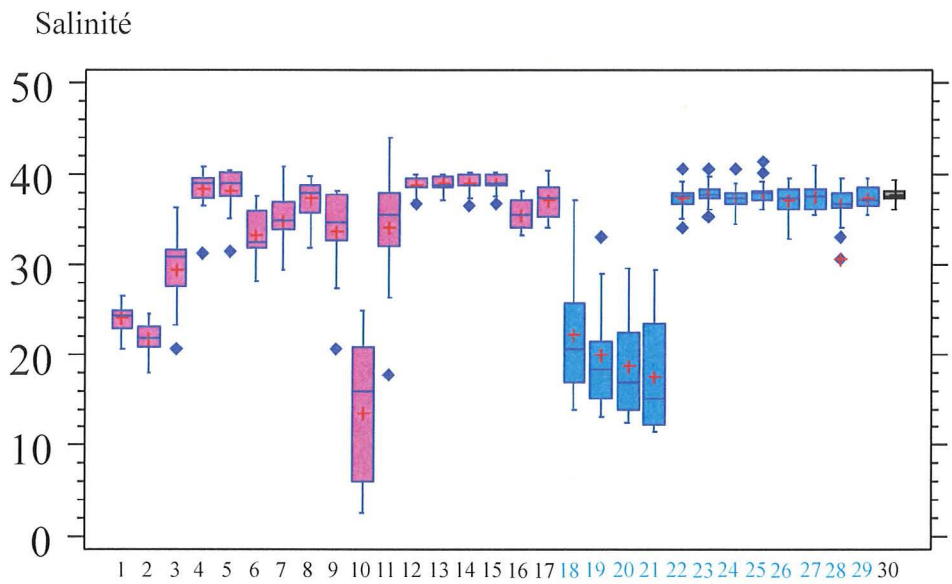


Figure 23 : Salinité des lagunes corses (bleu) en comparaison avec d'autres lagunes méditerranéennes

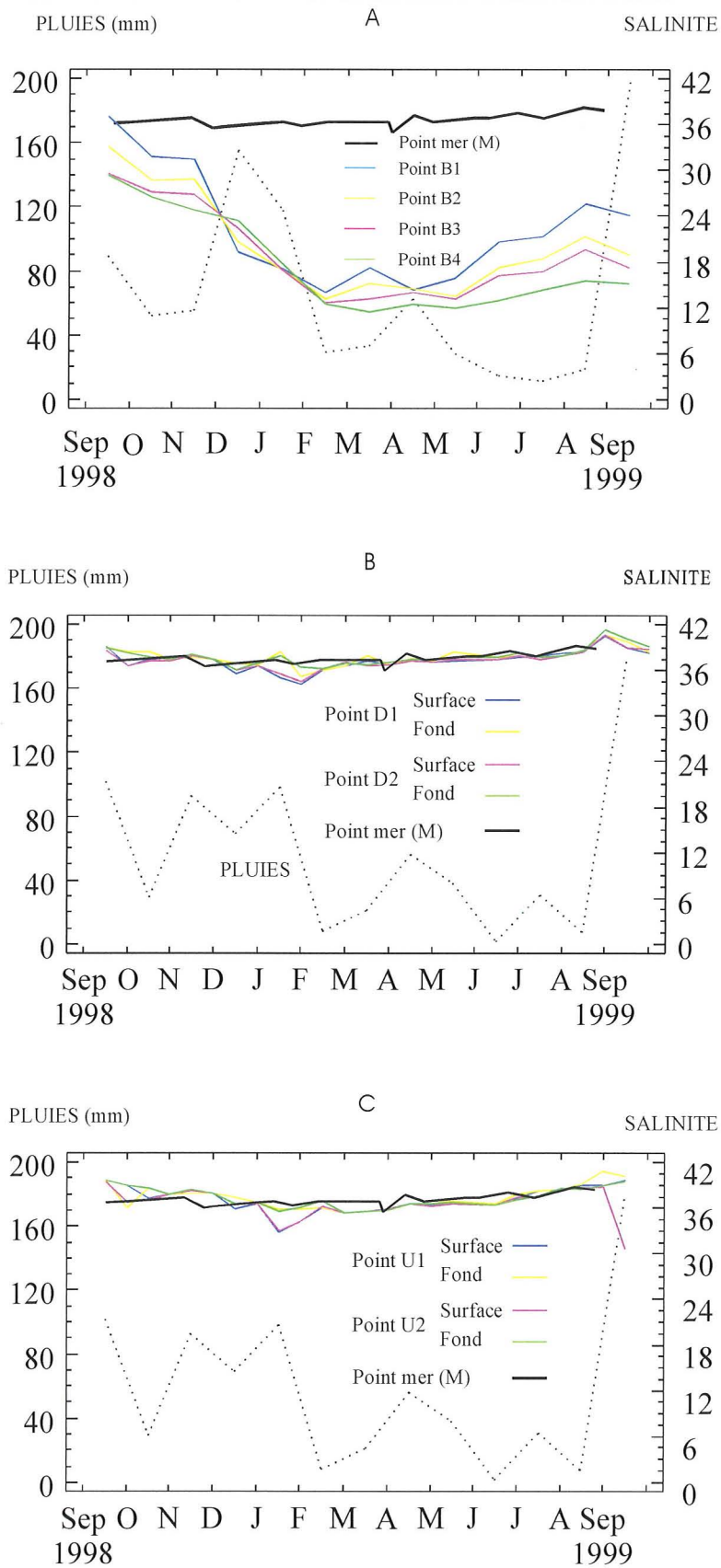


Figure 24 : Evolution de la salinité (sans unité) de septembre 1998 à septembre 1999 à Biguglia (A), Diana (B), Urbino (C) et en mer (en noir). Les cumuls mensuels de précipitations aux stations météorologiques de Poretta (pour Biguglia) et d'Alistro (pour Diana et Urbino) sont indiquées en mm.mois^{-1}

Température

De façon générale, l'amplitude de température dans l'eau des étangs littoraux est supérieure à celle rencontrée dans les eaux extérieures parce que la lame d'eau lagunaire présente une inertie thermique plus faible que la masse d'eau marine.

L'amplitude saisonnière des variations de la température dans les eaux de l'étang de Biguglia (Figure 26 A) est plus importante que celles enregistrées dans les étangs de Diana (Figure 26 B) et Urbino (Figure 26 C). Cette plus grande variation thermique observée à Biguglia s'explique donc par une faible épaisseur de la lame d'eau qui subit les températures saisonnières.

Les températures de surface au point M (en mer) ont varié de 12 à 25 °C alors que dans l'étang de Biguglia elles ont varié de 3 à 28 °C (Figure 26 A). Pendant l'hiver, les températures au point B1 situé près du grau sont proches de celles mesurées en mer et illustrent l'influence marine dans cette partie de la lagune.

En revanche, les températures enregistrées dans les eaux des étangs de Diana et Urbino présentent une amplitude saisonnière moins importante et plus proche des mesures enregistrées en mer, en raison d'une épaisseur plus importante de la lame d'eau.

Dans ces deux étangs, les variations surface/fond sont de façon générale inférieures à 1°C. Quelques stratifications (>2°C) peuvent apparaître à certaines périodes. Par exemple en janvier où le refroidissement de l'eau a été plus rapide en surface qu'au fond dans l'étang d'Urbino (Figure 26 C).

Dans l'étang de Diana, elles ont varié de 7,5 à 28,3 °C (Figure 26 B). A Urbino, elles ont varié de 8 à 28°C (Figure 26 C).

Les températures varient approximativement de la même façon aux différents points d'une même lagune, que ce soit en subsurface ou à 1 m du fond. L'évolution des températures suit celle de l'air ambiant, en effet, elle augmente de mars à août et diminue ensuite jusqu'en décembre - janvier.

Si l'on se réfère à la figure 25, on remarque bien que les lagunes possèdent une plus grande amplitude thermique que la mer. Les variations de température entre les lagunes sont faibles et il est difficile de discriminer ces dernières à partir de ce paramètre. On peut toutefois noter que les températures minimales sont généralement plus élevées dans les lagunes corses.

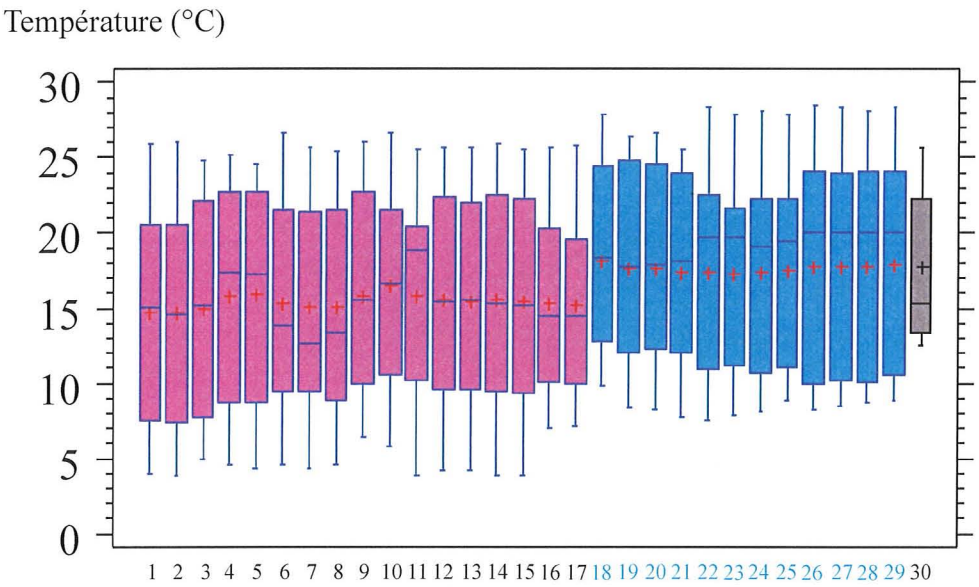


Figure 25 : Température des lagunes corses (bleu) en comparaison avec d'autres lagunes méditerranéennes

Oxygène dissous

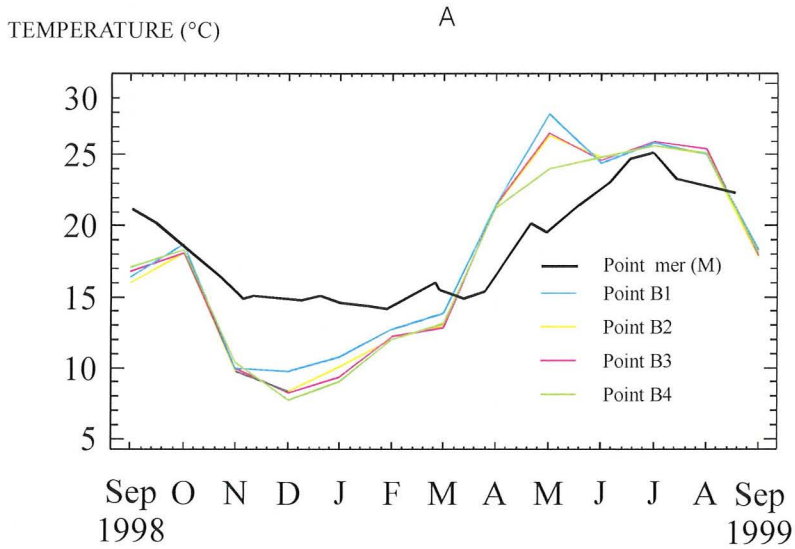
Pendant la période d'étude, les eaux de l'étang de Biguglia ont plutôt montré des sous-saturations à l'exception du point B1 qui est le plus marinisé (Figure 27 A). Ce résultat indique que les processus hétérotrophes étaient plutôt dominants pendant les suivis. L'absence de données en début de suivi n'a pas permis d'observer les probables sursaturation liée aux fortes concentrations de chlorophylle-a dans le milieu qui témoignent de fortes densités en cellules phytoplanctoniques.

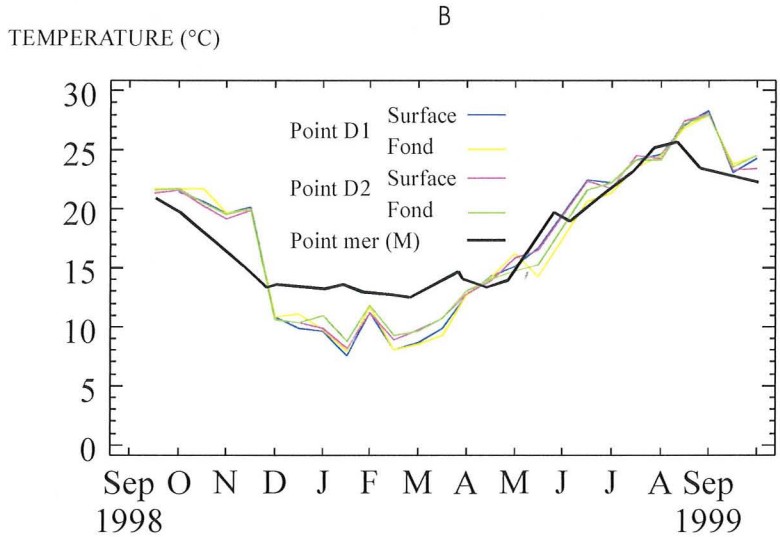
A Diana (Figure 27 B) et Urbino (Figure 27 B), de façon générale, les pourcentages de saturation en oxygène sont proches de 100 % et s'éloignent rarement d'une fourchette comprise entre 80 et 120 %. On note toutefois des chutes drastiques de ce paramètre dans les eaux de fond en période estivale. En effet, nous avons relevé en juin et août, à Diana, des teneurs proches de 30 %. On peut suggérer que les baisses estivales de concentration en oxygène dans les eaux de fond ont pour origine l'existence de phénomènes anaérobiques à proximité des vases.

Turbidité

Les turbidités mesurées dans les eaux marines sont très faibles (<1 NTU) et traduisent l'oligotrophie qui règne en général dans les eaux méditerranéennes de surface. A Biguglia, les valeurs exceptionnelles de turbidité correspondent donc pour la plupart à la campagne de février 1999 qui a été précédée d'une période de vents violents provenant du nord-ouest.

De façon générale, les turbidités mesurées dans l'étang de Biguglia (Figure 28 A) sont restées inférieures à 10 NTU à l'exception de deux période bien distinctes. Le début du suivi (septembre-octobre 1998) est marqué par de fortes concentrations de chlorophylle qui sont à l'origine des fortes turbidités. En revanche, le pic de février correspond à une remise en suspension des sédiments due à des période de vents forts.





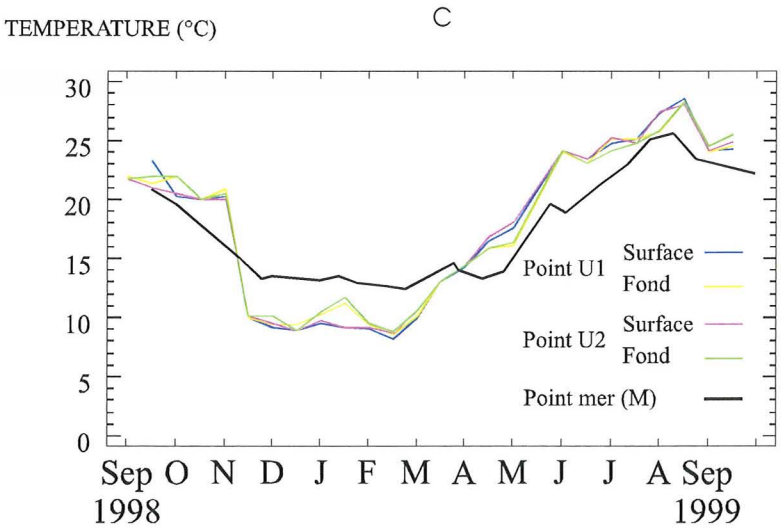


Figure 26 : Evolution de la température de septembre 1998 à septembre 1999 à Biguglia (A), Diana (B) Urbino (C) et en mer

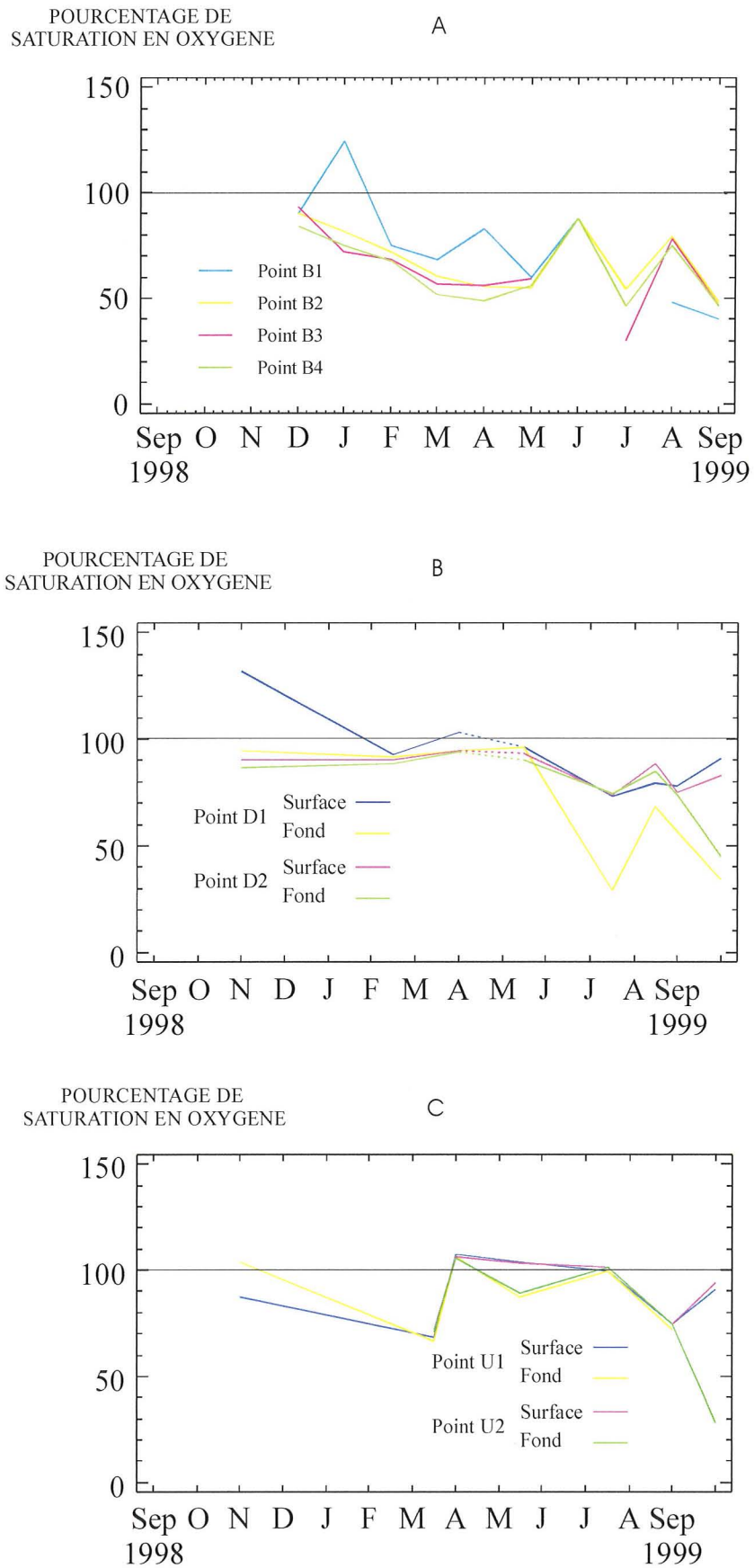


Figure 27 : Evolution du pourcentage de saturation en oxygène dans les eaux de Biguglia (A), Diana (B) et Urbino (C), de septembre 1998 à septembre 1999

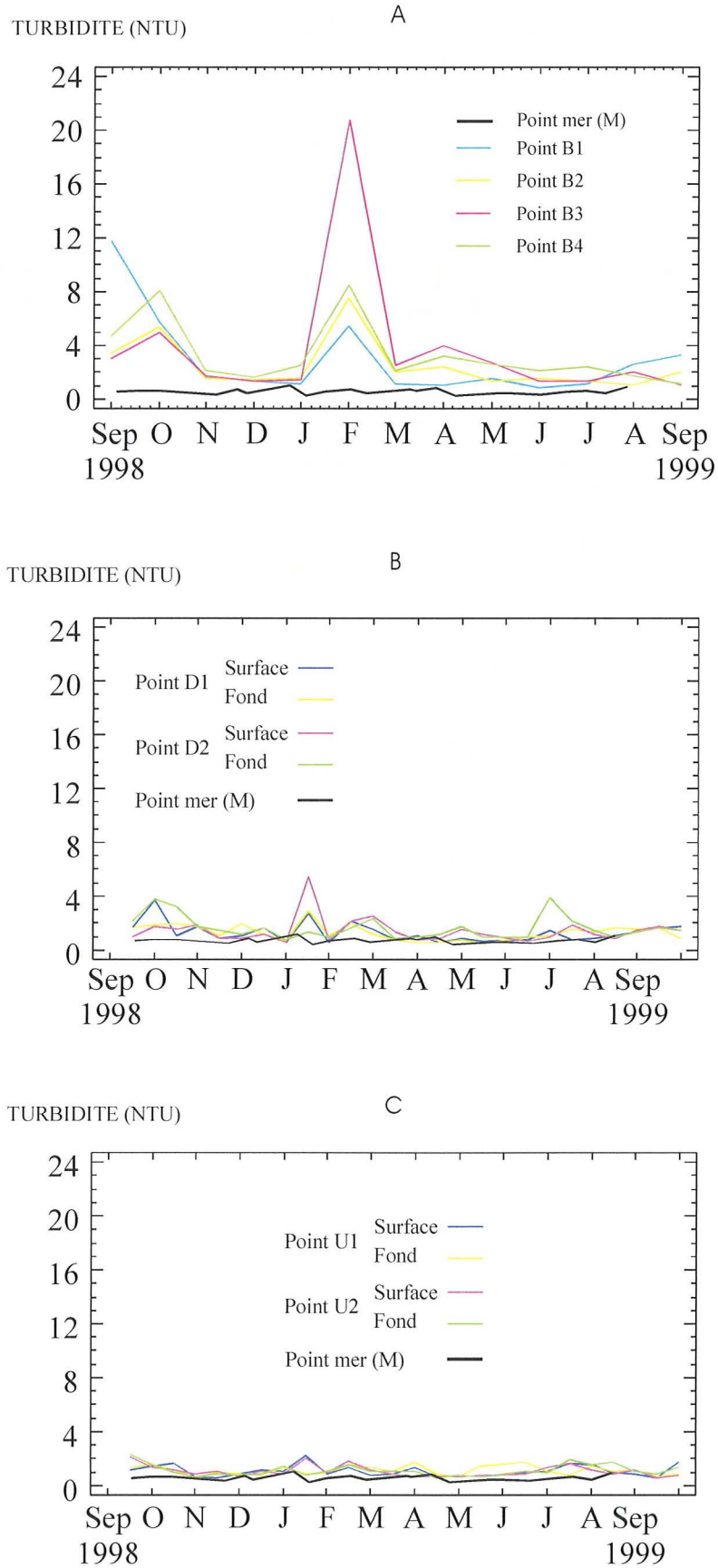


Figure 28 : Evolution de la turbidité de septembre 1998 à septembre 1999 à Biguglia (A), Diana (B), Urbino (C) et en mer (en noir)

Les turbidités mesurées dans les étangs de Diana (Figure 28 B) et Urbino (Figure 28 C) sont beaucoup plus faibles que celles enregistrées dans l'étang de Biguglia. Elles restent dans une grande majorité inférieures à 2 NTU, mais se distinguent cependant des turbidités mesurées en mer (<1 NTU). En raison de leur profondeur et donc de l'épaisseur de la lame d'eau, les variations de turbidité dans le temps devraient plutôt s'interpréter en terme de production planctonique qu'en terme de remise en suspension.

Les étangs corses présentent un turbidité relativement faible, et du même ordre que celle des étangs de Thau et du Gruissan (Figure 29). En revanche, les étangs de l'Or, du Grec et de Campignol montrent une turbidité élevée. Cette dernière, favorisée par leur envasement et leur faible profondeur est a mettre en relation avec une forte production planctonique.

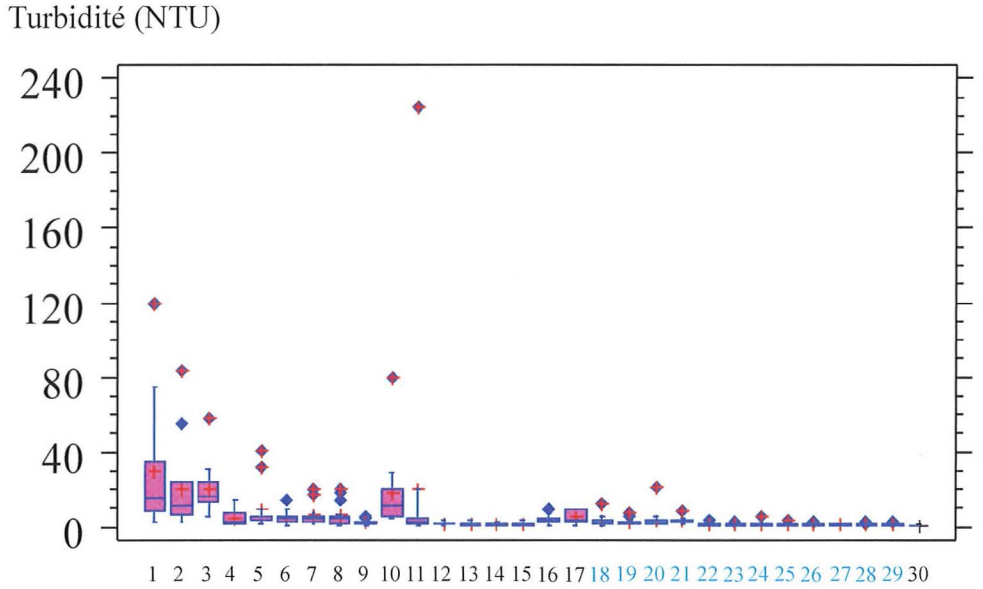


Figure 29 : Turbidité des lagunes corses (bleu) en comparaison avec d'autres lagunes méditerranéennes

6.4.2 Variables chimiques

Ammonium

Les mesures des eaux marines montrent que les concentrations en ammonium sont peu détectées tout au long de l'année (<1 µM).

En revanche, les eaux lagunaires de Biguglia sont caractérisées par des concentrations élevées par rapport à celles mesurées dans un grand nombre d'eaux côtières (Nixon & Pilson, 1983). Le taux d'ammonium moyen pour l'ensemble des stations et pour la durée de l'étude est de 22 µM et peut atteindre 82 µM. Ces valeurs sont très proches de celles mesurées en 1992 (Frisoni & Dutrieux, 1992).

De façon générale, dans cet étang (Figure 31 A), les variations aux 4 points présentent une évolution similaire au cours du temps. Des concentrations très faibles sont mesurées au début du suivi, période pendant laquelle les concentrations en chlorophylle sont au maximum. Ces résultats peuvent témoigner d'une pression de consommation du

phytoplancton. A partir de cette période, les concentrations augmentent de façon drastique jusqu'à atteindre leur maximum en décembre 1998. La période d'augmentation des concentrations en ammonium correspondent à celles de la diminution de la salinité. Mais elle peut aussi correspondre au recyclage dans l'écosystème des fortes biomasses de phytoplancton.

Les fortes valeurs rencontrées à Biguglia pourraient être expliquées par la phase de reminéralisation des fortes quantités de phytoplancton mesurées par la chlorophylle-a à la fin de l'été 1998. De plus, l'ensemble des sources anthropiques du bassin versant a probablement contribué à enrichir les eaux de l'étang de Biguglia en ammonium pendant la période hivernale.

A Diana (Figure 31 B) et Urbino (Figure 31 C), les concentrations en ammonium sont beaucoup plus faibles que celles enregistrées à Biguglia, mais restent supérieures à celles enregistrées en mer.

A Diana, la teneur moyenne en ammonium est de 1 µM. Les maxima de concentrations mesurées en octobre 1998 (>3 µM) correspondent aux eaux de fond. Cela suggère une origine sédimentaire (reminéralisation) plutôt que des apports liés au bassin versant (apports par la surface).

A Urbino, la teneur moyenne en ammonium est de 0,6 µM. Les valeurs mesurées ne dépassent pas les 4 µM. On peut noter comme dans l'étang de Diana, que les valeurs sont légèrement supérieures pour les prélèvements réalisés à 1 m du fond.

Par rapport aux lagunes du Languedoc-roussillon, l'étang de Biguglia possède des concentrations en ammonium élevées, principalement dans sa partie sud (points B3 et B4). Les teneurs mesurées dans le bassin sud son à peu près équivalentes à celles mesurées dans l'étang de Campignol (Figure 30). Seul l'étang du Grec possède des teneurs en ammonium pouvant dépasser celles mesurées à Biguglia.

En revanche, les étangs de Diana et d'Urbino présentent des concentrations faibles, comparables à celles mesurées dans les étangs de Gruissan, Thau et Leucate.

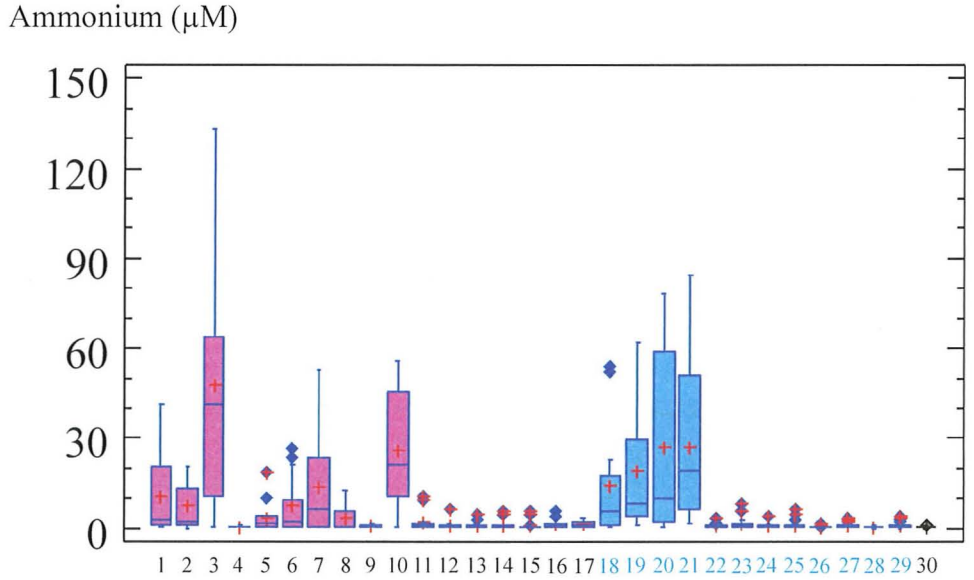


Figure 30 : Teneur en ammonium des lagunes corses (bleu) en comparaison avec d'autres lagunes méditerranéennes

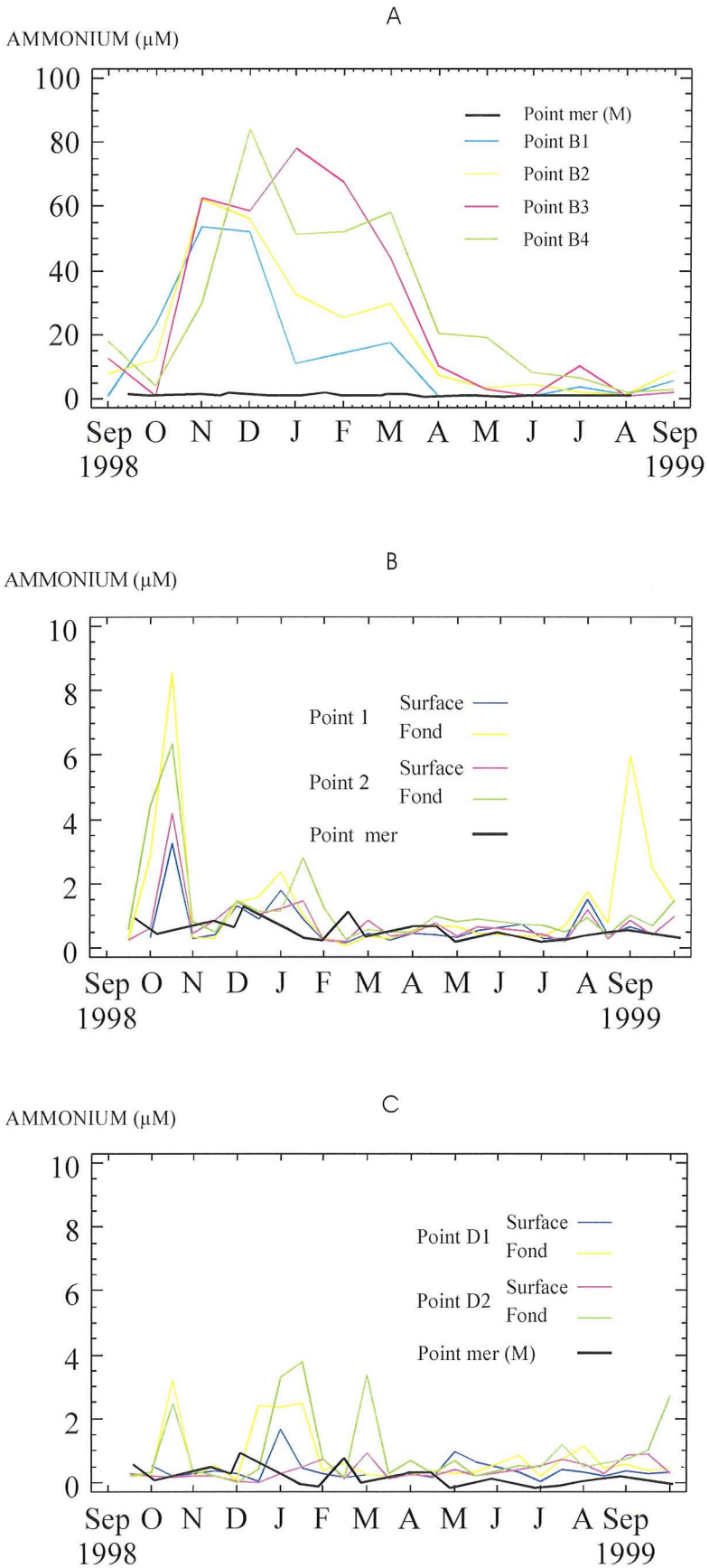


Figure 31 : Evolution des concentrations en ammonium de septembre 1998 à septembre 1999 à Biguglia (A), Diana (B), Urbino (C) et en mer (en noir)

Nitrites

En mer, les concentrations en nitrites ont montré des valeurs proches du seuil de détection. En revanche, l'étang de Biguglia montre des concentrations pouvant dépasser les 8 µM. Ces concentrations de nitrites présentent une évolution analogue à celle observée pour l'ammonium mais sont 10 fois moins importantes (Figure 34 A). De façon générale, les maxima sont atteints un mois plus tard. Ces nitrites pourraient provenir de processus de nitrification déclenchés par les fortes valeurs d'ammonium. D'autres sources comme les engrais ou les rejets de station d'épuration sont aussi à considérer. La concentration moyenne, de 2 µM, a diminué par rapport à 1992 (Frisoni & Dutrieux, 1992).

Les concentrations en nitrites de Diana (Figure 34 B) et Urbino (0,1 µM) sont aussi faibles (Figure 34 C) que dans le milieu marin. Leurs variations peuvent s'expliquer par des phénomènes de nitrification.

Depuis 1979, ces valeurs semblent avoir diminué (SOMIVAC & CTGREF, 1979).

L'étang de Biguglia présente des concentrations en nitrites comparables à celles mesurées dans les étangs du Grec, de Bages et de l'Or (Figure 32). En revanche, celles mesurées dans les étangs de Diana et d 'Urbino sont faibles, à l'image de celles des étangs de Thau, Gruissan et Leucate.

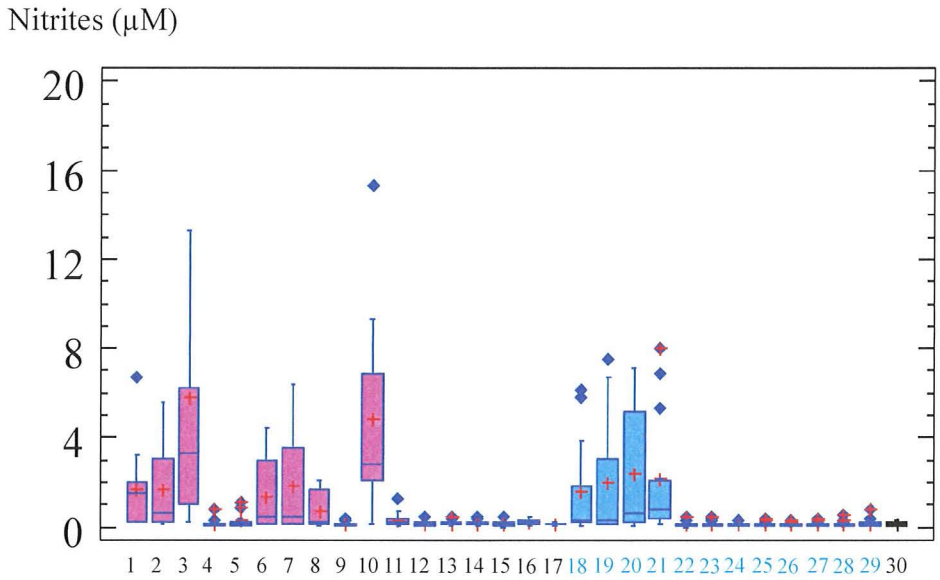


Figure 32 : Teneur en nitrites des lagunes corses (bleu) en comparaison avec d'autres lagunes méditerranéennes

Nitrates

En mer, les concentrations en nitrates ont montré des valeurs faibles (0,4 µM). En revanche, dans l'étang de Biguglia (Figure 35 A), les concentrations de nitrates n'ont pas dépassé 25 µM ce qui peut être considéré comme assez faible compte tenu des fortes dessalures constatées dans cet écosystème. Les concentrations en nitrate ont une

valeur moyenne de 5,9 µM, elles ont diminué d'un facteur de 2,5 de 1992 à 1999 (Frisoni & Dutrieux, 1992). Ces résultats n'indiquent donc pas une forte contamination par les engrais. Un grande partie des nitrates mesurés dans l'étang de Biguglia pendant la période d'étude pourraient provenir de la nitrification.

Les concentrations en nitrates des étangs de Diana (Figure 35 B) (moy < 0,35 µM) et Urbino (Figure 35 C) (moy < 0,26 µM) sont très faibles et proches de celles mesurées en mer, ce qui indique de faibles apports par le bassin versant. Les variations dans le temps sont peu interprétables et probablement liées à des phénomènes de nitrification qui dépendent le plus souvent des concentrations en ammonium.

Le pic relatif de nitrates enregistré en janvier 1999 dans les deux étangs est plutôt associé au maximum d'ammonium provenant du fond.

Les teneurs en nitrates de l'étang de Biguglia (Figure 33) sont proches de celles rencontrées dans les étangs de Bages, du Grec et de l'Or. Ces valeurs, toutefois importantes restent inférieures à celles mesurées dans les eaux de l'étang de Campignol.

Les concentrations mesurées à Diana et à Urbino sont faibles et comparables à celles des étangs d'Ingril, d'Ayrolle, de Gruissan Thau et Leucate. Ces valeurs restent proches de celles mesurées en mer.

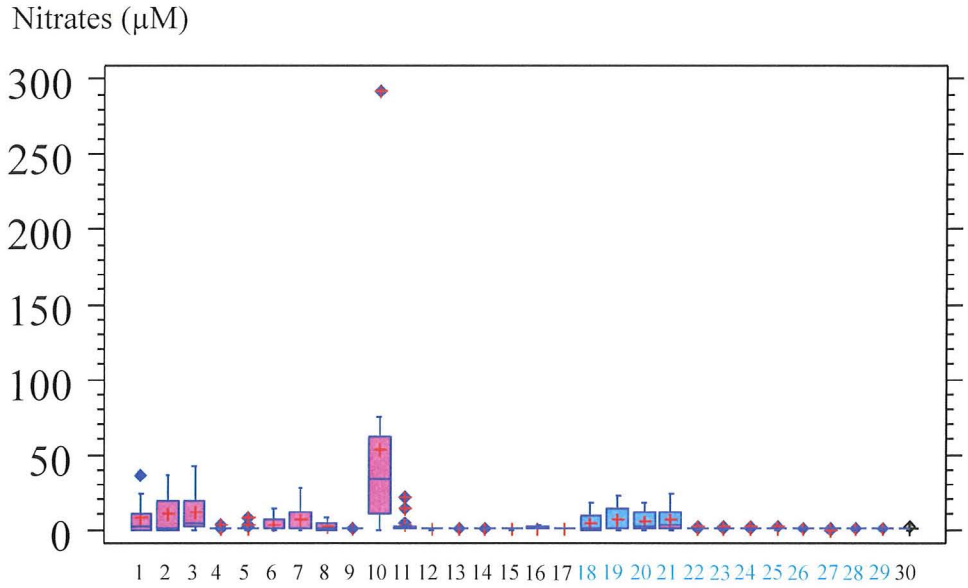
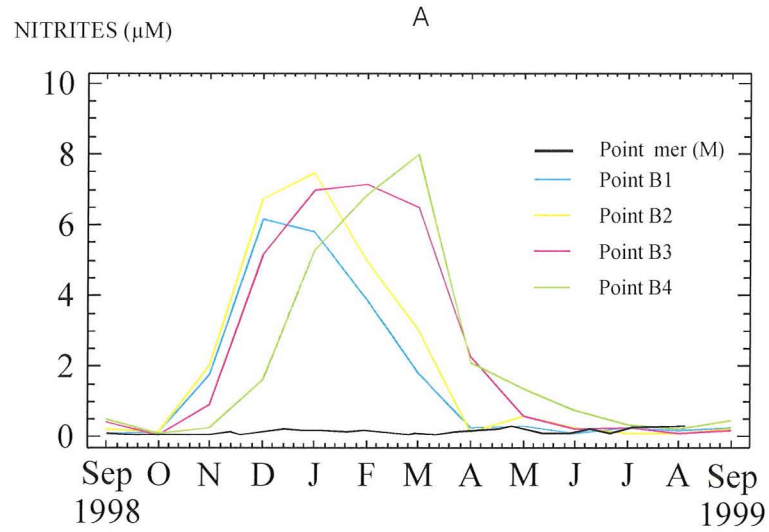
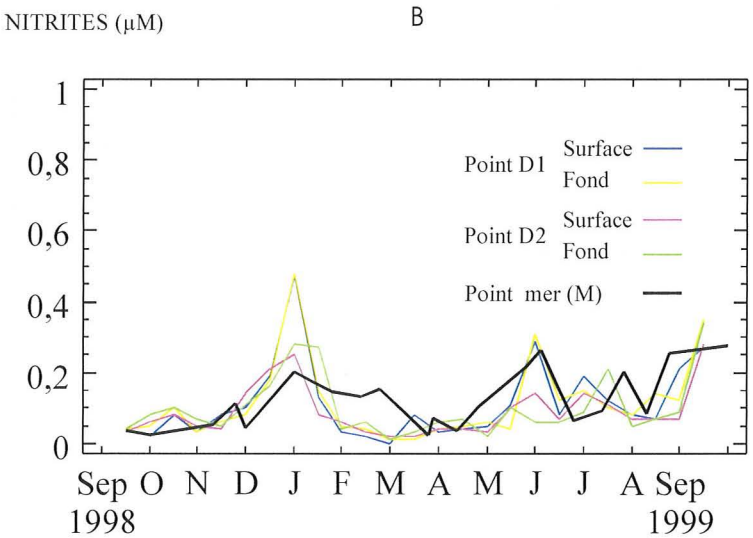


Figure 33 : Teneur en nitrates des lagunes corses (bleu) en comparaison avec d'autres lagunes méditerranéennes





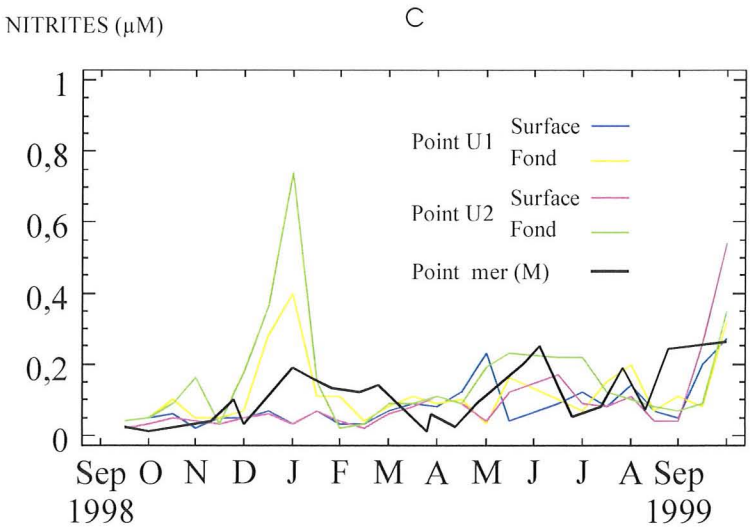


Figure 34 : Evolution des concentration de nitrites de septembre 1998 à septembre 1999 à Biguglia (A), Diana (B), Urbino (C) et en mer (en noir)

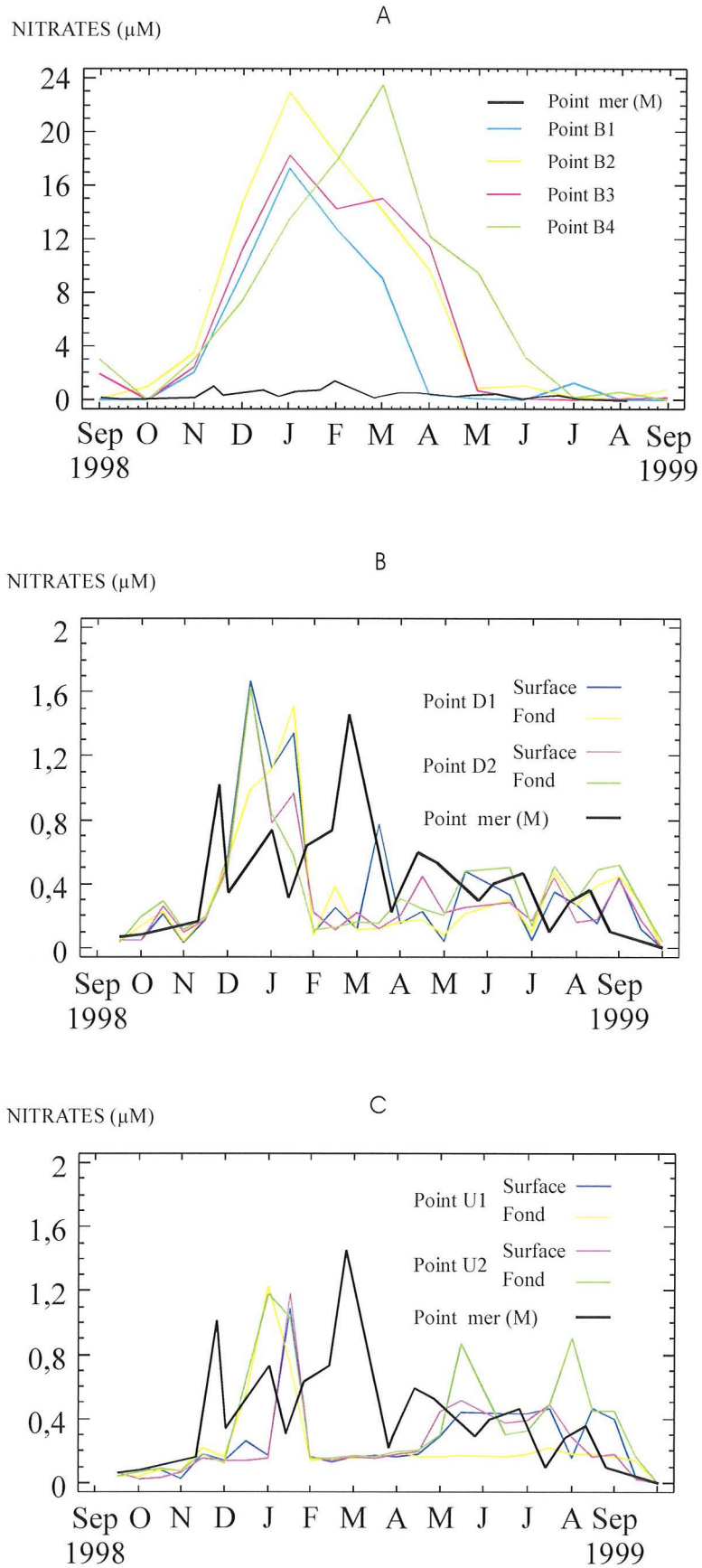


Figure 35 : Evolution des concentration de nitrates de septembre 1998 à septembre 1999 à Biguglia (A), Diana (B), Urbino (C) et en mer (en noir)

Azote Inorganique Dissous

Ce paramètre, qui intègre l'ensemble des sels de l'azote disponibles pour la production primaire des lagunes, montre des valeurs faibles en mer (< 2 µM). En revanche, dans les eaux de Biguglia, ces derniers ne sont pratiquement jamais épuisés (Figure 38 A). Seule la station près du grau présente des concentrations inférieures à 1 µM pendant le printemps. Une grande partie du NID se présente sous forme ammoniacale ce qui indiquerait plutôt une origine liée à des rejets de station d'épuration. Mais le suivi doit se faire sur une période plus longue si l'on veut préciser cette hypothèse.

Dans l'étang de Diana (Figure 38 B), on constate que les quantités de NID relevées sont généralement inférieures à 4 µM, hormis pour le pic de fin d'été 1998, et principalement dans les stations de fond (il semble être lié à la dégradation des communautés estivales de phytoplancton qui se sont déposées sur le fond à la fin d'été avec une diminution de la luminosité). Ce pic, auquel s'ajoutent des augmentations moins marquées mais observées, d'azotes, en janvier et août 1999 sont liés à des pics de chlorophylle a ainsi qu'à des épisodes pluvieux.

A Urbino (Figure 38 C), les valeurs sont toutes inférieures à 6 µM. Seul un pic est observé entre décembre 1998 et Janvier 1999, difficilement explicable.

Les concentrations en NID sont à l'image des nitrites et nitrates. En effet, on retrouve Campignol qui présente les valeurs les plus élevées et l'étang de Biguglia (Figure 36) qui présente des concentrations similaires à celles mesurées dans les étangs du Grec, de Bages et de l'Or. Les teneurs mesurées dans les étangs de Diana et d'Urbino sont à nouveau comparables à celles mesurées dans les étangs d'Ingril, d'Ayrolle, de Gruissan, Thau et Leucate.

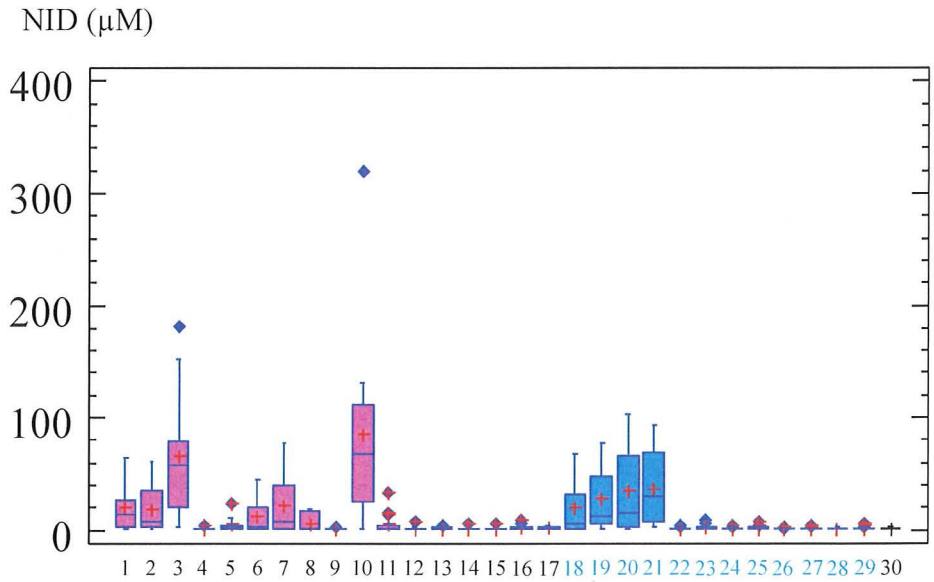


Figure 36 : Teneur en NID des lagunes corses (bleu) en comparaison avec d'autres lagunes méditerranéennes

Phosphates

Les concentrations en phosphate dans les eaux méditerranéennes sont proches du seuil de détection toute l'année (Figure 39). En revanche, dans l'étang de Biguglia (Figure 39 A), ces concentrations présentent une évolution typique des milieux lagunaires avec des niveaux proches du seuil de détection pendant la période hivernale et une accumulation dans les eaux estivales.

Dans les étangs de Diana et Urbino (Figure 39 B et C), les concentrations sont très faibles et le plus souvent proches de celles mesurées en mer. On note cependant des valeurs approchant 1µM dans les eaux de fond de l'étang de Diana. Ces mesures correspondent aux désoxygénations mesurées au même point dans les eaux de fond. Pour Urbino l'origine du phosphore dans l'eau est probablement en grande partie d'origine sédimentaire car il n'a pas été observé pendant le suivi un pic de concentration près du fond ni d'ailleurs d'apports significatifs de phosphates par le bassin versant.

Pour l'ensemble des points des lagunes corses, les teneurs en phosphates mesurées sont faibles. Elles sont comparables à celles des étangs de Leucate, d'Ayrolle, d'Ingril et de l'Or (Figure 37). On observe en revanche des concentrations importantes dans les eaux de Campignol et un peu moins élevées dans l'étang du Grec.

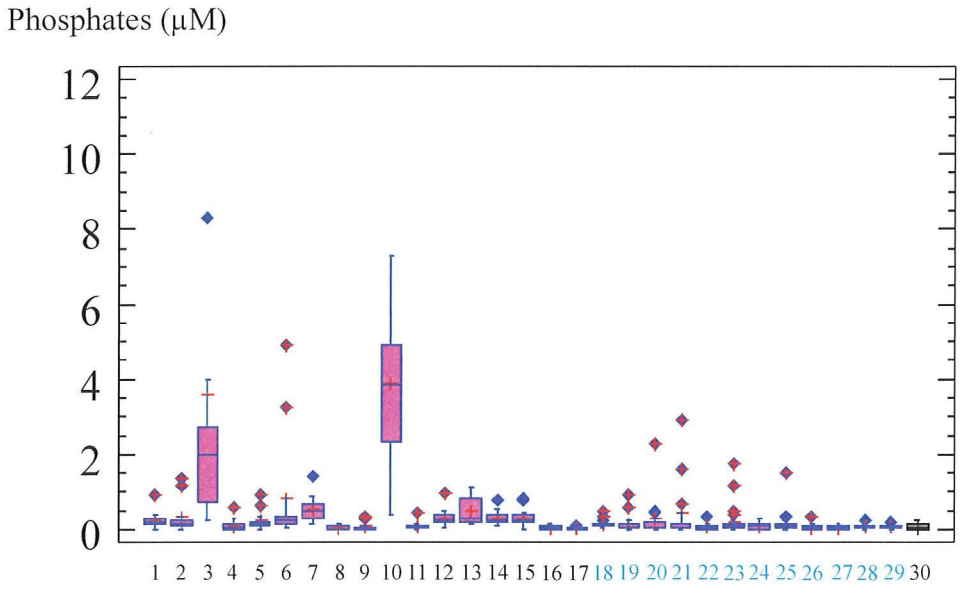
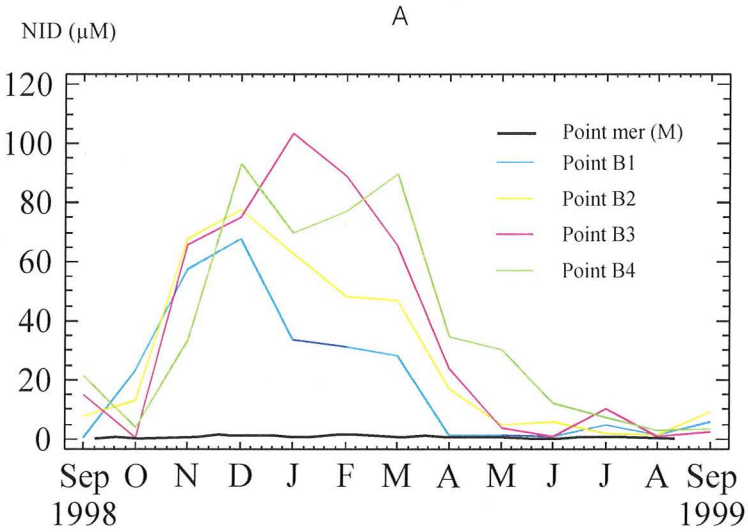
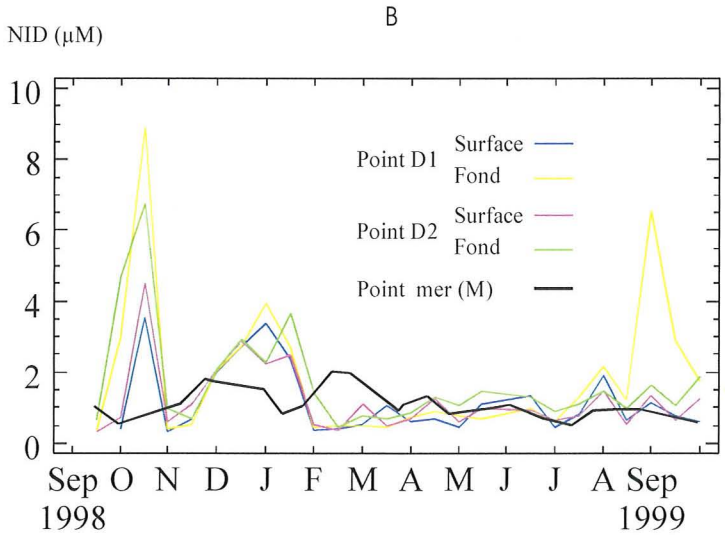


Figure 37 : Teneur en phosphates des lagunes corses (bleu) en comparaison avec d'autres lagunes méditerranéennes





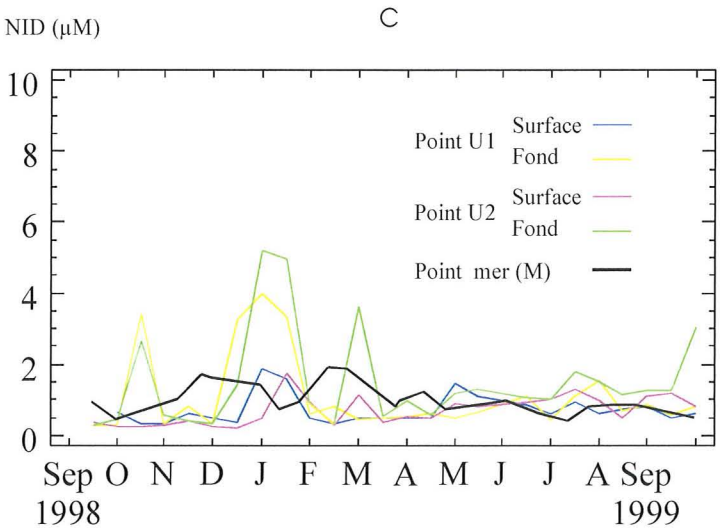


Figure 38 : Evolution des concentrations en NID de septembre 1998 à septembre 1999 à Biguglia (A), Diana (B), Urbino (C) et en mer (en noir)

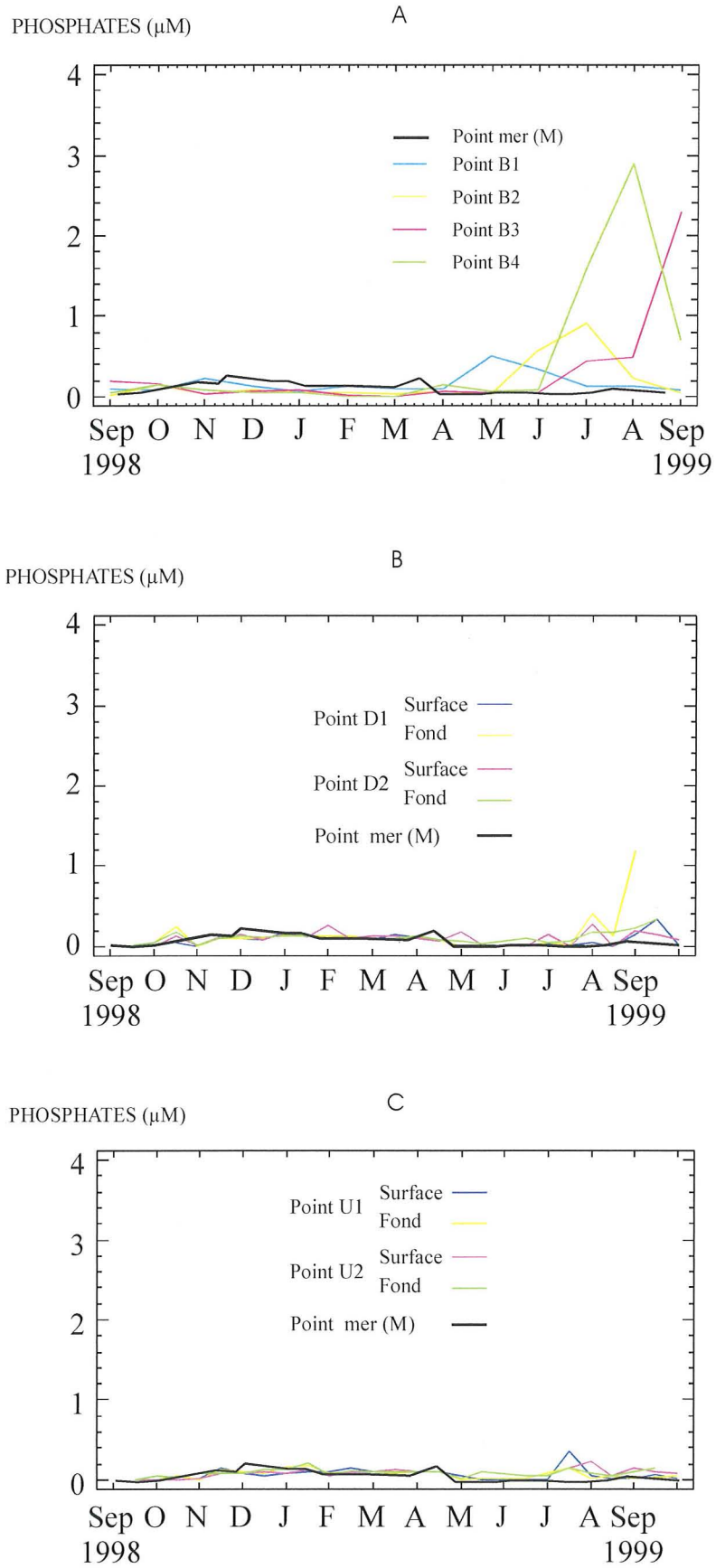


Figure 39 : Evolution des concentrations en phosphates de septembre 1998 à septembre 1999 à Biguglia (A), Diana (B), Urbino (C) et en mer (en noir)

Silicates

Comme pour les autres paramètres, les silicates présentent des concentrations très faibles dans les eaux marines. Dans les eaux lagunaires de Biguglia, elles présentent des valeurs proches ou inférieures à 100 µM, à l'exception du point situé près du grau, qui témoigne des influences marines (Figure 42 A). Ces concentrations présentent un gradient croissant lorsqu'on se dirige vers les zones les plus confinées de l'étang, c'est à dire au sud.

Les concentrations en silicates sont effectivement moins élevées à B1 que dans les trois autres points, mais ne semblent pas avoir été perturbées par les apports d'eau douce. En effet, elles ne semblent pas augmenter avec les baisses de salinité mais plutôt avec la température, ce qui indiquerait une origine essentiellement sédimentaire. La baisse relative enregistrée pendant les mois d'été pourrait témoigner d'une consommation par les diatomées.

A Diana et Urbino (Figure 42 B et C), l'origine des silicates est clairement benthique. Les concentrations à Urbino sont quatre fois supérieures à celles de Diana, mais sont d'un ordre de grandeur inférieur à Biguglia. Les différences de concentrations observées entre les deux lagunes profondes peuvent s'expliquer par des différences de communautés planctoniques.

A Diana, pendant la période hivernale 1999 (janvier à avril) les concentrations en silicates élevées sont liées à la faible représentation des diatomées dans les communautés planctoniques. En revanche en juillet et août, les teneurs en silicates relativements faibles sont à mettre en relation avec une présence plus abondante de diatomées (*Nitzschia*, *Asterionellopsis*, *Skeletonema*, *Guinardia*) qui entraînent une consommation accrue en silice.

En septembre 1998, les faibles concentrations de silice mesurées à Urbino apparaissent liées à une dominance de diatomées, de même qu'en septembre 1999 (*Thalassionema, Nitzschia*). Cependant hormis ces deux périodes où la dominance des diatomées est claire, la diminution des silicates entre janvier 1999 et avril 1999 ne semble pas liée de façon significative à un développement de diatomées, d'autant que les concentrations en chlorophylle a (à leur niveau le plus bas) n'attestent pas d'une activité élevée du phytoplancton.

Les concentrations en silicates sont très élevées dans l'étang de Biguglia. Les valeurs sont croissantes lorsque l'on se dirige vers la partie sud de l'étang, la plus confinée. Les étangs du Grec, de l'Or et de Campignol présentent aussi des concentrations en Silicates importantes mais bien inférieures à celles rencontrées à Biguglia (Figure 40).

Les teneurs en Silicates de l'étang de Diana sont parmi les plus faibles. En revanche, à Urbino, même si les concentrations sont bien inférieures à celles rencontrées dans les étangs de Biguglia, du Grec, de l'Or et de Campignol, elles restent toutefois élevées.

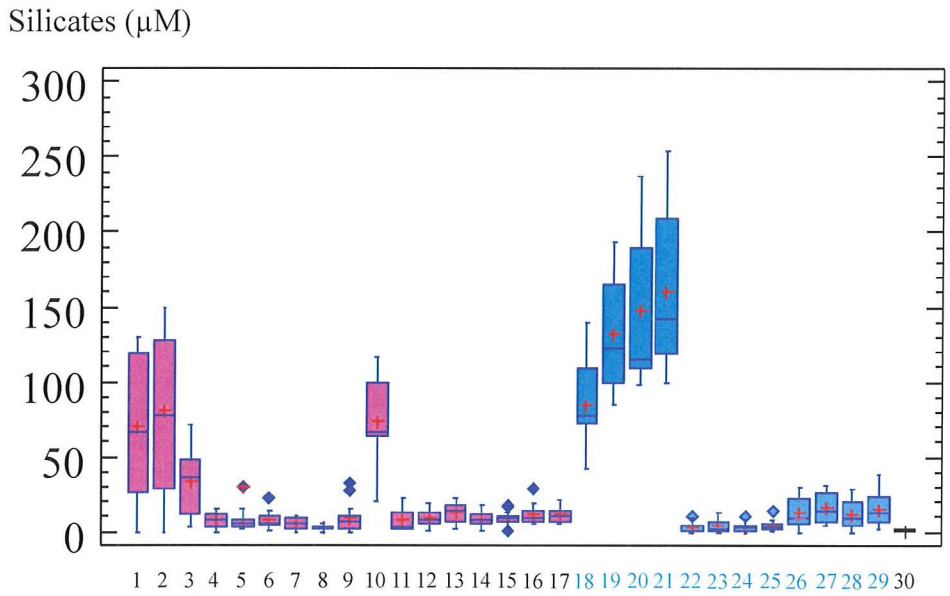


Figure 40 : Teneur en silicates des lagunes corses (bleu) en comparaison avec d'autres lagunes méditerranéennes

Azote total

A l'image des autres paramètres, les concentrations en azote total à Diana et Urbino (Figure 43 B et C) sont très inférieures à celles mesurées à Biguglia (Figure 43 A), mais elles demeurent significativement supérieures à celles mesurées en mer. Les concentrations moyennes en azote total dans l'étang de Biguglia (80,4 µM) sont proches de celles mesurées en 1992 (Frisoni & Dutrieux, 1992). Ces concentrations élevées illustrent bien la richesse des milieux lagunaires en substances eutrophisantes.

Pour Diana, les concentrations en azote total oscillent entre 10 et 30 µM (sauf 1 pic), pour une moyenne de 20,9 µM.

Dans l'étang d'Urbino, les concentrations varient de 18 à 40 µM (sauf 1 pic), pour une moyenne de 23,5 µM.

Bien qu'ayant reçu peu d'apports du bassin versant pendant la période d'étude, les concentrations en azote total dans les deux lagunes profondes se sont maintenues à des niveaux relativement constants, qui traduisent un recyclage efficace de l'azote piégé dans le sédiment.

Les teneurs en azote total rencontrées dans les étangs de l'Or et du Grec sont très élevées et largement supérieures à celles mesurées dans les autres étangs. Même si les valeurs mesurées à Biguglia sont moins élevées elles restent toutefois importantes et supérieures à bien d'autres lagunes méditerranéennes. En revanche, les étang de Diana et d'Urbino (Figure 41) présentent les concentrations les plus faibles, même si elles restent supérieures à celles mesurées en mer.

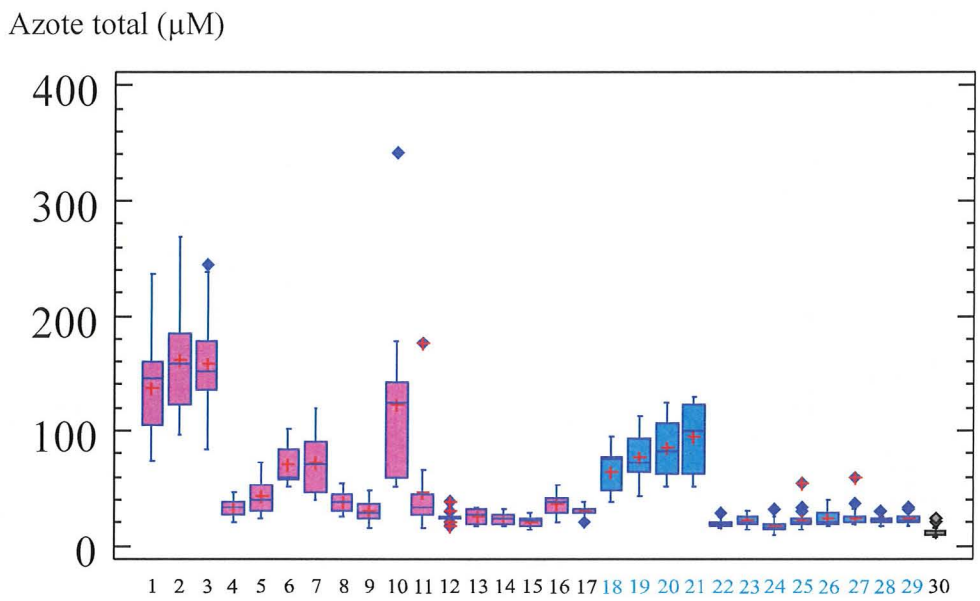


Figure 41 : Teneur en azote total des lagunes corses (bleu) en comparaison avec d'autres lagunes méditerranéennes

Chlorophylle-a

Biguglia présente les développements de phytoplanctons les plus élevés des trois lagunes étudiées. Les concentrations en chlorophylles-a y sont 3 à 4 fois supérieures. On observe un pic très important au début du suivi (septembre et octobre 1998), et un second beaucoup moins élevé en septembre 1999. A l'exception de ces deux périodes, les biomasses de phytoplancton restent relativement stables à des niveaux légèrement supérieurs à ceux des deux autres lagunes. Cependant, de telles concentrations qui caractérisent des milieux nettement eutrophisés n'ont pas été mesurées par la suite, ce qui devrait s'expliquer comme étant une augmentation liée à un phénomène exceptionnel.

Le développement de septembre 1998 et octobre 1998 entraîne une disparition quasi complète de l'azote minéral, à la suite de laquelle la biomasse algale chute. Pendant la phase hivernale et printanière, de très fortes quantités d'azote sont apportées apparemment par des pluies qui ont provoqué dans le même temps un fort dessalement de la totalité de la lagune (36 à 18) : cette baisse de salinité assez rapide ainsi que de la température et de l'énergie lumineuse est sans doute à l'origine de la stagnation de la biomasse algale malgré la forte disponibilité de l'azote.

Les caractéristiques pigmentaires (b/a, c/a et phéopigments) ne présentent pas de caractéristiques très particulières si ce n'est une augmentation de b/a pendant la phase hivernale qui pourrait correspondre à la fois à l'augmentation des concentrations en azote et une diminution de la luminosité et se traduit par une adaptation des algues à ces conditions.

A l'inverse des deux autres lagunes, les dinophycées ne paraissent pas constituer une composante importante des communautés phytoplanctoniques à Biguglia. Les phytoflagellés et chlorophycées coccoides sont apparemment plus abondantes, et les diatomées contribuent majoritairement aux variations des taux en chlorophylle c.

L'évolution des concentrations en chlorophylle-a dans les lagunes de Diana et Urbino (<15 $\mu g.l^{-1}$) montrent la grande capacité de ces lagunes à produire du phytoplancton. Ces valeurs sont remarquablement élevées par rapport au niveau de sels nutritifs souvent proches de ceux mesurés en milieu marin.

A Diana, les concentrations en chlorophylle-a sont plus élevées au point D1 (moyenne : 3,84 $\mu g.l^{-1}$) qu'au point D2 (moyenne : 2,42 $\mu g.l^{-1}$), à toutes les périodes d'échantillonnage. Ces valeurs attestent une légère eutrophisation.

Les variations sont également plus importantes à D1 qu'à D2, avec cependant quelques pics communs en octobre 1998, janvier et août 1999. Ces pics sont liés à des pics d'azote minéral que l'on peut mettre en relation également avec des épisodes pluvieux.

Ces différences entre les deux stations sont observables également sur les échantillons prélevés en profondeur. En revanche il n'y a pas de différence significative entre la surface et le fond dans chaque station.

Les quantités relatives de chlorophylle b par rapport à la chlorophylle-a sont assez stables au cours de l'année à l'exception de janvier et mars 1999 où apparemment les rapports b/a sont nettement plus élevés. Ces pics relatifs de chlorophylle-b succèdent dans les deux cas à des pics relatifs de chlorophylle-c correspondant au développement important de peuplements à Dinophycées représentées essentiellement par deux Prorocentrum. Ces deux taxons sont également dominants aux mois de septembre et décembre. Pendant la période hivernale 1999 (janvier à avril) les diatomées sont relativement très peu représentées, en relation avec des concentrations en silicates élevées . En revanche en juillet et août, les diatomées (Nitzschia, Asterionellopsis, Skeletonema, Guinardia) sont plus abondantes et entraînent une consommation accrue de silice. En septembre 1999, ce sont à nouveau des peridiniens qui dominent les peuplements phytoplanctoniques.

La chlorophylle-b est liée à la présence de phytoflagellés et de chlorophycées coccoides. La chlorophylle-c est le plus souvent liée aux peridiniens.

Les taux de pheopigments sont assez comparables entre les deux stations, sauf à l'automne 1998 et au printemps 1999 où les concentrations en pheophytine sont plus élevées à D2 qu'à D1, mais restent à des niveaux (environ 15-20%) qui n'attestent d'aucune anomalie particulière.

De même il n'y a pas de différence notable entre fond et surface, bien que pour la même station les valeurs les plus élevées sont observées au fond. Mais, à l'exception de quelques valeurs supérieures à 30-35% (septembre 1998, mars 1999, juillet 1999, septembre 1999) aussi bien à D1 qu'à D2 , les taux de pheophytine n'atteignent jamais des valeurs qui attesteraient d'une dégradation importante des algues.

A Urbino, les concentrations en chlorophylle entre les deux stations de surface sont tout à fait comparables et évoluent de manière identique au cours de l'année : elles présentent un maximum (4 à 5 μgl^{-1}) d'octobre 1998 à janvier 1999, un minimum durant la période printanière (mars à mai 1999) se situant entre 1 et 2 μgl^{-1}, puis un nouveau plateau entre 2 et 3 μgl^{-1} de juin à septembre 1999.

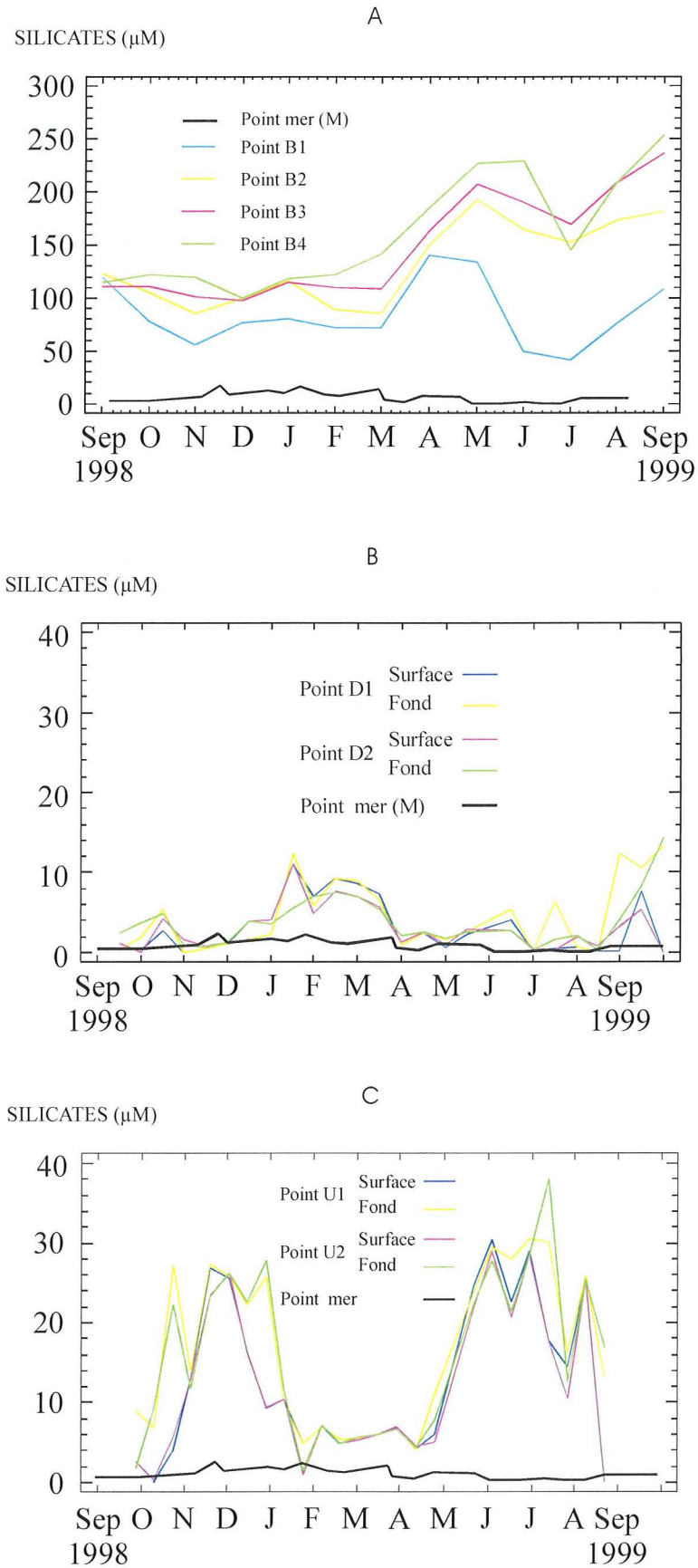


Figure 42 : Evolution des concentrations en silicates de septembre 1998 à septembre 1999 à Biguglia (A), Diana (B), Urbino (C) et en mer

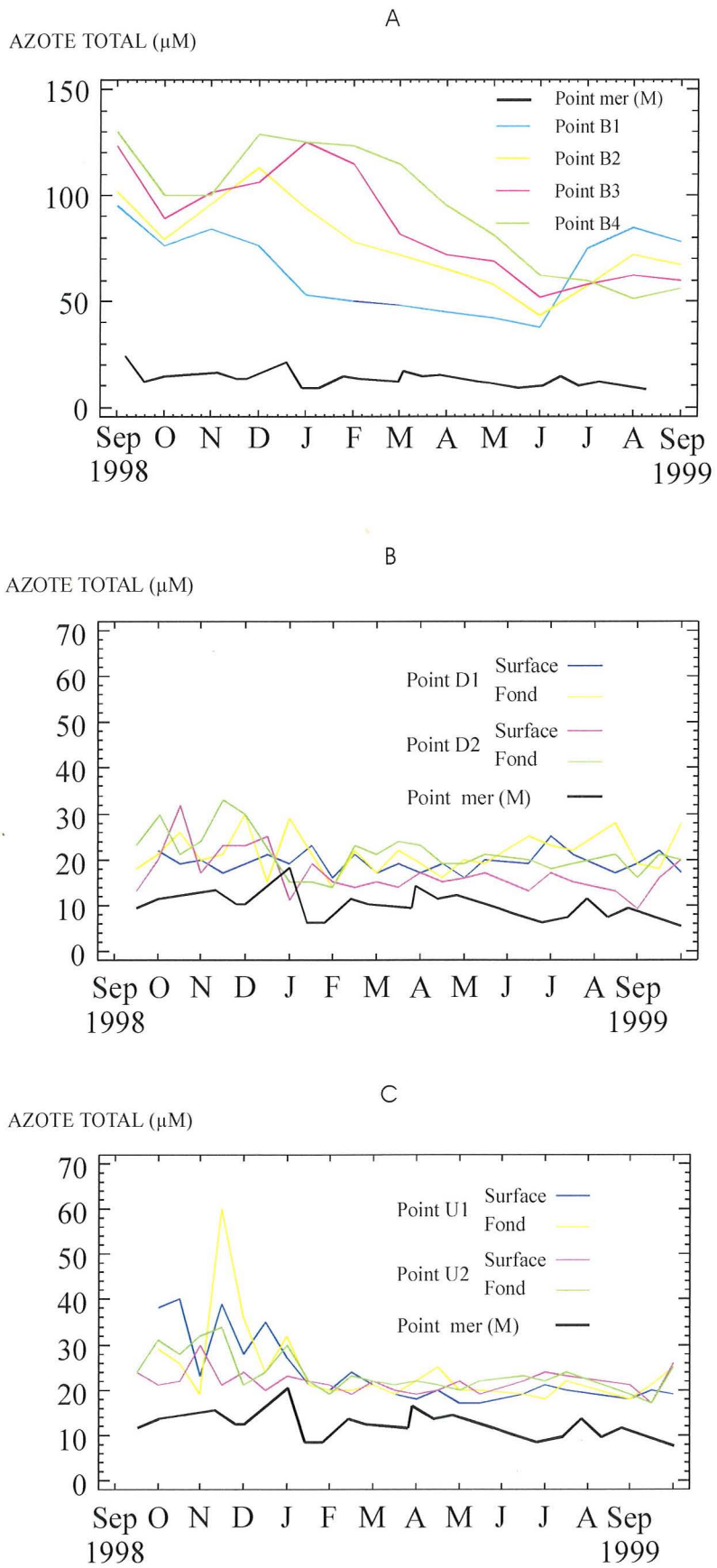


Figure 43 : Evolution des concentrations en azote total de septembre 1998 à septembre 1999 à Biguglia (A), Diana (B), Urbino (C) et en mer (en noir)

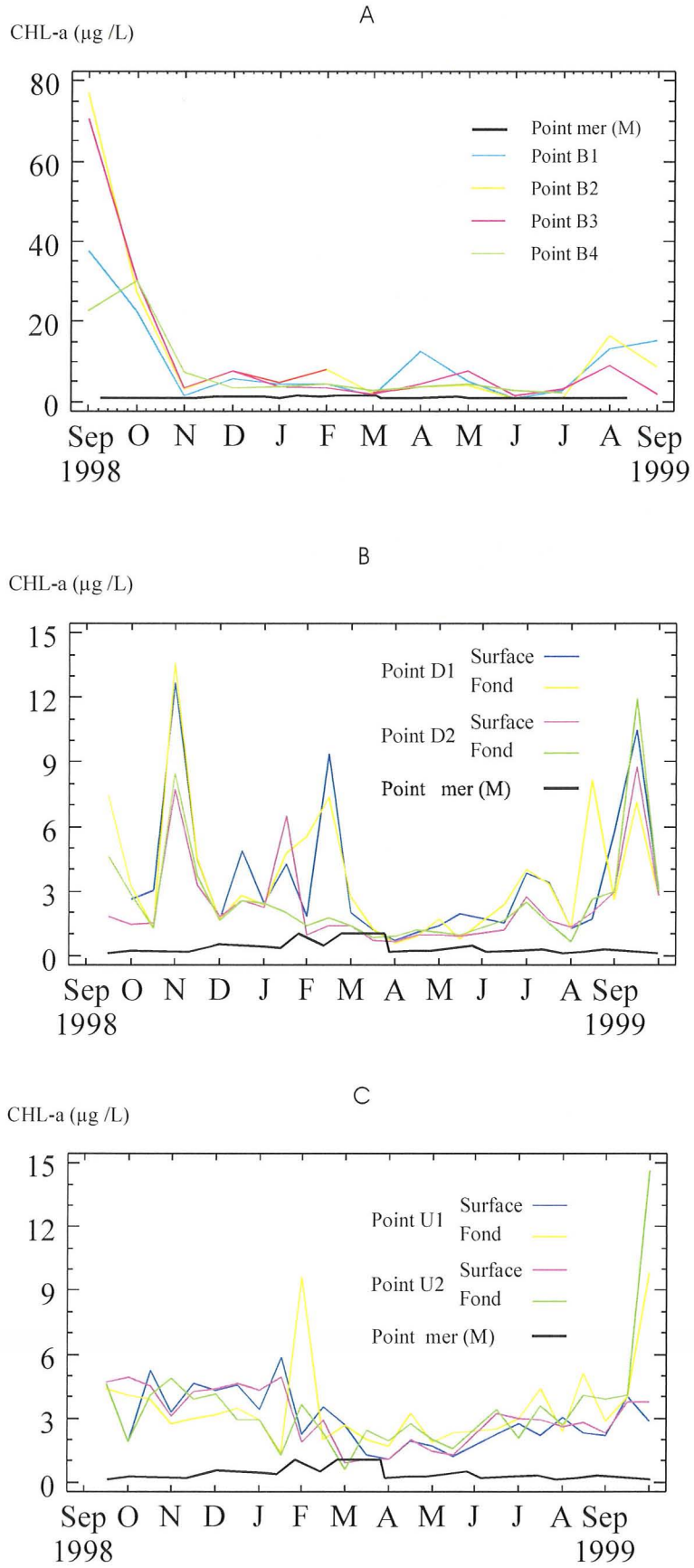


Figure 44 : Evolution des concentrations de chlorophylle-a de septembre 1998 à septembre 1999 à Biguglia (A), Diana (B), Urbino (C) et en mer (en noir)

Dans les stations de fond, les concentrations sont légèrement inférieures à celles de surface pendant la première période d'octobre 1998 à janvier 1999, et au contraire un peu supérieures aux autres périodes. En moyenne, les valeurs au fond apparaissent supérieures à celles de surface. Mais cette différence est essentiellement attribuable à deux valeurs à U1 et une valeur à U2 en janvier et septembre 1999. Si l'on excepte ces valeurs, les moyennes entre les deux stations et entre fond et surface ne sont pas significativement différentes. Les trois périodes de variations de concentrations distinguées en surface sont moins nettement différenciées dans les stations de fond.

Ces trois périodes sont calquées sur les variations de concentrations en silicates et de nitrates, le minimum de biomasse chlorophyllienne correspondant au minimum de silicates et de nitrates (janvier 1999 – avril 1999), tandis que les deux autres périodes coïncident au contraire avec les maxima de ces deux nutriments.

En septembre 1998 de même qu'en septembre 1999, on remarque une dominance de diatomées qui pourrait expliquer les faibles concentrations de silicates.

Cependant, hormis ces deux périodes où la dominance des diatomées est claire, la diminution des silicates entre janvier 1999 et avril 1999 ne semble pas liée de façon significative à un développement de diatomées, d'autant que les concentrations en chlorophylle-a (à leur niveau le plus bas) n'attestent pas d'une activité élevée du phytoplancton : outre les nitrates et les silicates, l'ensemble des autres nutriments sont également à leur plus bas niveau. Les variations des taux de chlorophylle-c apparaissent le plus souvent liées au développement des dinophycées (Prorocentrum, Ceratium, Protoperidinium, ...).

Les étangs du Grec et de l'Or sont ceux qui présentent les concentrations en chlorophylle-a les plus élevées. Ces dernières sont nettement supérieures à celles rencontrées dans les lagunes corses (Figure 45), même si l'on considère qu'à Biguglia, les concentrations en Chlorophylle-a ne sont pas négligeables.

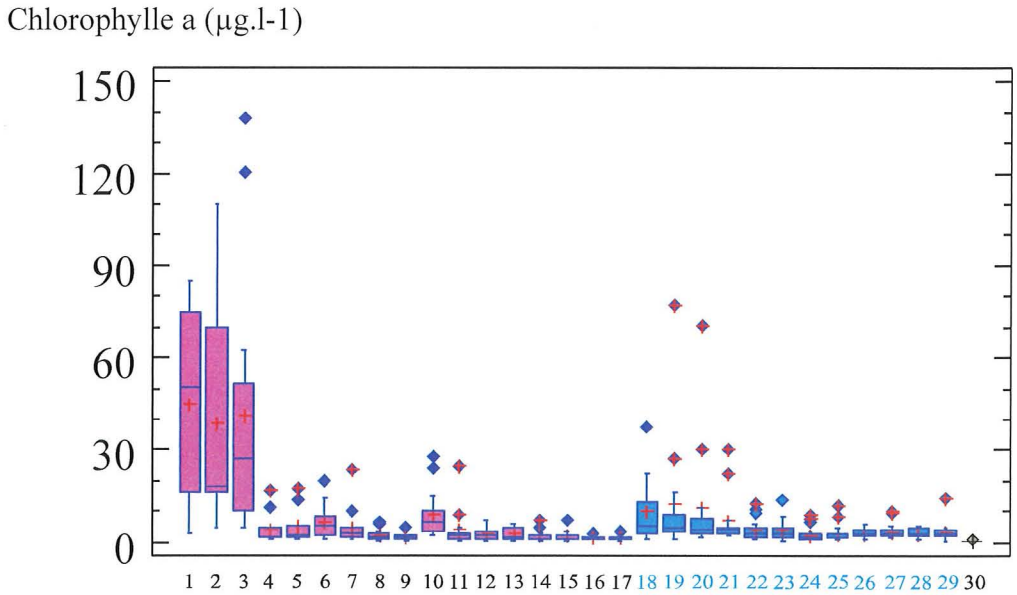


Figure 45 : Teneur en chlorophylle-a des lagunes corses (bleu) en comparaison avec d'autres lagunes méditerranéennes

6.4.3 Synthèse

A Biguglia, les quantités phytoplanctoniques sont bien plus élevées qu'à Diana et Urbino. Dans cette lagune, le gradient de salinité décroissant du nord au sud pourrait être responsable d'une dynamique des communautés algales différentes, notamment au point B1, plus proche de la mer. A B1, les teneurs en silicates sont moins élevées que dans les trois autres points, mais ne semblent pas avoir été perturbées par les apports d'eau douce. Parmi ces trois autres points, le point B4 se distingue par la plus faible salinité et un décalage de la dynamique de l'azote et des phosphates.

Dans cette lagune les niveaux moyens de biomasse indiquent un état plus eutrophisé qu'à Diana et Urbino et un changement dans la structure des communautés algales.

Diana et Urbino sont deux lagunes comparables et faiblement (Urbino) à moyennement (Diana) eutrophisées. Elles ne présentent cependant pas le même cycle de développement des algues. En effet des différences apparaissent notamment en relation avec les silicates. Les apports d'azote en liaison avec les pluies n'ont pas eu d'effet marqué sur la salinité qui reste très élevée dans les deux lagunes.

Dans les eaux de Diana et d'Urbino, les Dinophycées constituent une composante importante voire dominante des assemblages phytoplanctoniques, indiquant des caractéristiques susceptibles de donner lieu à des efflorescences dont certaines pourraient s'avérer toxiques (les genres potentiels sont présents).

L'étude réalisée sur une période d'un an apporte des résultats face auxquels il faut rester prudent quant à leur ponctualité dans le temps. En effet, dans la mesure où des évènements climatiques peut-être exceptionnels ont pu influencer les dynamiques algales suivant un schéma qui ne serait pas le schéma classique pour ces milieux, les cycles et dynamiques décrits sur cette période doivent être confirmés par un suivi sur plusieurs années. A ce titre, on voit par exemple que la salinité des eaux de Biguglia n'est pas revenu à son état initial après la forte baisse de l'hiver 1998. Ces évènements ont sans doute eu des répercussions sur les caractéristiques des organismes qui se sont adaptés à des conditions particulières (teneurs en différents pigments par exemple).

7 Application d'un outil d'évaluation de la qualité trophique des milieux lagunaires

7.1 Présentation

Les lagunes méditerranéennes sont des milieux particulièrement sensibles au phénomène d'eutrophisation, dont l'impact peut avoir des effets négatifs tant au point de vue économique, patrimonial qu'écologique. En vue d'éclairer les actions entreprises pour réduire les causes anthropiques de l'eutrophisation des lagunes méditerranéennes françaises, l'Agence de l'Eau RMC a demandé à l'Ifremer, associé à l'université de Montpellier II et au Bureau d'étude CREOCEAN, de développer un outil opérationnel permettant de suivre l'état d'eutrophisation en routine de ces lagunes sur la base de mesures relativement simples.

Le présent chapitre emprunte beaucoup au rapport final de l'étude de développement (Ifremer *et al.*, 2000).

Classiquement, l'état d'eutrophisation d'une lagune est apprécié à partir de multiples paramètres descripteurs des différents compartiments de la lagune potentiellement affectés (colonne d'eau, sédiment, phytoplancton, macrophytes, macrofaune benthique...). Cette complexité ne permet pas un diagnostic rapide et rend difficile la comparaison entre lagunes. L'innovation apportée par ce développement a été de mettre au point et de valider de façon satisfaisante des grilles permettant de classer l'état d'eutrophisation d'une lagune ou d'un secteur de lagune selon cinq niveaux allant du très bon (pas d'eutrophisation) au très mauvais (très eutrophisé), à partir seulement de paramètres mesurés régulièrement dans la colonne d'eau.

7.1.1 Développement de l'outil de diagnostic

Son développement s'est déroulé en quatre phases, de 1997 à fin 2000, et a fait appel aux résultats de la présente étude de caractérisation des lagunes corses pour sa validation :

1. Sur un échantillon de lagunes représentatives des différents situations et états d'eutrophisation rencontrés sur le littoral méditerranéen, **construction d'une base de données de référence** constituée de mesures portant sur des variables indicatrices de l'eutrophisation,
2. Caractérisation des états de l'eutrophisation de ces lagunes sur la base d'un **diagnostic étendu**, portant sur plusieurs compartiments,
3. Elaboration d'une **grille de qualité de la colonne d'eau**, dont les seuils des cinq classes ont été déterminés sur la base des résultats de l'étape précédente,
4. **Validation de l'outil**, par comparaison des résultats obtenus entre le diagnostic étendu et la grille de classement de la colonne d'eau sur un jeux de lagunes test, dont les trois lagunes Corse de Biguglia, Diana et Urbino.

Sa conception très simple, en modules, devrait faciliter son intégration ultérieure dans un système plus vaste intégrant également les aspects physiques (topographie, régime hydraulique,...) et ceux liés à l'utilisation des milieux. Cette simplicité apparente ne peut faire oublier la nécessité de recourir aux experts pour son application et l'interprétation des résultats.

Même s'il a été validé sur un jeux de lagunes test, l'outil ne saurait être considéré comme un produit fini. Il n'est pas exclu que le retour d'expérience de plusieurs années d'utilisation conduise à modifier les variables de diagnostic ou les seuils retenus.
Utilisation de l'outil

Cet outil a été conçu pour être utilisé dans le cadre de programmes de suivis pérennes. Il est destiné à diagnostiquer et suivre l'état de l'eutrophisation d'une lagune. Sa mise en routine s'effectue en deux temps.

Dans un premier temps, il est nécessaire d'établir un diagnostic étendu de l'eutrophisation, qui sera ensuite répété sur un rythme espacé, d'environ 4 à 5 ans .
Ensuite, entre deux diagnostics étendus, il suffit d'effectuer un suivi de la colonne d'eau afin de remplir la grille de qualité de l'eau sur les trois mois d'été. Celle-ci permettrai de déterminer l'état général, c'est à dire de rendre compte du niveau d'eutrophisation de la lagune étudiée, formalisé par des couleurs, allant du « très bon » au « très mauvais ».
Diagnostic étendu de l'eutrophisation

Il est établi à partir des variables caractérisant les compartiments biologiques (phytoplancton, macrophytes et macrofaunes benthiques) et celles associées au sédiment. Ces variables caractérisent plutôt les conséquences de l'eutrophisation, exprimant les états de dégradation des compartiments concernés.

Chaque compartiment étudié fait l'objet d'une grille de lecture de la qualité des variables qui l'intègrent. Cette grille est constituée d'indices calés sur des valeurs seuils. Pour chaque variable, les seuils de cinq classes de qualité, allant du bleu (très bon) au rouge (très mauvais) ont été définies. Ces grilles de lecture permettent d'attribuer une couleur (fonction de l'état d'eutrophisation) à un compartiment.

Les résultats concernant les variables ou compartiments suivants : sédiment, phosphore sédiment, phytoplancton, macrophytes, proliférations, potentialité biologique macrofaune, sont rassemblés dans une planche qui permet d'identifier sommairement dans quel(s) compartiment(s) les éventuelles dégradations entraînées par le niveau d'eutrophisation se font sentir.

La détermination de l'état général de l'écosystème par rapport à l'eutrophisation est effectué en considérant l'état le plus déclassant des compartiments ou variables actifs (phosphore sédiment, phytoplancton ou macrophyte).

La sensibilité de l'outil, notamment la sensibilité des différents compartiments, a été analysée et discutée en fonction des sources potentielles de variabilité. La grille du sédiment s'est avérée la moins sensible et tout changement d'état dans ce compartiment sera significatif d'une dégradation ou d'une restauration durable. A l'autre extrémité, le phytoplancton est le compartiment le plus sensible.

PLANCHE DE RESULTATS

SEDIMENTS

PHOSPHORE SEDIMENTS

PHYTOPLANCTON

MACROPHYTES

PROLIFERATIONS *Ficopomatus enigmaticus*

POTENTIALITE BIOLOGIQUE MACROFAUNE

ETAT GENERAL DE L'EUTROPHISATION

Légende : Très bon Bon Passable Mauvais Très

7.2 Grille de la qualité de l'eau

La grille de qualité permet d'évaluer le niveau d'eutrophisation d'une lagune ou d'un secteur de lagune à partir de variables caractérisant la colonne d'eau au moyen de mesures simples effectuées en routine. Les seuils ont été établis sur la base des données recueillies au cours de l'étude de conception.

Deux grilles ont été successivement développées, une grille annuelle basée sur un suivi annuel puis une grille été portant seulement sur la période estivale (typiquement juin, juillet et août), avec des seuils légèrement différents.

Les validations réalisées sur les lagunes étudiées ont montré que **l'état général de l'eutrophisation** obtenu par agrégation à partir de la grille d'été est généralement identique à celui obtenu à partir de la grille annuelle d'une lagune donnée. Les grilles estivales ont l'avantage de pouvoir qualifier l'état du système à moindre coût (financier et logistique) avec seulement 3 mois de suivi. Ce sont elles qui sont recommandées en utilisation de routine.

Dans le cadre d'un suivi renforcé, c'est à dire utilisée en complément de la grille annuelle comme cela a été le cas pour l'étude de caractérisation des lagune corses, elle permettent de caractériser la période estivale qui peut être critique en terme d'eutrophisation (anoxie, prolifération de microalgues ou macroalgues, relargage d'azote et de phosphore par les sédiments, ...) et fournissent donc des informations qui n'apparaîtraient pas directement dans la grille annuelle.

Grille d'été :

ETE			BLEU		VERT		JAUNE		ORANGE		ROUGE
$\lvert\Delta\%O_2$ SAT$\rvert$		0		20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0		5		10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3		1		1,5		4	
NID	(µM)	0		2		6		10		20	
NITRI	(µM)	0		0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0		1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0		11		3		5		10	
Chl-a	(mg m^{-3})	0		5		7		10		20	
Chlaphe	(mg m^{-3})	0		7		10		15		25	
NT	(µM)	0		50		75		100		120	
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	

Les variables utilisées dans les grilles sont les suivantes :

$\lvert\Delta\%O_2$ SAT$\rvert$: Pourcentage d'oxygène par rapport à la saturation (sans unité)
TUR : Turbidité (NTU)
PO_4^{3-} : Phosphates (µM)
NID : Azote Inorganique Dissous (µM)
NITRI : Nitrites (µM)
NITRA : Nitrates (µM)
AMMO : Ammonium (µM)
Chl-a : Chlorophylle-a (µg/l)
Chlaphe : Chlorophylle-a + Phéophytine-a (µg/l)
NT : Azote Total (µM)
PT : Phosphore Total (µM)

Le remplissage des grilles s'effectue par **la méthode dite des rangs** :
Pour caractériser une variable par un état, on retient, dans la série des mesures réalisées pendant la période et classées par ordre croissant, celle dont le rang correspond à l'entier le plus proche de la quantité (0,9 x N) où N est le nombre de mesures effectuées pendant le suivi et on lui donne l'état correspondant à la grille. Ainsi, pour 13 valeurs, c'est la douzième donc l'avant dernière plus forte valeur qui est retenue. Pour compléter la grille estivale, on retient la valeur la plus déclassante obtenue en juin, juillet ou août.

La détermination de l'état général de la grille de qualité de l'eau (estivale ou annuelle) se fait par une méthode de sélection relevant du même principe :
Pour caractériser l'état général, on retient l'état de la variable dont le rang est égal à l'entier le plus proche de la quantité (0,9 x N), où N est le nombre de variables, les variables étant classées par ordre décroissant de leur état, du bleu au rouge. Ainsi pour 11 variables, c'est l'état de la dixième la plus déclassée qui est retenu. En dessous de 6 variables, on retient simplement l'état le plus déclassant de la série.

7.3 Application de la grille de lecture de l'eau aux lagunes corses

7.3.1 Etang de Biguglia

B 1 ANNEE			BLEU		VERT		JAUNE		ORANGE		ROUGE
$\lvert\Delta\%O_2$ SAT $\rvert$		0		20		30		40		50	60
TUR	(NTU)	0	5,7	10		20		30		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3	0,34	1		1,5		4	
NID	(µM)	0		15		20		40	57	60	
NITRI	(µM)	0		0,5		1		5	5,6	10	
NITRA	(µM)	0		7		10	12,8	20		30	
AMMO	(µM)	0		7		10		20		30	52
Chl-a	(mg m^{-3})	0		5		7		10	22	30	
Chlaphe	(mg m^{-3})	0		7		10		15	26	40	
NT	(µM)	0		50		75	85	100		120	
PT	(µM)	0		1		2		5		8	11

B 1 ETE			BLEU		VERT		JAUNE		ORANGE		ROUGE
$\lvert\Delta\%O_2$ SAT $\rvert$		0		20		30		40		50	
TUR	(NTU)	0	2,6	5		10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0	0,13	0,3		1		1,5		4	
NID	(µM)	0		2	5	6		10		20	
NITRI	(µM)	0	0,25	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0		1	1,3	3		5		10	
AMMO	(µM)	0		1		3	3,5	5		10	
Chl-a	(mg m^{-3})	0		5		7		10	13,3	20	
Chlaphe	(mg m^{-3})	0		7		10		15	15,8	25	
NT	(µM)	0		50		75	85	100		120	
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	

Le point de l'étang de Biguglia situé le plus proche du Grau (B1 ; Figure 3) présente une grille très déclassante notamment au niveau de l'oxygène et de l'ammonium sur l'année. Pendant la période estivale, ce sont les concentrations de chlorophylle qui déclassent le point nord de Biguglia (B1 ; Figure 3) en orange.

B 2 ANNEE			BLEU		VERT		JAUNE		ORANGE		ROUGE
$\lvert\Delta\%O_2$ SAT$\rvert$		0		20		30		40	46	50	
TUR	(NTU)	0	5,4	10		20		30		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3	0,56	1		1,5		4	
NID	(µM)	0		15		20		40		60	68
NITRI	(µM)	0		0,5		1		5	6,7	10	
NITRA	(µM)	0		7		10	18	20		30	
AMMO	(µM)	0		7		10		20		30	56
Chl-a	(mg m^{-3})	0		5		7		10	27	30	
Chlaphe	(mg m^{-3})	0		7		10		15	30	40	
NT	(µM)	0		50		75		100	102	120	
PT	(µM)	0		1	1,7	2		5		8	

B 2 ETE			BLEU		VERT		JAUNE		ORANGE		ROUGE
$\lvert\Delta\%O_2$ SAT$\rvert$		0		20	21	30		40		50	
TUR	(NTU)	0	1,5	5		10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3	0,91	1		1,5		4	
NID	(µM)	0		2	5,7	6		10		20	
NITRI	(µM)	0	0,10	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0		1	1,1	3		5		10	
AMMO	(µM)	0		1		3	4,3	5		10	
Chl-a	(mg m^{-3})	0		5		7		10	16,4	20	
Chlaphe	(mg m^{-3})	0		7		10		15	18,5	25	
NT	(µM)	0		50	72	75		100		120	
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	

La grille du point B2 (Figure 3) présente des états similaires à ceux obtenus au point B1. Sur l'année, le point B2 est déclassé en rouge en raison d'un excès d'ammonium et de nitrates. En été, le déclassement en orange est provoqué par les concentrations de chlorophylle.

B 3 ANNEE			BLEU		VERT		JAUNE		ORANGE		ROUGE
$\lvert\Delta\%O_2$ SAT$\rvert$		0		20		30		40		50	54
TUR	(NTU)	0	5,0	10		20		30		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3	0,49	1		1,5		4	
NID	(µM)	0		15		20		40		60	88
NITRI	(µM)	0		0,5		1		5	7,0	10	
NITRA	(µM)	0		7		10	15	20		30	
AMMO	(µM)	0		7		10		20		30	67
Chl-a	(mg m^{-3})	0		5		7		10		30	30
Chlaphe	(mg m^{-3})	0		7		10		15	34	40	
NT	(µM)	0		50		75		100		120	123
PT	(µM)	0		1	1,7	2		5		8	

B 3 ETE			BLEU		VERT		JAUNE		ORANGE		ROUGE
$\lvert\Delta\%O_2$ SAT$\rvert$		0		20		30		40		50	70
TUR	(NTU)	0	2,0	5		10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3	0,49	1		1,5		4	
NID	(µM)	0		2		6		10	10,3	20	
NITRI	(µM)	0	0,25	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	0,10	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0		1		3		5		10	10
Chl-a	(mg m^{-3})	0		5		7	9,2	10		20	
Chlaphe	(mg m^{-3})	0		7		10	10,3	15		25	
NT	(µM)	0		50	62	75		100		120	
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	

L'excès d'azote inorganique dissous est toujours la cause d'un déclassement en rouge sur l'année pour le point B3. La grille d'été peut-être considérée comme orange compte tenu de la méthode des rangs et de la valeur limite d'ammonium.

B 4 ANNEE			BLEU		VERT		JAUNE		ORANGE		ROUGE
$\lvert\Delta\%O_2$ SAT$\rvert$		0		20		30		40		50	54
TUR	(NTU)	0	8,1	10		20		30		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3		1		1,5	1,6	4	
NID	(µM)	0		15		20		40		60	90
NITRI	(µM)	0		0,5		1		5	6,9	10	
NITRA	(µM)	0		7		10	11,7	20		30	
AMMO	(µM)	0		7		10		20		30	58
Chl-a	(mg m^{-3})	0		5		7		10	23	30	
Chlaphe	(mg m^{-3})	0		7		10		15	30	40	
NT	(µM)	0		50		75		100		120	129
PT	(µM)	0		1		2	2,2	5		8	

B 4 ETE			BLEU		VERT		JAUNE		ORANGE		ROUGE
$\lvert\Delta\%O_2$ SAT$\rvert$		0		20		30		40		50	54
TUR	(NTU)	0	2,4	5		10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3		1		1,5	2,9	4	
NID	(µM)	0		2		6		10	12,2	20	
NITRI	(µM)	0		0,3		0,5		0,75	0,75	1	
NITRA	(µM)	0		1		3	3,2	5		10	
AMMO	(µM)	0		1		3		5	8,2	10	
Chl-a	(mg m^{-3})	0	2,7	5		7		10		20	
Chlaphe	(mg m^{-3})	0	5,3	7		10		15		25	
NT	(µM)	0		50	62	75		100		120	
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	

Le point le plus confiné de l'étang de Biguglia (B4 ; Figure 3) présente, comme pour les autres points, des concentrations excessives en ammonium avec des valeurs médiocres de chlorophylle sur l'année. La grille d'été présente ce qui pourrait être considéré comme une anomalie. En dépit de concentrations élevées en sels d'azote et de phosphore, les biomasses chlorophylliennes restent à des niveaux très satisfaisants. Cette faible transformation des sels nutritifs par la production primaire pélagique soulève le problème de la limitation par d'autres facteurs que ceux liés aux aspects trophiques.

7.3.2 Etang de Diana

D1S ANNEE			BLEU		VERT		JAUNE		ORANGE		ROUGE
$\lvert\Delta\%O_2$ SAT$\rvert$		0		20	27	30		40		50	
TUR	(NTU)	0	2,1	10		20		30		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0	0,15	0,3		1		1,5		4	
NID	(µM)	0	1,2	15		20		40		60	
NITRI	(µM)	0	0,27	0,5		1		5		10	
NITRA	(µM)	0	1,1	7		10		20		30	
AMMO	(µM)	0	1,5	7		10		20		30	
Chl-a	(mg m^{-3})	0		5		7	9,4	10		30	
Chlaphe	(mg m^{-3})	0		7		10	10,9	15		40	
NT	(µM)	0	22	50		75		100		120	
PT	(µM)	0	0,6	1		2		5		8	

D1S ETE			BLEU		VERT		JAUNE		ORANGE		ROUGE
$\lvert\Delta\%O_2$ SAT$\rvert$		0		20	27	30		40		50	
TUR	(NTU)	0	1,4	5		10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3	0,34	1		1,5		4	
NID	(µM)	0	1,9	2		6		10		20	
NITRI	(µM)	0	0,29	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	0,44	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0		1	1,5	3		5		10	
Chl-a	(mg m^{-3})	0		5	5,8	7		10		20	
Chlaphe	(mg m^{-3})	0	6,6	7		10		15		25	
NT	(µM)	0	25	50		75		100		120	
PT	(µM)	0	0,7	0,75		1,5		2,5		4,5	

En raison de leurs fortes concentrations en chlorophylle, les eaux de surface de la partie sud de l'étang de Diana (D1S ; Figure 5) sont passables sur l'année. En été, ces eaux sont classées en vert par l'oxygène, les phosphates, l'ammonium et la chlorophylle. L'origine des nutriments est benthique.

D1F ANNEE			BLEU		VERT		JAUNE		ORANGE		ROUGE
$\lvert\Delta\%O_2$ SAT$\rvert$		0		20		30		40		50	66
TUR	(NTU)	0	1,9	10		20		30		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3	0,48	1		1,5		4	
NID	(µM)	0	3,9	15		20		40		60	
NITRI	(µM)	0	0,31	0,5		1		5		10	
NITRA	(µM)	0	0,98	7		10		20		30	
AMMO	(µM)	0	2,8	7		10		20		30	
Chl-a	(mg m^{-3})	0		5		7	7,4	10		30	
Chlaphe	(mg m^{-3})	0		7	8,8	10		15		40	
NT	(µM)	0	28	50		75		100		120	
PT	(µM)	0	0,63	1		2		5		8	

D1F ETE			BLEU		VERT		JAUNE		ORANGE		ROUGE
$\lvert\Delta\%O_2$ SAT$\rvert$		0		20		30		40		50	71
TUR	(NTU)	0	1,6	5		10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3	0,41	1		1,5		4	
NID	(µM)	0		2		6	6,6	10		20	
NITRI	(µM)	0	0,31	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	0,47	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0		1		3		5	6,0	10	
Chl-a	(mg m^{-3})	0		5		7	8,1	10		20	
Chlaphe	(mg m^{-3})	0		7		10	10,3	15		25	
NT	(µM)	0	28	50		75		100		120	
PT	(µM)	0		0,75		1,5	1,5	2,5		4,5	

Les eaux de fond de la partie sud de l'étang de Diana (D1F ; Figure 5)montrent une influence plus grande des sédiments avec un net déficit en oxygène accompagné d'une augmentation des sels de l'azote et du phosphore. La désoxygénation des eaux de fond classe les eaux de Diana en jaune sur l'année et en orange sur l'été.

D2S ANNEE			BLEU		VERT		JAUNE		ORANGE		ROUGE
$\lvert\Delta\%O_2$ SAT$\rvert$		0		20	26	30		40		50	
TUR	(NTU)	0	2,1	10		20		30		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0	0,20	0,3		1		1,5		4	
NID	(µM)	0	2,5	15		20		40		60	
NITRI	(µM)	0	0,21	0,5		1		5		10	
NITRA	(µM)	0	0,78	7		10		20		30	
AMMO	(µM)	0	1,4	7		10		20		30	
Chl-a	(mg m^{-3})	0		5	6,6	7		10		30	
Chlaphe	(mg m^{-3})	0		7	7,2	10		15		40	
NT	(µM)	0	23	50		75		100		120	
PT	(µM)	0	0,39	1		2		5		8	

D2S ETE			BLEU		VERT		JAUNE		ORANGE		ROUGE
$\lvert\Delta\%O_2$ SAT$\rvert$		0		20	26	30		40		50	
TUR	(NTU)	0	1,8	5		10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0	0,27	0,3		1		1,5		4	
NID	(µM)	0	1,5	2		6		10		20	
NITRI	(µM)	0	0,14	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	0,44	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0		1	1,2	3		5		10	
Chl-a	(mg m^{-3})	0	2,7	5		7		10		20	
Chlaphe	(mg m^{-3})	0	3,6	7		10		15		25	
NT	(µM)	0	17	50		75		100		120	
PT	(µM)	0		0,75		1,5	1,5	2,5		4,5	

Les eaux de surface de la partie nord de l'étang de Diana (D2S ; Figure 5) sont, comme celles de la partie sud, déclassées par la chlorophylle mais seulement en vert.

D2F ANNEE			BLEU		VERT		JAUNE		ORANGE		ROUGE
$\lvert\Delta\%O_2$ SAT$\rvert$		0		20		30		40		50	55
TUR	(NTU)	0	3,2	10		20		30		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0	0,22	0,3		1		1,5		4	
NID	(µM)	0	3,6	15		20		40		60	
NITRI	(µM)	0	0,27	0,5		1		5		10	
NITRA	(µM)	0	0,58	7		10		20		30	
AMMO	(µM)	0	2,8	7		10		20		30	
Chl-a	(mg m^{-3})	0	4,6	5		7		10		30	
Chlaphe	(mg m^{-3})	0	5,4	7		10		15		40	
NT	(µM)	0	30	50		75		100		120	
PT	(µM)	0	0,5	1		2		5		8	

D2F ETE			BLEU		VERT		JAUNE		ORANGE		ROUGE
$\lvert\Delta\%O_2$ SAT$\rvert$		0		20	26	30		40		50	
TUR	(NTU)	0	3,9	5		10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0	0,22	0,3		1		1,5		4	
NID	(µM)	0	1,6	2		6		10		20	
NITRI	(µM)	0	0,21	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	0,51	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0		1	1,0	3		5		10	
Chl-a	(mg m^{-3})	0	3,0	5		7		10		20	
Chlaphe	(mg m^{-3})	0	3,7	7		10		15		25	
NT	(µM)	0	21	50		75		100		120	
PT	(µM)	0		0,75		1,5	1,5	2,5		4,5	

Le phénomène de désoxygénation au fond est moins accentué que dans la partie sud (D2F ; Figure 5). La saturation en oxygène très déclassante fait partie des valeurs douteuses mesurées dans les lagunes Corses. La méthode des rangs classe les eaux de fond en bleu sur l'année et en vert sur l'été.

7.3.3 Etang d'Urbino

U1S ANNEE			BLEU		VERT		JAUNE		ORANGE		ROUGE
$\lvert\Delta\%O_2$ SAT$\rvert$		0		20	26	30		40		50	
TUR	(NTU)	0	1,6	10		20		30		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0	0,14	0,3		1		1,5		4	
NID	(µM)	0	1,47	15		20		40		60	
NITRI	(µM)	0	0,2	0,5		1		5		10	
NITRA	(µM)	0	0,46	7		10		20		30	
AMMO	(µM)	0	0,63	7		10		20		30	
Chl-a	(mg m^{-3})	0		5	5,2	7		10		30	
Chlaphe	(mg m^{-3})	0	6,3	7		10		15		40	
NT	(µM)	0	38	50		75		100		120	
PT	(µM)	0		1		2		5		8	

U1S ETE			BLEU		VERT		JAUNE		ORANGE		ROUGE
$\lvert\Delta\%O_2$ SAT$\rvert$		0		20	26	30		40		50	
TUR	(NTU)	0	1,6	5		10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0		0,3	0,36	1		1,5		4	
NID	(µM)	0	0,93	2		6		10		20	
NITRI	(µM)	0	0,14	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	0,46	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0	0,39	1		3		5		10	
Chl-a	(mg m^{-3})	0	2,7	5		7		10		20	
Chlaphe	(mg m^{-3})	0	3,3	7		10		15		25	
NT	(µM)	0	21	50		75		100		120	
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	

Comme les eaux de l'étang de Diana, les eaux de l'étang d'Urbino présentent un excès de nutriments et de chlorophylle mais ce dernier est faible et permet de classer les eaux de fond en vert que ce soit sur l'année ou sur l'été.

U1F ANNEE			BLEU		VERT		JAUNE		ORANGE		ROUGE
$\lvert\Delta\%O_2$ SAT$\rvert$		0		20	28	30		40		50	
TUR	(NTU)	0	1,5	10		20		30		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0	0,15	0,3		1		1,5		4	
NID	(µM)	0	3,3	15		20		40		60	
NITRI	(µM)	0	0,28	0,5		1		5		10	
NITRA	(µM)	0	0,55	7		10		20		30	
AMMO	(µM)	0	2,4	7		10		20		30	
Chl-a	(mg m^{-3})	0		5	5,1	7		10		30	
Chlaphe	(mg m^{-3})	0		7		10	12,6	15		40	
NT	(µM)	0	32	50		75		100		120	
PT	(µM)	0		1		2		5		8	

U1F ETE			BLEU		VERT		JAUNE		ORANGE		ROUGE
$\lvert\Delta\%O_2$ SAT$\rvert$		0		20	28	30		40		50	
TUR	(NTU)	0	1,7	5		10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0	0,15	0,3		1		1,5		4	
NID	(µM)	0	1,5	2		6		10		20	
NITRI	(µM)	0	0,20	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	0,22	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0		1	1,1	3		5		10	
Chl-a	(mg m^{-3})	0		5	5,1	7		10		20	
Chlaphe	(mg m^{-3})	0		7	7,7	10		15		25	
NT	(µM)	0	22	50		75		100		120	
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	

Les eaux de fond de la station 1 d'Urbino présentent une qualité similaire à celle des eaux de surface.

U2S ANNEE			BLEU		VERT		JAUNE		ORANGE		ROUGE
$\lvert\Delta\%O_2$ SAT$\rvert$		0		20	25	30		40		50	
TUR	(NTU)	0	1,8	10		20		30		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0	0,14	0,3		1		1,5		4	
NID	(µM)	0	1,2	15		20		40		60	
NITRI	(µM)	0	0,17	0,5		1		5		10	
NITRA	(µM)	0	0,49	7		10		20		30	
AMMO	(µM)	0	0,86	7		10		20		30	
Chl-a	(mg m^{-3})	0	4,6	5		7		10		30	
Chlaphe	(mg m^{-3})	0	5,5	7		10		15		40	
NT	(µM)	0	24	50		75		100		120	
PT	(µM)	0		1		2		5		8	

U2S ETE			BLEU		VERT		JAUNE		ORANGE		ROUGE
$\lvert\Delta\%O_2$ SAT$\rvert$		0		20	26	30		40		50	
TUR	(NTU)	0	1,6	5		10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0	0,23	0,3		1		1,5		4	
NID	(µM)	0	1,3	2		6		10		20	
NITRI	(µM)	0	0,17	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	0,49	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0	0,86	1		3		5		10	
Chl-a	(mg m^{-3})	0	3,2	5		7		10		20	
Chlaphe	(mg m^{-3})	0	3,8	7		10		15		25	
NT	(µM)	0	24	50		75		100		120	
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	

Les eaux de surface de la partie nord de l'étang d'Urbino sont de très bonne qualité, que ce soit sur l'année ou sur l'été.

U2F ANNEE			BLEU		VERT		JAUNE		ORANGE		ROUGE
$\lvert\Delta\%O_2$ SAT$\rvert$		0		20	29	30		40		50	
TUR	(NTU)	0	1,7	10		20		30		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0	0,14	0,3		1		1,5		4	
NID	(µM)	0	3,6	15		20		40		60	
NITRI	(µM)	0	0,35	0,5		1		5		10	
NITRA	(µM)	0	0,90	7		10		20		30	
AMMO	(µM)	0	3,3	7		10		20		30	
Chl-a	(mg m^{-3})	0	4,9	5		7		10		30	
Chlaphe	(mg m^{-3})	0	6,5	7		10		15		40	
NT	(µM)	0	31	50		75		100		120	
PT	(µM)	0		1		2		5		8	

U2F ETE			BLEU		VERT		JAUNE		ORANGE		ROUGE
$\lvert\Delta\%O_2$ SAT$\rvert$		0		20	26	30		40		50	
TUR	(NTU)	0	1,9	5		10		25		40	
PO_4^{3-}	(µM)	0	0,14	0,3		1		1,5		4	
NID	(µM)	0	1,8	2		6		10		20	
NITRI	(µM)	0	0,22	0,3		0,5		0,75		1	
NITRA	(µM)	0	0,90	1		3		5		10	
AMMO	(µM)	0		1	1,2	3		5		10	
Chl-a	(mg m^{-3})	0	4,1	5		7		10		20	
Chlaphe	(mg m^{-3})	0	5,7	7		10		15		25	
NT	(µM)	0	24	50		75		100		120	
PT	(µM)	0		0,75		1,5		2,5		4,5	

La méthode des rangs classe les eaux de fond de la partie nord en bleu sur l'année. Sur l'été, un léger excès en ammonium classe ces eaux en vert.

7.4 Synthèse

Un diagnostic synthétique a été effectué en retenant l'avant dernière variable la plus déclassante de chaque grille. Chaque variable ainsi retenue donne sa couleur à la grille de synthèse.

GRILLE EAU ANNEE

D1	D2	U1	U2	B1	B2	B3	B4
S	S	S	S				
F	F	F	F				

GRILLE EAU ETE

D1	D2	U1	U2	B1	B2	B3	B4
S	S	S	S				
F	F	F	F				

7.5 Comparaison entre les lagunes corses et les autres lagunes méditerranéennes

Dans le cadre de la présente étude, il a paru utile de présenter une comparaison des résultats obtenus à partir des grille qualité de l'eau des lagunes du Languedoc Roussillon, qui ont servi à l'élaboration de l'outil, et de mettre en évidence les similitudes et les différences les plus notables.

GRILLE EAU ANNEE

ORW	ORE	GRE	INS	INN	BGN	BGM	BGS

AYR	CAM	GRU	TE	TW	LES	LEN	LAP
			S	S			
			F	F			

GRILLE EAU ETE

ORW	ORE	GRE	INS	INN	BGN	BGM	BGS

AYR	CAM	GRU	TE	TW	LES	LEN	LAP
			S	S			
			F	F			

Les abréviations utilisées dans les grilles précédentes ont les suivantes :

ORW	Or ouest	LES	Leucate sud
ORE	Or est	LEN	Leucate nord
GRE	Grec	B1	Biguglia 1
INS	Ingril sud	B2	Biguglia 2
INN	Ingril nord	B3	Biguglia 3
BGN	Bages nord	B4	Biguglia 4
BGM	Bages milieu	D1S	Diana 1 surface
BGS	Bages sud	D1F	Diana 1 fond
AYR	Ayrolle	D2S	Diana 2 surface
CAM	Campignol	D2F	Diana 2 fond
GRU	Gruissan	U1S	Urbino 1 surface
TES	Thau est surface	U1F	Urbino 1 fond
TEF	Thau est fond	U2S	Urbino 2 surface
TWS	Thau ouest surface	U2F	Urbino 2 fond
TWF	Thau ouest fond		

7.5.1 Comparaison des grilles « année »

Il est intéressant de comparer l'étang de Biguglia avec l'étang de l'Or en Languedoc-Roussillon car ils possèdent tous deux un bassin versant du même type, en grande partie constitué d'une basse plaine maraîchère et fruitière drainée par un réseau de canaux qui conduisent dans la lagune. Les apports d'azote y sont élevés et les concentrations de phosphates ne le sont que dans une station.

Si l'on se base uniquement sur le critère de la qualité des eaux, on peut dire que celles de l'étang de Biguglia sont de qualité très médiocre, représentées par la couleur rouge significative de l'état le plus déclassant, et équivalentes à celles de l'étang de l'Or, mais aussi de Campignol et du Grec.

Les paramètres qui déclassent ainsi l'étang de Biguglia pour au moins trois de ses points de prélèvements sont l'ammonium ou la chlorophylle. De la même façon c'est l'ammonium qui déclasse l'étang de Campignol. En revanche, les étangs de l'Or et du Grec sont plutôt déclassés par les teneurs élevées en azote total.

Les eaux des étangs de Diana et d'Urbino sont de bien meilleure qualité (principalement Urbino) que celles de l'étang de Biguglia. En effet, si les eaux de Biguglia sont représentées par la couleur rouge, celles de Diana et d'Urbino varient plutôt entre le bleu et le jaune.

A Diana, on distingue une différence de qualité des eaux entre les bassins nord et sud. En effet, le bassin nord (D2, figure 5) est de meilleur qualité (couleur verte pour les eaux de surface et bleu pour les eaux de fond) et quasi équivalente à celles d'Urbino, de Lapalme et Thau. Le bassin sud (D1, figure 5) est déclassé en qualité inférieur (jaune)

en raison des teneurs en chlorophylle plus importantes, ce qui le classe au même rang que l'étang du Gruissan.

L'étang d'Urbino possède une lame d'eau de bonne qualité. En effet, sa partie nord (U2, figure 7) est représentée par du bleu, significatif de la meilleure qualité et sa partie sud (U1, figure 7) est à peine déclassée en vert pour des teneurs en oxygène légèrement faibles.
Les eaux du bassin nord d'Urbino (U2) sont du même ordre de qualité que celles des étangs de Leucate, Ayrole, alors que celles du bassin sud sont de qualité équivalente à l'étang de Thau.

Pour chacune des lagunes citées, l'un des paramètres est responsable du classement dans la grille de qualité des eaux, mais il ne faut pas oublier que d'autres paramètres peuvent aussi être présents dans des concentrations importantes. A ce titre on a vu que l'étang de Biguglia était, pour la plupart de ses points, déclassé en rouge par l'ammonium et la chlorophylle-a, mais on y trouve aussi de l'azote total et de l'azote inorganique dissous en concentration élevée.

7.5.2 Comparaison des grilles estivales

Pour les lagunes corses étudiées, les grilles complétées sur l'année et sur l'été montrent une similitude satisfaisante (pas plus d'un niveau d'écart), en dépit du fait que les seuils de la grille estivale soient plus sévères que ceux de la grille année. Les différences constatées sont le fait de développement de blooms de phytoplancton en dehors de la période estivale, sans conséquence majeure pendant la période d'été. Pour les lagunes du Languedoc Roussillon, c'est le cas de Bages Sud, qui subit l'influence des apports d'eau douce dans les parties plus septentrionales. Il en est de même pour Gruissan qui a connu des dessalures et des blooms en hiver et printemps sans que cela n'altère la qualité de l'eau en été.
Les différences entre grilles annuelle et estivale sont plus fréquentes pour les stations de fond. Une grille spécifique aux eaux de fond des lagunes profondes serait à développer, ce qui supposerait de travailler sur plusieurs lagunes profondes présentant des degrés divers d'eutrophisation. Quelle que soit la méthode envisagée, il est nécessaire d'accumuler de l'information sur le comportement des eaux de fond pendant plusieurs années consécutives, afin notamment d'intégrer les facteurs météorologiques.

8 Les macrophytes

8.1 Présentation

Ce chapitre a été réalisé par l'Equipe Ecosystèmes littoraux de l'Université de Corse sur la base d'une étude commanditée par l'Ifremer dans le cadre du programme INTERREG II et intitulée « Les étangs littoraux de Corse : Cartographie des peuplements et types de fonds » C. Pergent-Martini, C. Fernandez, V. Pasqualini, G. Pergent, C. Segui, J.E. Tomaszewski. Elle a été menée conjointement avec une approche sur la « Mise en valeur des Lagunes Méditerranéennes », analyse intégrée dans le Programme National d'Océanologie Côtière, de l'IFREMER et du Ministère de l'Environnement.

La caractérisation des peuplements à phanérogames et des différents types de fonds des trois étangs corses a été conduite de la façon suivante :

- réalisation de cartographies par traitement d'images (de manière à mettre en valeur les peuplements végétaux par rapport aux autres peuplements et types de fonds)
- comparaison de la répartition des peuplements avec les données antérieures existantes
- enfin, évaluation de la vitalité de ces herbiers de phanérogames par la prise en compte de paramètres inhérents à la plante (*e.g* biomasse et densité).

Les macroalgues ont été simplement identifiées et leurs biomasses respectives quantifiées.

8.2 Matériel et méthodes

8.2.1 Cartographie des peuplements

Le traitement d'images s'effectue en plusieurs étapes complémentaires (Figure 46).

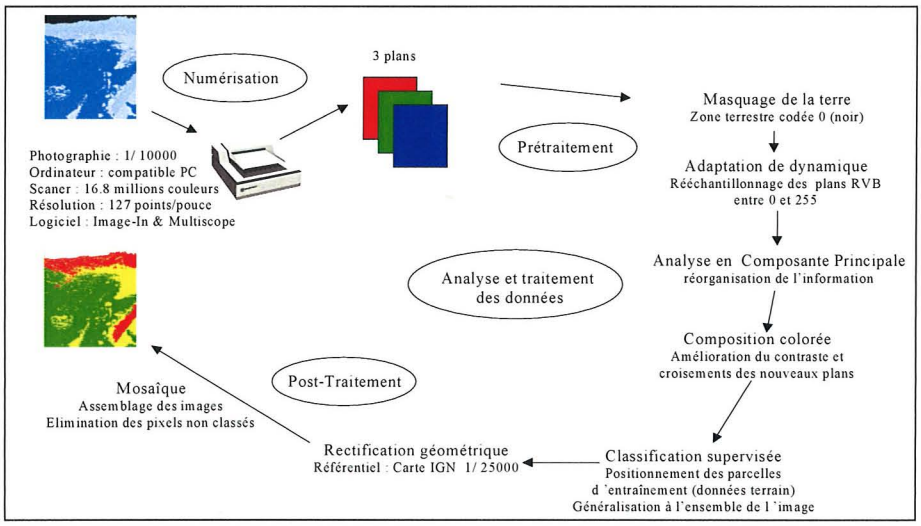


Figure 46 : Les étapes du traitement des photographies aériennes

8.2.1.1 Acquisition d'images

Les clichés photographiques utilisés proviennent d'une campagne effectuée en Juin 1999 (Compagnia Generale Ripresaeree di Parma®). Ils sont au nombre de 12 pour l'étang de Biguglia , de 6 pour l'étang de Diana et de 5 pour l'étang d'Urbino, Ces photographies sont à l'échelle 1/10000.

Les photographies sont ensuite numérisées en 16,8 millions de couleurs, grâce à un scanner couleur (UMAX Mirage II), piloté par ordinateur (Pentium II MMX 350 MgHtz). La numérisation est effectuée avec une résolution de 127 dpi (Image-in Scan & Paint®), de manière à obtenir un pixel[1] de 2 m de côté. La numérisation permet de décomposer l'image en couleurs naturelles selon trois plans correspondant aux 3 couleurs de base (rouge, vert et bleu - RVB).

8.2.1.2 Traitement des données

Le pré-traitement et le traitement des images sont réalisés à l'aide du logiciel Multiscope (version 2.4 et 3.01 Matra Système et Information®).

[1] Pixel : Le plus petit élément de teinte homogène au sein d'une image (*e.g.* photographie, télévision, satellite)

8.2.1.3 Pré-traitement

Dans un premier temps, la terre est éliminée de façon à ne pas perturber le traitement. Le masquage de la terre est effectué à partir de l'image brute. Chaque pixel appartenant à la terre est converti en noir (valeur 0).

On effectue ensuite une adaptation de dynamique dans chacun des plans (R,V,B), qui a pour but d'améliorer le contraste et la luminosité de l'image pour une meilleure visualisation des peuplements et types de fonds. La codification de couleur varie selon une échelle de valeurs comprise entre 0 et 255, qui correspond à l'ensemble des niveaux de gris pour chaque plan. Seule une partie de cette échelle est initialement utilisée. La technique consiste à re-étalonner l'ensemble des valeurs numériques de l'image sur la totalité de l'échelle, à partir de l'histogramme de chaque plan (Pasqualini, 1997).

8.2.1.4 Traitement des photographies en couleurs naturelles

➪ Analyse en composantes principales (ACP)

L'ACP est une méthode statistique essentiellement descriptive, souvent utilisée en imagerie satellitaire et aérienne (Belsher *et al.*, 1988 *in* Pasqualini, 1997). L'analyse, appliquée à deux plans de l'image très corrélés entre eux, permet de créer de nouveaux plans (*e.g* P1, P2), totalement décorrélés et dont le maximum d'informations est attribué à la première composante. L'ACP, appliquée aux plans V et B, est généralement utilisée en milieu marin (Pasqualini, 1997). Le plan P1 permet une bonne distinction des peuplements localisés dans les zones profondes, alors que le plan P2 visualise préférentiellement les peuplements présents dans les zones superficielles (Pasqualini, 1997).

➪ Composition colorée

On effectue ensuite une composition colorée qui consiste à affecter, arbitrairement, une des trois couleurs de base aux trois plans superposables de l'image, et ce afin d'obtenir une nouvelle image polychrome en fausses couleurs (Couzy, 1981 *in* Pasqualini, 1997). Cette technique permet d'obtenir une vue avec une meilleure discrimination des peuplements aquatiques. Plusieurs compositions colorées peuvent être utilisées, en fonction des secteurs étudiés, comme par exemple « P1/plan vert/plan bleu » ou encore « P2/plan vert/plan bleu ».

➪ Classification supervisée

La classification consiste à regrouper des pixels avec le maximum de ressemblance et à les classer sous un même thème. Pour se faire, on positionne des parcelles d'entraînement manuellement sur la composition colorée choisie. Ces parcelles doivent contenir les pixels appartenant au même thème. La qualité du résultat dépend des données d'observation *in situ*, mais également de la précision du positionnement des parcelles et de leur nombre. Cet apprentissage est ensuite généralisé à toute l'image, grâce à une classification supervisée par hypercube.

➪ Rectification géométrique

La transformation géométrique consiste à passer d'une géométrie d'acquisition à une géométrie de référence. En effet, les prises de vues aériennes présentent une déformation due à la courbure de la terre. Il s'agit donc de repérer des points remarquables, à la fois sur l'image de travail et sur la carte de référence (*e.g.* carte IGN).

L'ensemble de ces points génère un polynôme de déformation, qui sera appliqué à l'ensemble de l'image à corriger.
➪ Mosaïque et calcul de surface
Afin de reconstituer la cartographie complète de l'étang, on réalise une mosaïque des différentes images. Une homogénéisation permet d'éliminer ensuite les pixels isolés ou non classés. Un calcul de surfaces des peuplements et types de fonds est ensuite effectué sur l'ensemble de la cartographie de l'étang.

8.2.1.5 Données-terrain

Les données-terrains sont indispensables à tout traitement d'images. Elles s'avèrent importantes lors de l'interprétation des compositions colorées et de l'élaboration d'une classification. Elles sont également utilisées pour rectifier à la fin du traitement les pixels qui resteraient mal classés.

Les principales données-terrains, pour les trois étangs, ont été obtenues lors de campagnes de prélèvements en Juin 1999. Des compléments d'informations ont été réalisés en Juin 2000 (pour les étangs de Bigulia et Diana). Les identifications ponctuelles sont effectuées, soit depuis la surface au moyen d'un sceau de Calpha, lorsque la profondeur et la turbidité le permettent, soit en plongée en scaphandre autonome. Chaque point est localisé à l'aide d'un GPS différentiel (*Global Positionning System* : Valsat MLR), qui permet une précision de quelques mètres.

8.2.1.6 Fiabilité des cartographies

Quels que soient les résultats obtenus, il convient de s'interroger sur la fiabilité de la carte. En effet, la technique utilisée (traitement automatisé) conduit toujours à un résultat, mais ne laisse en rien préjuger de l'adéquation entre ce résultat et les données-terrain.

Aussi est-il nécessaire d'estimer le degré de fiabilité cartographique, qui influe sur l'utilisation potentielle de la carte en terme de gestion du milieu. La fiabilité est liée à des contraintes du milieu (*e.g.* pente, turbidité), comme aux méthodes et documents employées (Pasqualini, 1997). La fiabilité est donc évaluée grâce à l'échelle de Pasqualini *et al.* (1997).

8.2.2 Biomasse et densité des herbiers

L'état de santé des herbiers est appréhendé, par le suivi de deux paramètres : la densité et la biomasse des faisceaux .

Les prélèvements sont réalisés à l'aide d'un carottier cylindrique de 15 cm de diamètre et de 50 cm de haut. Un minimum de cinq réplicats sont réalisés entre Avril et Juillet 1999.
Densité : elle correspond au nombre de faisceaux par m^2. Elle est déterminée sur une surface d'environ 700 cm^2. Le comptage des faisceaux est réalisé au laboratoire. Les valeurs obtenues sont ensuite ramenées au m^2.
Biomasse : Elle est mesurée après séparation des prélèvements, en tissus endogés (rhizomes et racines) et épigés (faisceaux foliaire). Chaque fraction est mise à l'étuve (60°C) jusqu'à obtention d'un poids constant (48h00) de façon à obtenir la biomasse de chaque compartiment.

8.3 Résultats et Discussion

8.3.1 Etang de Biguglia

8.3.1.1 Espèces rencontrées

Lors des observations *in situ* effectuées à Biguglia, différentes espèces de phanérogames aquatiques ont été identifiées. Il s'agit d'espèces de la famille des *Zosteraceae* et des *Potamogetonaceae*.

On rencontre les *Zosteraceae*, sous forme d'herbiers mixtes à *Ruppia cirrhosa* et *Ruppia maritima*. Elles sont retrouvées aussi bien au Nord de l'étang (en dessous du chenal menant au grau), que dans l'anse de San Damiano, ainsi qu'au Sud (mais en formations plus éparses), sur un sédiment vaseux, à faible profondeur. En effet, d'après Verhoeven (1975 *in* Pergent-Martini *et al.*, 1999), elles supportent d'importantes variations de salinité, puisqu'on les rencontre dans des milieux oligohalins à hyperhalins. Le genre *Zostera*, par contre, n'a été rencontré que ponctuellement (1 seule donnée-terrain). De plus, c'est un genre eurytherme et euryhalin, qui se développe en Corse, dans des biotopes superficiels (Goubin, 1990 *in* Pergent-Martini *et al.*, 1999). Ce dernier, du fait de sa faible répartition, n'a pas été individualisé sur la carte.

Les *Potamogetonaceae* ne sont représentées que par *Potamogeton pectinatus*, retrouvé ponctuellement près du bord Sud-Ouest de l'étang. Cette phanérogame présente une forte affinité dulçaquicole, qui lui permet de se développer dans de nombreux lacs et étangs continentaux. Sa présence en milieu lagunaire n'est donc possible que lorsque la salinité est réduite, généralement à l'embouchure des rivières (Pergent-Martini *et al.*, 1999).

Les algues photophiles sont largement présentes dans l'étang, sous forme de nombreux massifs de gracilaires* (*Gracilaria verrucosa* (Hudson) Papenfuss et *Gracilaria dura* (C. Agardh) J. Agardh) et d'ulves (*Ulva rigida* C. Agardh) et ce, dans différents secteurs. En effet, la faible profondeur de l'étang de Biguglia favorise la croissance de ces algues photophiles annuelles. Elles se retrouvent majoritairement sur les bords de l'étang, dans les endroits les plus abrités, et où la lumière pénètre facilement.

8.3.1.2 Cartographie des peuplements

A l'issue du traitement des photographies aériennes, nous obtenons une carte des peuplements et types de fonds de l'étang de Biguglia (Figure 47). Six thèmes ont été identifiés : le sable, la vase, les algues photophiles, les herbiers de phanérogames (*Ruppia sp.* et *Potamogeton pectinatus*) et la litière de *Posidonia oceanica*.

* La détermination des algues a été réalisée, pour partie par M. LAURET et B. MIMAULT, dans le cadre du mémoire de ce dernier (MIMAULT, 1999), pour partie à l'aide du guide de CABIOCH *et al.* (1992).

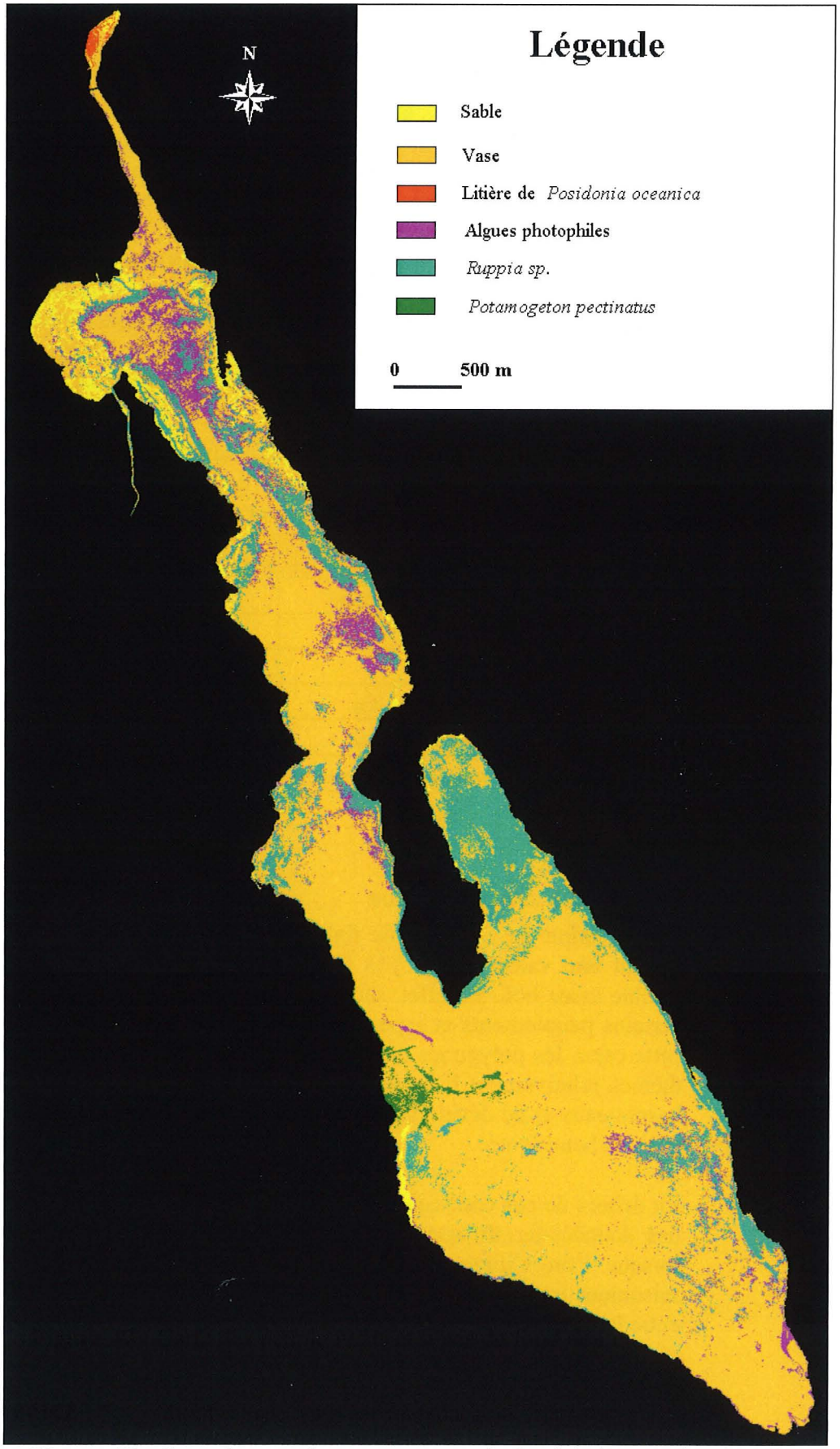


Figure 47 : Carte des peuplements et types de fond de l'étang de Biguglia.

L'analyse des résultats montre la faible superficie des herbiers de phanérogames (Tableau III) et la prédominance des fonds vaseux (77.0 %), surtout dans les zones centrales à turbidité élevée et au Sud de l'étang. Sur l'ensemble de l'étang, ce sont les herbiers à *Ruppia sp.,* qui sont les mieux représentés (13,2 %), les herbiers à *Potamogeton pectinatus* n'occupant que 0,7 % des fonds. Leur localisation respective semble en accord avec leur tolérance au sel. On observe également des massifs d'algues, d'une superficie relativement importante (6,5 %). Ces algues apparaissent sous forme de touffes, parmi les herbiers à *Ruppia sp.* Si le traitement d'images permet de bien les différencier des herbiers dans le secteur Nord de l'étang (au-dessous du grau), il apparaît difficile de les visualiser dans l'anse de San-Damiano, alors qu'elles sont largement présentes et forment de vastes mosaïques avec ces herbiers. *Posidonia oceanica*, espèce exclusivement marine est absente de l'étang et n'est observée que sous forme de litière en épave, dans la partie Nord, obstruant partiellement le grau.

Tableau III : Surfaces occupées par les principaux peuplements et types de fonds de l'étang de Biguglia

Thèmes	Surfaces en hectares (ha)	Pourcentages (%)
Sable recouvert de litière	2,35	0,17
Sable	33,22	2,47
Vase	1036,07	76,96
Algues photophiles	87,15	6,47
Herbiers à *Ruppia sp.*	177,61	13,19
Herbiers à *Potamogeton pectinatus*	9,87	0,73
Total	1346,27	100,00

8.3.1.3 Fiabilité cartographique

L'application de l'échelle de fiabilité, aux résultats obtenus sur l'étang de Biguglia, fournit une valeur de 81.8 % (Tableau IV). Le pourcentage de fiabilité de la carte semble assez bon. En effet, seule la forte turbidité de l'étang et la faible distinction de certains peuplements et types de fonds sont à l'origine de la réduction de fiabilité de cette carte, les polygones d'entraînements étant suffisamment nombreux pour avoir des thèmes relativement bien classés. Par contre, la date de prise de vues (en période de basses-eaux et de développement végétal maximal) est favorable à la discrimination des espèces benthiques.

En dehors de ces confusions, les écarts entre les dates de prise de vues et la réalisation des données-terrain sont à même d'altérer la qualité du résultat obtenu, notamment lorsque l'on s'intéresse à des formations végétales présentant un développement saisonnier très marqué. Afin de minimiser cela, les données-terrain ont été collectées entre le 25 Mai et le 10 Juin, période correspondant aux prises de vues aériennes.

Tableau IV : Estimation de la fiabilité cartographique de l'étang de Biguglia

FACTEURS	Etang de Biguglia
Site étudié	
Topographie : pente Tranche bathymétrique Turbidité : Visualisation des peuplements et types de fonds Nature des peuplements et types de fonds	Faible et constante = **3** 0 à 5 m = **3** 50 % de la tranche bathymétrique étudiée = **1** Proches = **1**
Prise de vue	
Qualité Effets de surface : réflexion spéculaire, effet de vague	Très bonne = **3** Effet de surface non situé sur la partie de l'image prise en compte = **2**
Numérisation	
Taille du pixel	Pixel = 2m = **3**
Correction géométrique	
Points d'amers : Nombre : Distribution Echelle du référentiel / Echelle de l'image	Nombre > 20 = **3** Dans les 4 directions = **3** Référentiel < image = **1**
Données-terrain	
Surface couverte par les données-terrain / Surface d'étude	10 % > Surface > 5 % de la surface d'étude = **2**
Classification	
Nombre de polygones par peuplement ou type de fond	15 > Nombre > 5 = **2**
Somme	**27/33**
Pourcentage de fiabilité	**81.8 %**

8.3.1.4 Evolution des herbiers de l'étang de Biguglia

La comparaison de nos résultats aux données de la littérature, montre que l'on assiste à une régression des surfaces d'herbiers depuis plusieurs années. En effet, les données de Casabianca *et al.*, (1972-73 ; Figure 48) indiquent une colonisation quasi-totale de l'étang par les phanérogames. De même, la carte de Frisoni & Dutrieux (1992 ; Figure 49) fournit un recouvrement de plus de 50 % de l'étang.

Plus récemment Orsonneau (1994 ; Figure 50) fait état, dans le Nord de l'étang, au niveau de l'Anse du Fort, d'un herbier dense à *Zostera noltii*, qui a dû régresser, car il ne nous a pas été donné de l'observer.

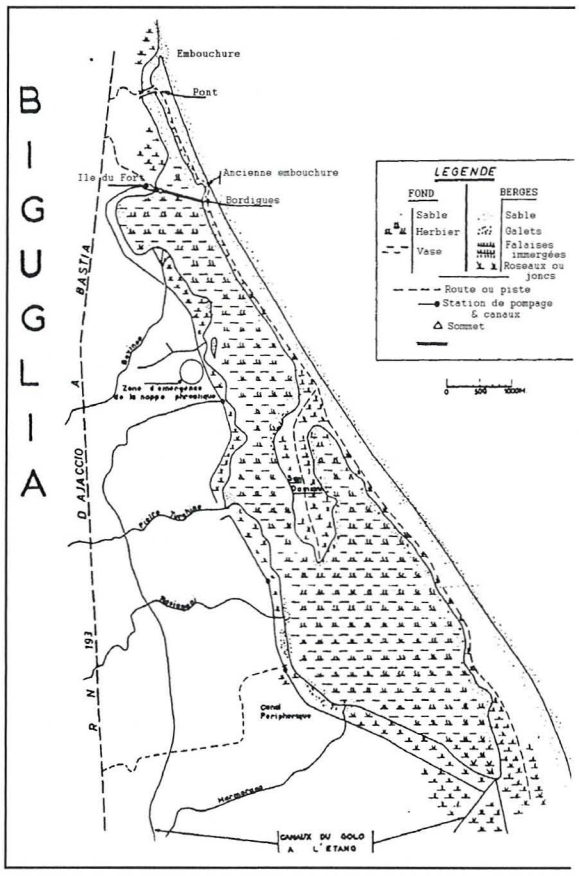


Figure 48 : Principaux biotopes de l'étang de Biguglia (Casabianca, 1972-73).

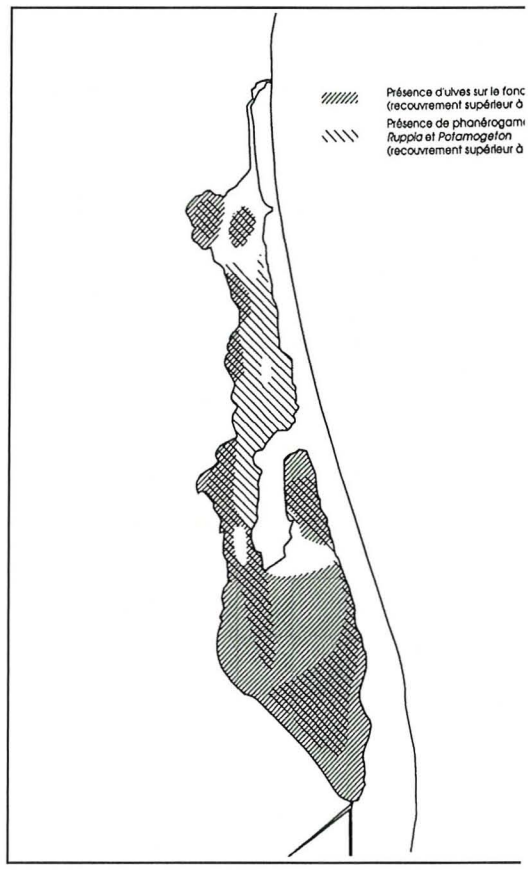


Figure 49 : Répartition de la végétation en mai 1991 (Frisoni & Dutrieux, 1992).

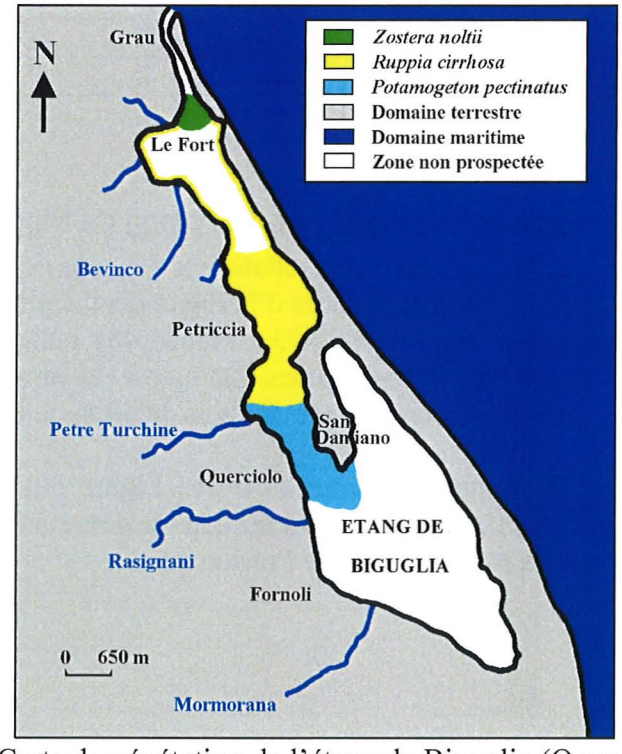


Figure 50 : Carte de végétation de l'étang de Biguglia (Orsonneau, 1994).

Les régressions les plus spectaculaires semblent donc être situées dans la zone centrale au Sud de l'étang où, actuellement ne subsiste que de la vase. Si la réalité d'un tel recul reste probable, il apparaît difficile de comparer ces différentes études, dans la mesure où les auteurs ne fournissent aucune indication quant à la technique de levée cartographique et à la fiabilité de leur carte. Seule Orsonneau (1994), qui a travaillé essentiellement sur la moitié Nord de l'étang, précise qu'elle a employé la méthode des transects.

La dernière carte levée sur cet étang, en dehors de ce travail, est celle réalisée, en 1997, par Agostini *et al.* (1997). Elle présente l'avantage d'avoir été établie avec la même méthode (photographie aérienne et traitement d'images). Toutefois, il faut préciser que les clichés de 1996 sont, d'une part d'une qualité inférieure à ceux de 1999 et d'autre part réalisés à une échelle plus petite ; de plus, le nombre réduit de données-terrain et leur répartition très hétérogène sur l'ensemble de l'étang ne permet pas d'obtenir une carte très fiable.
Les résultats obtenus sur cette carte, s'inscrivent néanmoins dans une dynamique de régression des herbiers (*Zostera noltii* et *Potamogeton pectinatus*) au profit des fonds de vase (Figure 51).

8.3.1.5 Caractérisation des herbiers de phanérogames

Les mesures de biomasses et de densité sont effectuées au niveau des formations dominantes de l'étang : les herbiers à *Ruppia sp.*

En ce qui concerne la densité des herbiers à *Ruppia sp.,* elle est en moyenne de 4188 faisceaux par m², dans l'étang de Biguglia (Fernandez *et al.*, 2000). Ces valeurs s'avèrent plus faibles que celles mesurées dans la lagune de Santa Giulia (Fernandez *et al.*, 2000).
La biomasse moyenne totale (épigée + endogée) de *Ruppia sp.* est calculée à partir de mesures ponctuelles (réalisées en Mai 1999, dans différents secteurs de l'étang), et d'une valeur moyenne mesurée dans le cadre d'un suivi trimestriel (Fernandez *et al.*, 2000) ; elle est de 471 g P.S. m^{-2}. Ces valeurs s'avèrent comparables aux données de la littérature (Congdon & MC Comb,1979). Les surfaces occupées par les herbiers étant de 1 776 100 m² environ, il est donc possible d'évaluer la biomasse des phanérogames au niveau de l'étang de Biguglia à 837 t.

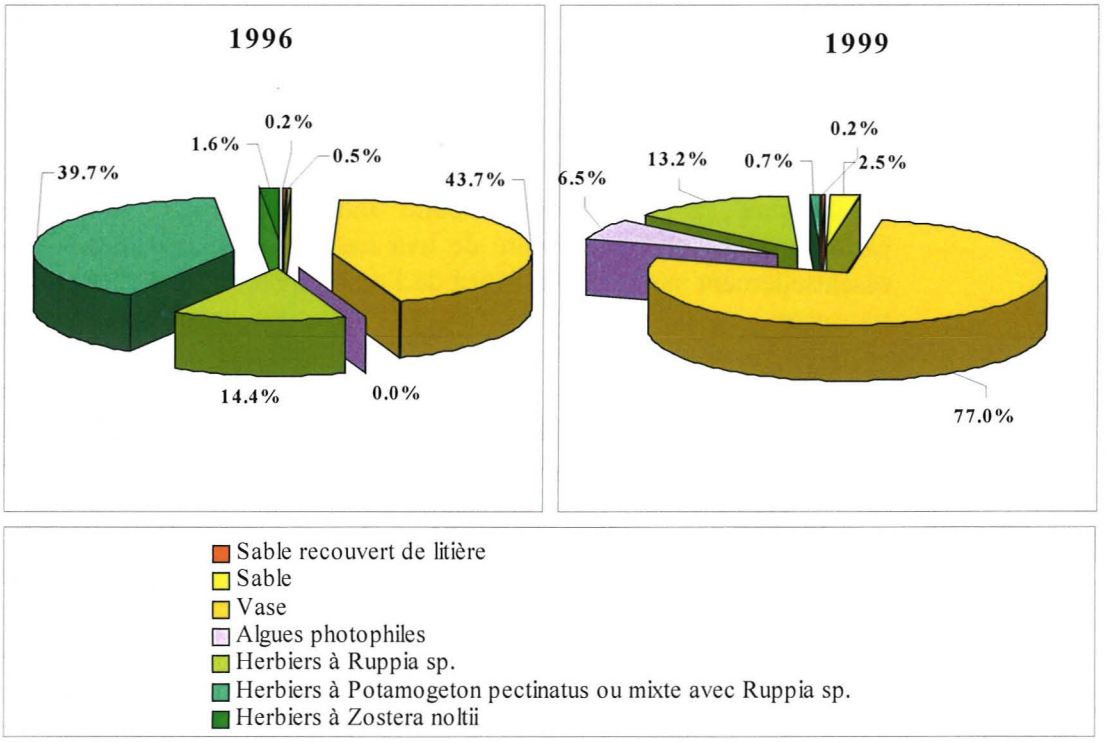


Figure 51 : Représentation graphique des différentes surfaces occupées par les peuplements et types de fonds de l'étang de Biguglia en 1996 (Agostini *et al.*, 1997) et en 1999.

Outre les herbiers de phanérogames, lors des observations *in situ* d'autres macrophytes ont été identifiées dans l'étang de Biguglia (Tableau V). Ces macrophytes sont présentes sur les différents types de substrat. Cette biomasse algale est être extrêmement variable (Tableau V) et peut atteindre 2433 g. PS. m^{-2}.

Il faut noter que, lors de nos observations de terrain, nous avons pu identifier un vaste tapis d'ulves en épave, à la surface de la colonne d'eau, dans la partie Ouest de l'étang. Ceci n'est pas sans rappeler les phénomènes de « marées vertes » identifiés dans d'autres étangs méditerranéens (Semroud *et al.*, 1990). Ce tapis d'ulves recouvre l'ensemble des formations benthiques, dont les herbiers de phanérogames présents, et crée des mécanismes de compétition intense, essentiellement due à la réduction de la quantité de lumière disponible pour ces espèces. Cette compétition aboutit généralement à une régression des herbiers au profit des ulves, comme celle observée, le long d'un transect permanent, entre avril et juillet 1998 (Fernandez *et al.*, 2000). L'origine de ces fluctuations est sans doute due à une plus forte concentration en matière organique des eaux dans ce secteur, ou, tout au moins, un enrichissement en provenance du bassin versant. Cet enrichissement est confirmé par les importantes teneurs en matières organiques des sédiments à cette période de l'année. Par contre, une telle évolution n'a pu être observée en avril et juillet 1999, du fait de la rareté des ulves. Il semble donc que cette prolifération des ulves soit variable d'une année à l'autre et dépendante de conditions environnementales particulières (*e.g.* température, apports nutritifs, précipitations et lessivage des sols). La biomasse algale ne peut être donc être considérée comme négligeable.

Tableau V : Biomasse algale (en g de poids sec. m^{-2}) de l'étang de Biguglia

Point de prélèvement	Espèce	Type	Biomasse (g/m^2)
1.1	*Monostroma obscurum*	*Chlorophyceae*	0,23
1.2	*Monostroma obscurum*	*Chlorophyceae*	52,90
1.2	*Lophosiphonia subadunca*	*Rhodophyceae*	184,90
1.2	*Gracilaria dura*	*Rhodophyceae*	1337,57
1.2	Non déterminée		652,50
2.2	*Monostroma obscurum*	*Chlorophyceae*	162,46
2.2	*Lophosiphonia subadunca*	*Rhodophyceae*	35,84
2.3	*Monostroma obscurum*	*Chlorophyceae*	120,90
2.3	*Lophosiphonia subadunca*	*Rhodophyceae*	12,28
2.3	*Gracilaria dura*	*Rhodophyceae*	3,93
3.6	*Gracilaria dura*	*Rhodophyceae*	231,08
4.9	*Gracilaria dura*	*Rhodophyceae*	180,07
4.9a	*Ceramium tenuissinum*	*Rhodophyceae*	1,91
4.9	*Ulva rigida*	*Rhodophyceae*	9,37
4.10	*Gracilaria dura*	*Rhodophyceae*	2433,50
5.8	*Ceramium tenuissinum*	*Rhodophyceae*	10,16
5.8	*Ulva rigida*	*Chlorophyceae*	94,99
5.11	*Gracilaria dura*	*Rhodophyceae*	170,00
6.9	Non déterminée		1930,00
6.10	*Gracilaria dura*	*Rhodophyceae*	167,50
7.11	*Gracilaria dura*	*Rhodophyceae*	420,00

La forte biomasse des herbiers de phanérogames de cet étang est à rapprocher du rôle trophique de ces derniers, notamment vis à vis de l'avifaune. En effet, il faut rappeler que Foulques et Fuligules se nourrissent largement des herbiers de phanérogames. Les fuligules se nourrissent également de la faune vagile (crustacés, gastéropodes, polychètes, larves de chironomes) qui est associée à ces herbiers (Agenc, 1989). Il est évident qu'une valeur de production serait beaucoup plus adaptée pour apprécier les quantités de nourriture potentielles apportées par ces phanérogames. L'importance des biomasses relevées confirme l'intérêt de ce compartiment dans le réseau trophique de cet étang. Néanmoins, seule une étude plus approfondie de l'éthologie de l'avifaune de cet étang permettrait d'appréhender la part des phanérogames et des autres macrophytes dans la répartition et la densité de ces espèces (*e.g.* Foulques macroules, Fuligules) et de mieux cerner le devenir de cette lagune côtière.

8.3.2 Etang de Diana

8.3.2.1 Espèces rencontrées

Lors des sorties-terrain, deux types d'herbiers ont été observés : des herbiers à *Cymodocea nodosa*, largement majoritaires et quelques herbiers à *Ruppia sp.*, au Nord-Ouest de l'étang, au niveau de l'île de Diana. Par contre, bien que Goubin et Loques (1991) aient observé une abondance de *Zostera noltii* dans l'étang, cette espèce n'a pu être identifiée, que ce soit en 1999 ou en 2000. Toutefois, l'ensemble de l'étang n'ayant pu être prospecté de manière approfondie, nous ne pouvons conclure de manière formelle, quant à la disparition de cette espèce de l'étang de Diana.

8.3.2.2 Cartographie des peuplements

A l'issue du traitement d'images, on visualise quatre peuplements et types de fonds : les sables coquilliers, les sables fins, les herbiers de phanérogames et la vase (Figure 52).

La vase est présente majoritairement dans l'étang, avec une surface occupée supérieure à 88,0 % (Tableau VI). Elle occupe la quasi totalité du secteur Nord et la partie centrale de l'étang. Les sables coquilliers sont situés sur le pourtour de l'étang. Ils marquent la limite avec la vase et occupent 36,8 ha, soit 6,9 % de la surface totale (Tableau VI). Les sables fins sont localisés sur de très faibles surfaces. Ils ne représentent que 1,0 % de la surface globale et sont essentiellement développés dans le secteur Nord-est (Tableau VI). Enfin les herbiers forment une ceinture discontinue sur le pourtour de l'étang. Ils occupent généralement une tranche bathymétrique comprise entre la surface et 3 m de profondeur. Toutefois, dans le secteur Ouest, ils peuvent atteindre localement 5 m de profondeur. Dans la partie Nord, on note la présence d'herbiers importants, localisés à la sortie du grau. Les herbiers occupent une superficie de 21,2 ha soit 4,0 % de l'étang (Tableau VI).

Tableau VI : Evaluation des surfaces occupées par les peuplements et types de fonds de l'étang de Diana en 1999

Thèmes	Surfaces en hectares (ha)	Pourcentages (%)
Vase	469,5	88,10
Sable coquillier	36,8	6,90
Sable fin	5,1	1,00
Herbier de phanérogames	21,2	4,00
Total	532,6	100,00

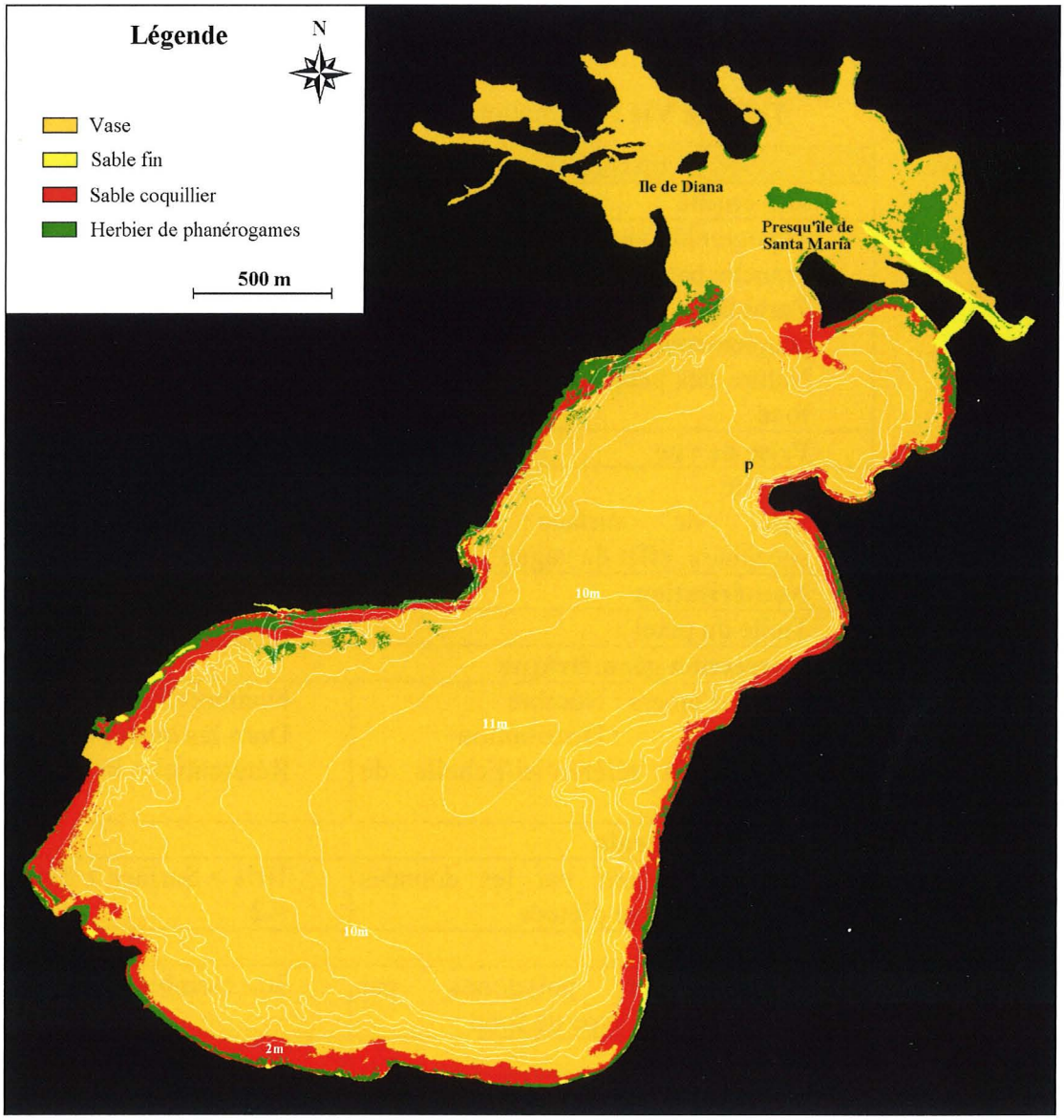


Figure 52 : Localisation des peuplements et types de fonds de l'Etang de Diana en 1999

8.3.2.3 Fiabilité cartographique

La fiabilité obtenue, pour la carte de l'étang de Diana, est estimée à 87,8 % (Tableau VII). Cette valeur est obtenue en ne prenant en compte que la tranche bathymétrique comprise entre 0 et 5 m de profondeur. En effet, du fait de l'absence d'herbiers au delà de 5 m de profondeur, il est possible de déterminer la fiabilité de la carte en faisant abstraction des zones profondes. La carte obtenue fournit donc une localisation des herbiers de phanérogames avec une précision de 2 m, qui s'avère satisfaisante dans l'optique de la mise en place d'un système de surveillance global de cette lagune.

Tableau VII : Estimation de la fiabilité cartographique de l'étang de Diana

FACTEURS	Etang de Diana
Site étudié	
Topographie : pente Tranche bathymétrique Turbidité : Visualisation des peuplements et types de fond Nature des peuplements et types de fond	Faible et irrégulière = **2** 0 à 5m = **3** 75% de la tranche bathymétrique étudiée = **2** Différente = **2**
Prise de vue	
Qualité Effet de surface : réflexion spéculaire, effet de vague	Très bonne = **3** Effet de surface éloigné du site = **2**
Numérisation	
Taille du pixel	Pixel =2 m = **3**
Correction géométrique	
Points d'amers : Nombre : Distribution Echelle du référentiel/Echelle de l'image	Nombre>20 = **3** Dans les quatre directions = **3** Référentiel < image = **1**
Données- terrain	
Surface couverte par les données terrain / Surface d'étude	10% > Surface > 5% de la surface d'étude = **2**
Classification	
Nombre de polygones par peuplement ou type de fond	30> Nombre > 15 = **2**
Somme	**29 / 33**
Pourcentage de fiabilité	**87.8 %**

8.3.2.4 Evolution des herbiers de l'étang de Diana

Comme le signale GAZZOLA (1999), peu d'études ont été réalisées sur la répartition des peuplements de l'étang de Diana, et seuls quelques auteurs ont fourni des cartographies de ces herbiers (Casabianca *et al.*, 1972-73 ; SOMIVAC & CTGREF, 1979). Cet auteur conclut d'ailleurs, par comparaison avec ses propres observations, à une régression nette des herbiers depuis 1970. Dans la mesure où la technique cartographique, utilisée par cet auteur, est identique à la notre, il est possible de comparer les surfaces occupées (en pourcentage) par chaque peuplement et type de fonds (Figure 53 : : Représentation graphique des différentes surfaces occupées par les peuplements et types de fonds de l'étang de Diana en 1996 (Gazzola, 1999) et en 1999). En effet, la différence de période de prises de vue (avril 1996 et juin 1999) se traduit par des écarts en terme de surfaces inondées et exondées, qui ne permettent pas une comparaison directe des surfaces (en hectares).

De manière générale, on note une diminution importante (près de 50 %) des sables fins et coquilliers entre 1996 et 1999, au profit des vases. Ces différences s'observent plus particulièrement dans le Sud de l'étang (Figure 52), où les fonds de sables de 1996 sont remplacés par des fonds vaseux en 1999. Si l'on compare aux données de Longere *et al.* (1972), on remarque que les sables ont pratiquement entièrement disparu. Il semble donc que l'on assiste depuis près de 30 ans à un envasement de l'étang, tout au moins dans sa partie la plus méridionale.
A l'inverse les surfaces occupées par les herbiers, sont quasiment identiques entre 1996 et 1999 (4,5 % et 4,0 % respectivement). Il convient de rappeler que, du fait de la signature spectrale très proche des diverses macrophytes aquatiques, il s'avère souvent impossible de les distinguer par traitement d'image et nous avons donc regroupés, sous le vocable « herbier de phanérogames », des espèces éventuellement différentes (e.g. herbiers à *Cymodocea nodosa* et d'herbiers à *Ruppia sp.*). Toutefois, la localisation de ces différents herbiers peut être différente d'une année à l'autre. Ainsi les herbiers à *Ruppia sp.*, présents au niveau de l'île de Diana, étaient absents de ce secteur l'année passée (Gazzola, 1999). Il semble donc, que pour cet étang, comme pour l'étang de Biguglia, on ait des fluctuations non négligeables des peuplements de phanérogames d'une année à l'autre. Les faibles diminutions des surfaces d'herbiers concernent essentiellement le secteur Nord et la partie la plus méridionale de l'étang (Figure 52). Les phénomènes d'envasement, préalablement décrits, sont peut-être à l'origine des réductions mineures, observées dans la partie Sud-Est.

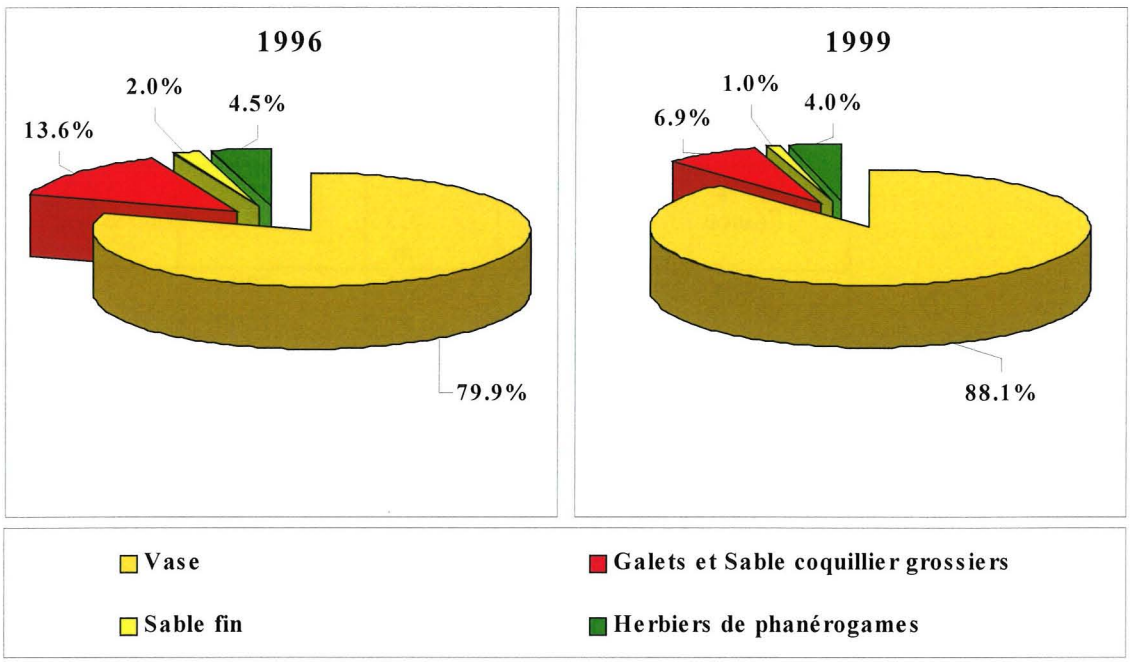


Figure 53 : Représentation graphique des différentes surfaces occupées par les peuplements et types de fonds de l'étang de Diana en 1996 (Gazzola, 1999) et en 1999.

8.3.2.5 Caractérisation des herbiers à *Cymodocea nodosa*

Les mesures de biomasses et de densité sont effectuées uniquement sur les herbiers à *Cymodocea nodosa*, du fait de leur prédominance marquée dans l'étang de Diana.

La densité des herbiers varie entre 1019 et 4584 faisceaux par m^2, avec une valeur moyenne de 2613 ± 1049 faisceaux par m^2 (IC à 95 %). Ces densités sont comparables à celles habituellement rapportées dans la littérature tout en se situant dans les valeurs maximales généralement observées (Tableau VIII). Toutefois, il faut rappeler le caractère saisonnier de ce paramètre. Nos résultats confirment l'augmentation de la densité de *Cymodocea nodosa*, observée depuis plusieurs années au sein de l'étang de Diana (Goubin, 1990; Gazzola, 1999), puisqu'en 10 ans, cette densité a quasiment doublée. Cette augmentation pourrait être liée à :

➪ la disparition de *Zostera noltii,* qui peut apparaître comme un compétiteur de *Cymodocea nodosa,* ou à

➪ la modification des caractères physico-chimiques environnementaux (*e.g* augmentation de la salinité, de l'envasement, ou de la circulation des eaux et de la courantologie de l'étang en relation avec l'entretien artificiel du grau).

Tableau VIII : Variation de la densité de *Cymodocea nodosa* en fonction du site étudié (nb faisceaux/m², valeurs minimale et maximale)

Site	Prof.	Densité	Références
Ischia - Italie	4,0 m	88 - 196	MAZZELLA *et al.*, 1986
Banc d'Arguin - Mauritanie	1,0 m	192 - 577	PERGENT *et al.*, 1988
Antibes - France	2,0 m	1647 - 2067	CAYE & MEINEZ, 1985
Golfe Juan – France	-	1500 – 2500	CAYE, 1989
Etang de Diana – France	0,5-5,3 m	533 - 1955	GOUBIN, 1990
Ischia - Italie	4,0 m	380 - 1160	MAZZELLA, 1990
Mar Menor - Espagne	0,5 m	312 - 2314	TERRADOS & ROS, 1992
Ischia - Italie	4,0 m	188 - 1925	MAZZELA *et al.*, 1993
Ebre - Espagne	3,0 m	1000 - 2000	PEREZ & ROMERO, 1994
Canaries - Espagne	6,0 m	934 - 1928	REYES *et al.*, 1995
Lagune de Venise – Italie	1,0 m	860 - 2302	RISMONDO *et al.*, 1997
Lagune de Venise – Italie	0,6 m	1650 - 3377	SFRISO & GHETTI, 1998

La biomasse totale est en moyenne de 1000,0 ± 254,2 g P.S. m^{-2}. La biomasse endogée varie entre 260,0 et 1130,2 g PS. m^{-2} (636,0 ± 301,5 g P.S. m^{-2} en moyenne). La biomasse épigée présente des valeurs comprises entre 187,3 et 471,8 g PS. m^{-2} (335,9 ± 90,0 g P.S. m^{-2} en moyenne). Les valeurs observées dans l'étang de Diana sont parmi les valeurs les plus importantes mesurées et comparables à ce que l'on observe dans une

lagune comme Venise (Sfriso & Ghetti, 1998). Si l'on tient compte de la surface occupée par les herbiers et en supposant qu'il s'agit à 99 % d'herbiers à *Cymodocea nodosa*, la valeur de biomasse est de **212** tonnes de poids sec pour l'ensemble de l'étang.
Outre les herbiers de phanérogames, lors des observations *in situ* d'autres macrophytes ont été identifiées dans l'étang de Diana (Tableau IX).

Tableau IX : Biomasse algale (en g de poids sec. m^{-2}) de l'étang de Diana

Latitude GPS	Longitude GPS	Substrat	Espèce	Type	Biomasse
42°07,421'	9°31,234'	S. Coquiller	*Enteromorpha compressa*	*Chlorophyceae*	552,22
42°08,124'	9°31,984'	S. Coquiller	*Stictyosiphon adriaticus*	*Chromophyceae*	1122,50
42°07,804'	9°31,940'	Vase profonde	*Stictyosiphon sp.* + *Vaucheria sp.*	*Chromophyceae*	8,36
42°37,362'	9°31,879'	Vase superf.	*Stictyosiphon adriaticus*	*Chromophyceae*	352,50
42°08,889'	9°32,470'	Vase superf.	*Acetabularia sp.*		16,64
42°08,889'	9°32,470'	Vase superf.	*Enteromorpha compressa*	*Chlorophyceae*	14,59
42°08,136'	9°33,346'	Vase profonde	*Stictyosiphon adriaticus*	*Chromophyceae*	3,23
42°08,382'	9°32,970'	Vase superf.	*Stictyosiphon adriaticus*	*Chromophyceae*	1110,00

Ces macrophytes sont présentes aussi bien sur les sables coquillers que sur la vase. Cette biomasse algale peut être extrêmement variable (Tableau IX) ; elle est, en moyenne, de 397,5 $\pm$ 337,2 g. PS. m^{-2}. Cette valeur est 2,5 fois plus faible que la biomasse de *Cymodocea nodosa*. Toutefois, eu égard aux substrats potentiels (*e.g.* vase, sables), cette biomasse ne peut être ignorée. En effet, il apparaît que même si les biomasses sont faibles (5,8 g. PS. m^{-2}) sur les vases profondes, elles peuvent atteindre des valeurs de 1110,0 g. PS. m^{-2} au niveau des vases superficielles.

8.3.3 Etang D'Urbino

8.3.3.1 Espèces rencontrées

Les observations *in situ* ont permis d'identifier plusieurs espèces de phanérogames, dont des espèces) de la famille des *Ruppiaceae* (la différentiation entre *Ruppia cirrhosa* et *Ruppia maritima* n'a pu être effectuée), des *Zosteraceae* (*Zostera noltii*) ou des *Zanichelliaceae* (*Cymodocea nodosa*).
Ruppia sp. est présente sous forme d'herbiers monospécifiques à proximité des exutoires des cours d'eau. *Zostera noltii*, espèce surtout inféodée aux milieux euryhalins, est présente, dans l'étang d'Urbino, sous forme d'herbiers monospécifiques de dimension très réduite, dans des secteurs très localisés (à proximité du grau). *Cymodocea nodosa* est l'espèce la mieux représentée dans cet étang. On la rencontre

généralement en mer ouverte dans des sites abrités, mais également dans les lagunes côtières lorsque la salinité est suffisante (*e.g.* étangs de Diana et d'Urbino en Corse, étangs de Sardaigne). Les herbiers à *Cymodocea nodosa* sont présents sur tout le pourtour de l'étang, que ce soit sous forme d'herbiers monospécifiques ou d'herbiers mixtes, en association avec *Zostera noltii* ou *Ruppia sp.*

8.3.3.2 Cartographie des peuplements

A l'issue du traitement d'images, quatre peuplements ou types de fonds sont identifiés : les sables fins, les galets et sables coquilliers grossiers, les herbiers de phanérogames et la vase (Figure 54).

La surface totale de la lagune est d'environ 710 ha, si l'on exclue les zones marécageuses des alentours. Les sables fins sont essentiellement représentés sur le pourtour de l'étang. Il occupent 57,6 ha, soit 8,1 % de la surface totale (Tableau X). Les galets et les sables coquilliers grossiers sont localisés sur de très faibles surfaces. Ils ne représentent que 1,1 % de la surface globale et sont essentiellement présents dans la partie Nord (Tableau X). La vase est majoritairement présente dans l'étang, avec des surfaces supérieures à 70,1 % (Tableau X). Elle occupe la quasi totalité de la partie centrale. Les herbiers forment une ceinture quasi-discontinue sur le pourtour de l'étang, sous forme d'une bande plus ou moins continue qui peut atteindre 300 m de large. Ils occupent généralement la tranche bathymétrique superficielle (entre la surface et 4 m de profondeur), ce qui représente une superficie de 147 ha, soit 20,7 % de l'étang (Tableau X).

Tableau X : Evaluation des surfaces occupées par les peuplements et types de fonds de l'étang d'Urbino en 1999

Thèmes	Surfaces en hectares (ha)	Pourcentages (%)
Vase	497,2	70,10
Galets et Sables coquilliers grossiers	7,9	1,10
Sable fin	57,6	8,10
Herbier de phanérogames	147,0	20,70
Total	709,7	100,00

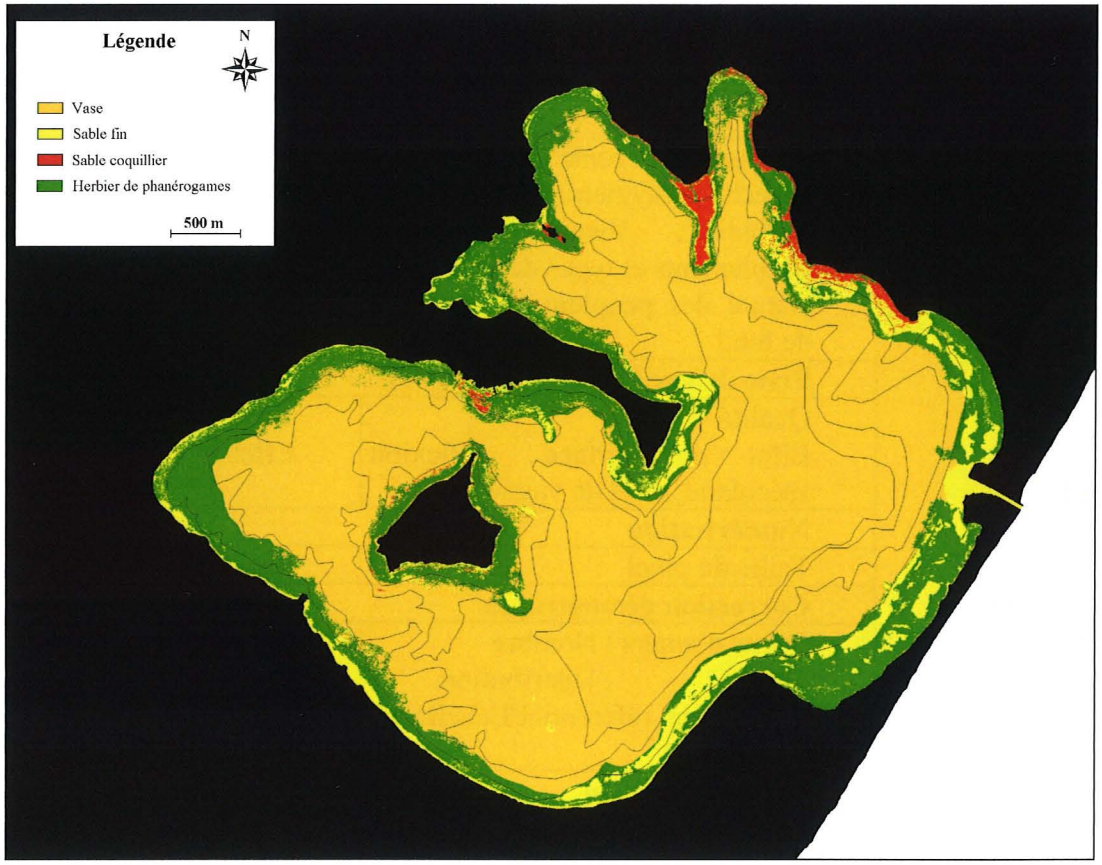


Figure 54 : Localisation des peuplements et types de fonds de l'Etang d'Urbino en 1999

8.3.3.3 Fiabilité cartographique

L'application de l'échelle de fiabilité, à la cartographie de l'étang d'Urbino, fournit une valeur de 87,8 % (Tableau XI). Cette valeur est comparable à celle obtenue pour l'étang de Diana, et ce pour la même raison de répartition bathymétrique des herbiers. D'ailleurs ces deux étangs présentent des configurations semblables, que ce soit en terme de topographie, de nature des peuplements et types de fonds et de turbidité.

8.3.3.4 Evolution des herbiers de l'étang d'Urbino

Contrairement à l'étang de Diana, la lagune d'Urbino a déjà fait l'objet de plusieurs études cartographiques (Casabianca *et al.*, 1972-73; SOMIVAC & CTGREF, 1979; Coeurd'acier, 1987). Toutes, sont issues uniquement d'un travail de repérage sur le terrain, suivi d'une extrapolation empirique. Dans la mesure où les techniques utilisées sont différentes, il est difficile de comparer l'ensemble de ces résultats. Par contre, depuis 1990, plusieurs études ont été menées par traitement d'images à partir de photographies aériennes et notamment en 1990 (données inédites), 1994 (Pasqualini *et al.*, 1997), et 1996 (Agostini *et al.*, 1997). Ces données constituent donc un support fiable, dans l'optique d'un suivi temporel de l'évolution des peuplements et types de fonds (Figure 55).

Tableau XI : Estimation de la fiabilité cartographique de l'étang de d'Urbino

FACTEURS	Etang d'Urbino
Site	
Topographie : pente Tranche bathymétrique Turbidité : Visualisation des peuplements et types de fond Nature des peuplements et types de fond	Faible et irrégulière = **2** 0 à 5m = **3** 75% de la tranche bathymétrique étudiée = **2** Différente = **2**
Prise de vue	
Qualité Effet de surface : réflexion spéculaire, effet de vague	Très bonne = **3** Effet de surface éloigné du site = **2**
Numérisation	
Taille du pixel	Pixel =2 m = **3**
Correction géométrique	
Points d'amers : Nombre : Distribution Echelle du référentiel/Echelle de l'image	Nombre>20 = **3** Dans les quatre directions = **3** Référentiel < image = **1**
Données- terrain	
Surface couverte par les données terrain/Surface d'étude	10% > Surface > 5% de la surface d'étude = **2**
Classification	
Nombre de polygones par peuplement ou type de fond	30> Nombre > 15 = **2**
Somme	**29 / 33**
Pourcentage de fiabilité	**87.8 %**

Si l'on compare les pourcentages de l'ensemble des peuplements et types de fonds, entre l'année 1990 et l'année 1999, aucune différence notable n'est à signaler. Des variations apparaissent, cependant, au niveau de la localisation des herbiers de phanérogames, qui montrent, en 1999, une extension plus importante à la pointe de la presqu'île et une diminution dans la partie Nord et Ouest de l'Etang.

Par contre, on note un recul important des surfaces de sables fins et d'herbiers de phanérogames, en 1994, au profit de la vase. Ces fluctuations sont peut-être à mettre en relation avec les précipitations exceptionnelles survenues en Corse, en Novembre 1993. En effet, ces précipitations correspondent à des flux exceptionnels (précipitations de type cinquantenaire, d'après les données Météo France). La quantité approximative d'eau douce, qui s'est déversée dans la lagune, est de 14×10^6 m^3, ce qui correspond à 36 % du volume total de la lagune (38.5×10^6 m^3). L'arrivée de cette eau, très riche en matières en suspension, peut être à l'origine de l'augmentation des surfaces de vase relevées en Juin 1994.

En 1996 (Figure 55), on remarque une augmentation importante des herbiers de phanérogames aux dépends des sables (sable fin et coquillers) et galets. Cette surestimation des herbiers s'explique vraisemblablement par :

➪ la prise en compte des marais alentours, ce qui n'a pas été le cas pour les autres années.

➪ une confusion d'interprétation entre les galets + les sables coquillers grossiers et les herbiers. Cette confusion est liée à la colonisation partielle de ces substrats par des algues photohiles, qui ont une réponse spectrale proche de celles des phanérogames.
Enfin, il faut rappeler que les clichés de 1996 sont d'une qualité inférieure, à ceux des autres années, ce qui influe sur la fiabilité générale de la carte fournie.

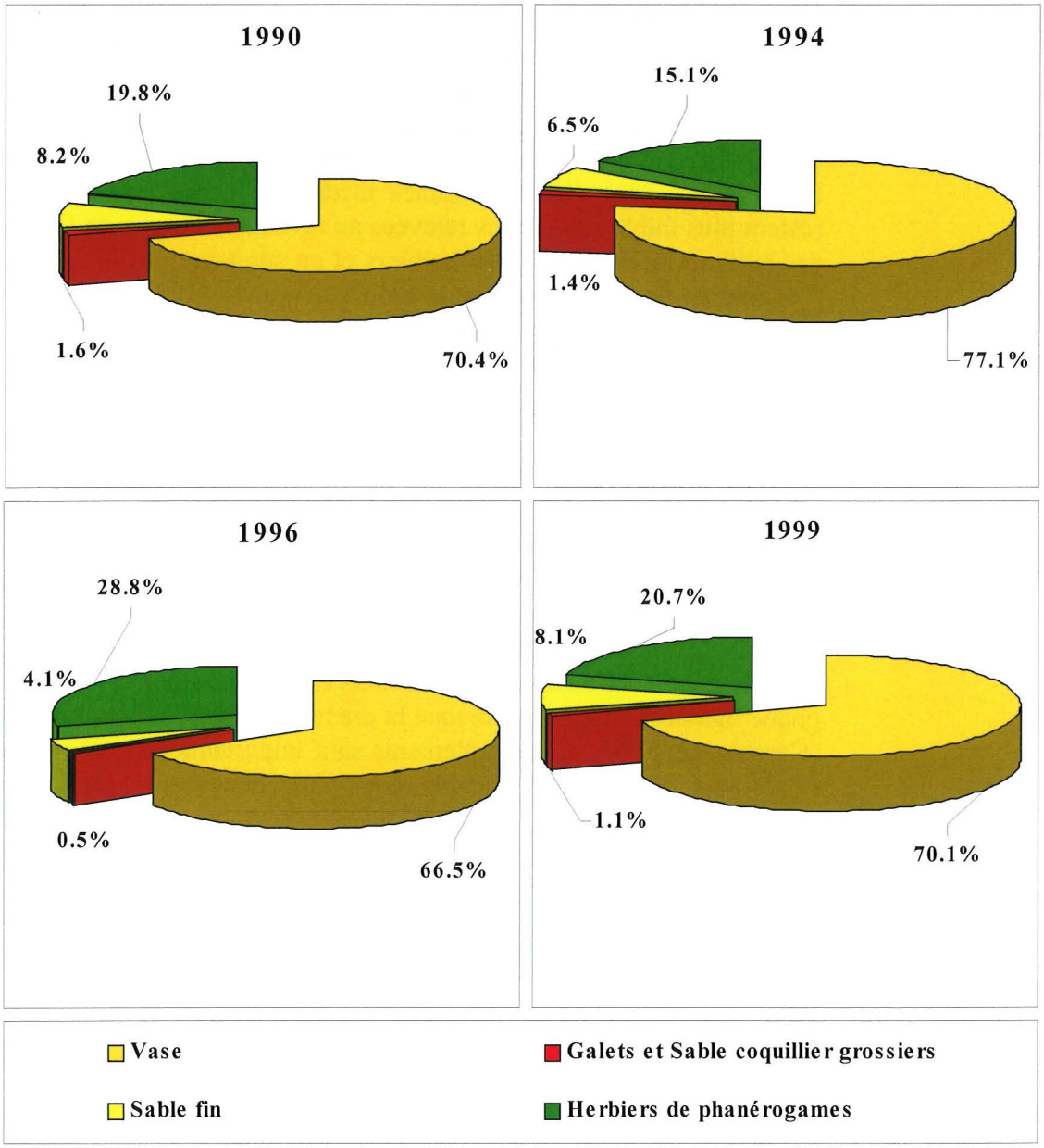


Figure 55 : Représentation graphique des différentes surfaces occupées par les peuplements et types de fonds de l'étang d'Urbino en 1990 (données inédites), 1994 (Pasqualini *et al.*, 1997), 1996 (Agostini *et al.*, 1997) et 1999 (cette étude).

8.3.3.5 Caractérisation des herbiers à *Cymodocea nodosa*

Les mesures de densité et de biomasse n'ont été effectuées, comme pour l'étang de Diana, que sur *Cymodocea nodosa*. La densité des herbiers, dans l'étang d'Urbino, est en moyenne de 1490 $\pm$ 518 faisceaux par m^2 (IC à 95 %). Ces densités sont comparables à celles habituellement rapportées dans la littérature (Tableau VIII). Par contre, ces valeurs s'avèrent plus faibles que celles mesurées à Urbino. Malgré la relative similarité de ces deux étangs, plusieurs auteurs soulignent des différences dans la disponibilité en sels nutritifs (SOMIVAC, 1981*a* ; 1981*b* *in* Pergent-Martini *et al.*, 1997).

La biomasse totale est en moyenne de 767,3 $\pm$ 176,8 g P.S. m^{-2}. La plus grande partie de cette biomasse est représentée par la biomasse endogée (611,6 $\pm$ 173,3 g P.S. m^{-2} en moyenne). La biomasse épigée présente des valeurs plus faibles (156,3 $\pm$ 49,5 g P.S. m^{-2} en moyenne). Les valeurs observées dans l'étang d'Urbino sont comparables à ce que l'on observe dans d'autres lagunes méditerranéennes (Sfriso & Ghetti, 1998), mais restent plus faibles que celles relevées au niveau de l'étang de Diana. En tenant compte des surfaces occupées par les herbiers et en supposant qu'il s'agit à 99 % d'herbiers à *Cymodocea nodosa*, la valeur de biomasse est de **1128** tonnes de poids sec, soit cinq fois plus qu'à l'étang de Diana. Cette biomasse globale plus élevée est essentiellement due à une répartition plus importante des herbiers à Urbino.

Outre les phanérogames aquatiques, plusieurs espèces de macrophytes ont été identifiées dans l'étang d'Urbino (Tableau XII). Elles colonisent la quasi-totalité des substrats présents dans l'étang. Cette biomasse algale est très variable (Tableau XII) et est, en moyenne, de 603,2 $\pm$ 577,3 g. PS. m^{-2}. Cette valeur est comparable à celle de la biomasse de *Cymodocea nodosa*. De plus, certaines espèces présentent des biomasses très élevées. C'est le cas notamment de l'algue rouge *Gracilaria dura*. Des peuplements importants à gracilaires ont déjà été signalés dans l'étang d'Urbino (Casabianca, 1972-73, SOMIVAC & CTGREF, 1979). Ces rhodophycées se développent préférentiellement lorsque les conditions environnementales ne sont plus favorables aux phanérogames, c'est à dire lorsque la granulométrie du sédiment et la lumière diminuent (Casabianca, 1967). Ces peuplements sont importants en terme de production primaire et doivent être pris en compte pour appréhender le fonctionnement des milieux lagunaires.

Tableau XII : Biomasse algale (en g de poids sec. m^{-2}) de l'étang d'Urbino

Point de prélèvement	Espèce	Type	Biomasse(g/m²)
1.2	*Gracilaria dura*	*Rhodophyceae*	252.50
1.2	*Dictyota linearis*	*Chromophyceae*	1537.50
1.3	*Lophosiphonia subadunca*	*Rhodophyceae*	11.87
1.3	*Gracilaria dura*	*Rhodophyceae*	3123.94
1.5	*Gracilaria dura*	*Rhodophyceae*	168.57
1.5	*Alsidium corallinum*	*Rhodophyceae*	68.09
2.2	*Polysiphonia elongata*	*Rhodophyceae*	1892.50
4.1	*Cladophora*	*Chlorophyceae*	2.13
4.1	*Gracilaria bursa-pastoris*	*Rhodophyceae*	5.82
4.2	*Polysiphonia elongata*	*Rhodophyceae*	110.00
4.4	*Polysiphonia elongata*	*Rhodophyceae*	2.61

8.4 Conclusion

Une productivité et une diversité biologique exceptionnelle font des lagunes côtières des Au cours de cette étude, nous avons pu établir des carte de répartition des principaux peuplements (essentiellement des phanérogames aquatiques) et types de fonds de ces étangs, grâce aux techniques actuelles de traitement d'images, appliquées à la télédétection aéroportée. Ceci nous a permis d'identifier et de localiser avec précision (pixel de 2m) les herbiers de phanérogames.

Au moins quatre espèces de phanérogames aquatiques ont été observées : *Zostera noltii*, *Ruppia* sp. et *Potamogeton pectinatus* à Biguglia, *Cymodocea nodosa* et *Ruppia* sp. à Diana et *Cymodocea nodosa*, *Zostera noltii* et *Ruppia* sp. à Urbino. Ces espèces forment généralement des herbiers monospécifiques qui sont dominants (en terme de surfaces occupées) et des formations plurispécifiques de tailles plus réduites. Ainsi les herbiers à Ruppia sp. sont majoritaires au niveau de l'étang de Biguglia, alors que ce sont les herbiers à *Cymodocea nodosa* au niveau des étangs de Diana et Urbino. De manière générale, les herbiers de phanérogames aquatiques sont bien représentés au niveau des étangs de Biguglia et d'Urbino, respectivement 13,8 % et 20,7 % de la surface totale, alors qu'ils apparaissent beaucoup plus réduits au niveau de l'étang de Diana (4,0 % de la surface totale).

Quel que soit l'étang considéré, et au regard des données disponibles, il apparaît que les herbiers montrent des fluctuations temporelles d'une année à l'autre, tant en terme de répartition d'une espèce donnée, qu'en ce qui concerne la nature des espèces présentes.

La prise en compte de paramètres, susceptibles de traduire la « vitalité » de la plante (*e.g.* : biomasse, densité foliaire), montre que la biomasse de *Cymodocea nodosa* est supérieure dans l'étang de Diana, comparée à l'étang d'Urbino, alors que l'on observe le phénomène inverse pour la densité. Les valeurs de biomasse de *Ruppia* sont très variables d'un secteur à l'autre de l'étang de Biguglia mais restent comparables aux données de la littérature.

Si l'on extrapole, ces valeurs de biomasse par espèces, à la surface occupée il apparaît que la biomasse totale de phanérogames aquatique serait de 837 t à Biguglia, de 212 t à Diana et de 1128 t à Urbino. Toutefois, la biomasse végétale ne peut être réduite à la seule biomasse des phanérogames. En effet, les biomasses algales sont extrêmement variables en fonction de l'espèce et du site, mais peuvent être plus importantes que celles des phanérogames (*e.g.* à Urbino).

Cette étude confirme donc la vitalité importante des herbiers au niveau des étangs corses et explique vraisemblablement la forte productivité qui y est enregistrée (Frisoni, 1980). Toutefois, les signes d'envasement, mis en évidence à Biguglia et à Diana, doivent être activement surveillés. En effet du fait de leur impact probable sur les peuplements de phanérogames, leur origine doit être recherchée afin de vérifier s'ils correspondent à des phénomènes météorologiques ponctuels et réversibles (à moyen terme) comme ceux enregistrés en 1994 à Urbino, ou s'inscrivent dans une dynamique de comblement des étangs.

La technique du traitement d'image, mise en œuvre au niveau de ces étangs, confirme les potentialités d'un tel outil dans le cadre d'une gestion des écosystèmes lagunaires. En effet, elle permet d'envisager un suivi global, relativement précis des formations à macrophytes, particulièrement utile dans le cadre d'une surveillance de ces milieux, et pourrait être, à ce titre, étendue à d'autres lagunes côtières méditerranéennes.

9 Mesures marégraphiques dans l'étang de Diana

9.1 Objectifs de l'étude

L'objectif de cette partie est d'évaluer les échanges entre l'étang de Diana et la mer. Dans une première phase, des mesures de terrain ont été entreprises afin de disposer de la base de données nécessaires à une première évaluation de ces échanges. Dans l'hypothèse où un modèle hydrodynamique serait développé pour le site, cette base de données sera utilisée pour le calage du modèle.

9.2 Matériel et méthodes

9.2.1 Stratégie de mesures

Les échanges entre l'étang et la mer sont induits par les différences de niveau marin de part et d'autre du grau. Les variations de niveau coté mer sont principalement dues aux effets conjugués de la marée, de la pression atmosphérique et du vent alors que dans l'étang, le vent, les apports d'eau douce et l'évaporation sont susceptibles de faire varier le niveau. Le grau agit comme un filtre qui par le frottement du courant sur le fond freine les échanges d'eau dans un sens ou dans l'autre.

Compte tenu de la diversité des échelles de temps des phénomènes, il est apparu indispensable d'effectuer des mesures en continu afin d'appréhender un maximum de processus physiques. Pour des raisons liées à la faible profondeur dans le grau, à la vitesse du courant et aux impératifs de navigation, il n'a pas été possible d'envisager les mesures de courant qui auraient directement mis en évidence les flux d'eaux échangés. Deux marégraphes ont été positionnés, l'un en mer et le second dans le fond de l'étang. En supposant que les niveau moyens calculés sur une longue période (plusieurs mois) coïncident, les deux marégraphes nous permettent alors de mettre en évidence l'amortissement induit par le grau.

9.2.2 Matériel

Ces appareils sont de la marque Micrel, ils disposent d'une autonomie en énergie de plusieurs années, d'un capteur de pression et d'un capteur de température. Le capteur de pression possède une précision de 0,1 % de la pleine échelle.

9.2.3 Position des points de mesures et caractéristiques du mouillage

Un marégraphe a été installé par un plongeur sur le lest de filières à moules à l'entrée de la lagune, en mer par des fonds de 25 m. Le second a été installé prés des installations conchylicoles au fond de la lagune par 5 m de fond.

La mise en œuvre de marégraphes et les mouillages ont été conçus par M. Kerdreux (DEL/AO) et L. Costantini (DEL/CO).

9.2.4 Correction des effets de pression atmosphérique

La donnée des marégraphes inclut à la fois l'effet pression du au poids de la colonne d'eau mais également la pression atmosphérique à la surface de la mer. Le logiciel du marégraphe ne délivre pas la valeur de la pression mais convertit cette valeur en hauteur d'eau pour une pression moyenne de 101300. Hpa. Il est donc nécessaire de corriger ces hauteurs de l'effet induit pas les variations de la pression atmosphérique. Les données de pression durant la période de mesures ont été acquises par le sémaphore voisin de Alistro. La pression a été mesurée toutes les 3 h (sauf à minuit). Ces mesures ont été interpolées linéairement de telle sorte qu'à chaque mesure du marégraphe, on puisse associer une mesure de la pression atmosphérique.

La formule de correction utilisée est la suivante :

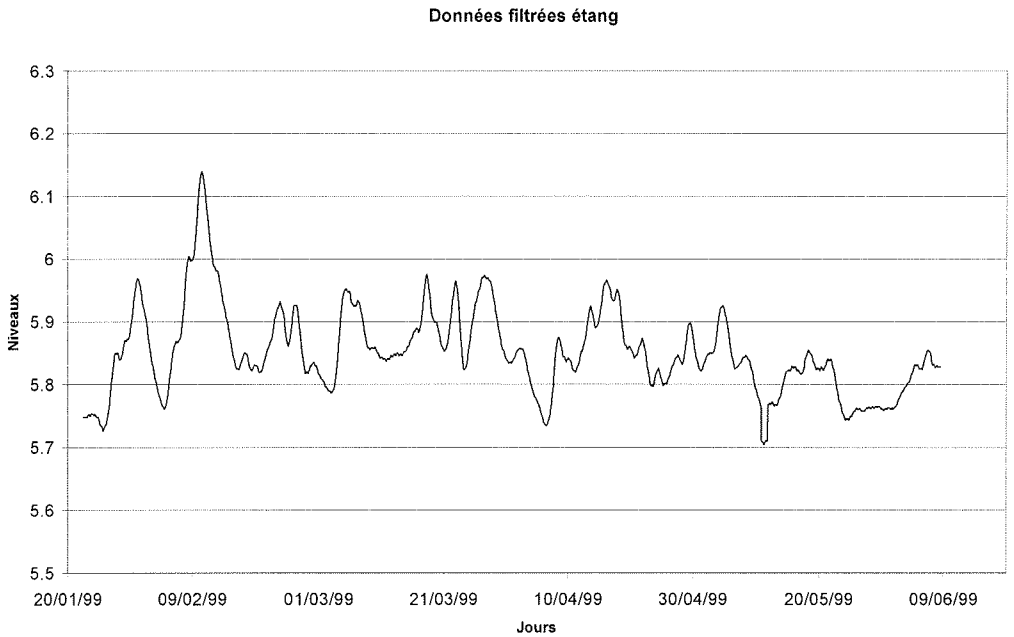
$$zcor = zbrut + (101300. - Pa)/\rho g$$

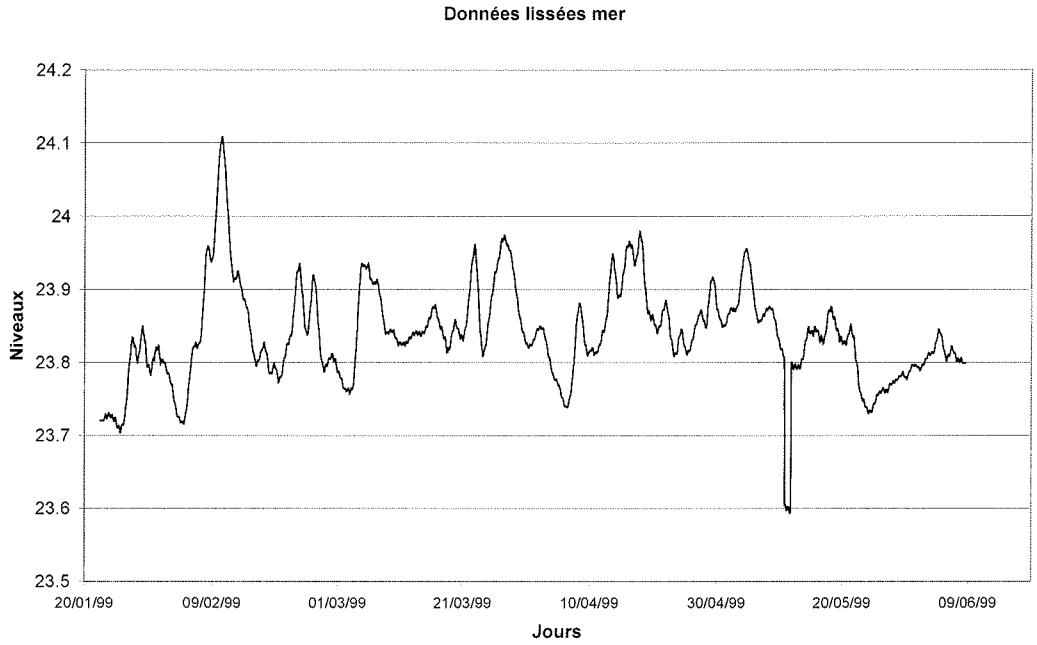
Pa : est la pression atmosphérique mesurée
ρ : masse volumique de l'eau de mer (1025 kg/m^3)
g : Accélération de la pesanteur (9.81 m s^{-2})
zcor : hauteur d'eau corrigée

9.3 Présentation des mesures

9.3.1 Lissage des données de niveaux

Les figures a et b présentent des données de niveaux lissées. Une moyenne glissante de 24 h a été appliquée aux mesures de niveaux. Ce lissage permet de distinguer les variations de niveaux de basse fréquence liées principalement à la météorologie des variations hautes fréquences (<24 h) qui résultent de la marée astronomique.





9.3.2 Variations de niveau à haute fréquence

La soustraction de la série lissée à une journée de la série brute, permet de mettre en évidence les fluctuations haute fréquence des niveaux. Ces séries temporelles de niveaux sont présentées, pour plus de clarté, uniquement pour le mois de mars.
La comparaison des niveaux de part et d'autre du Grau met en évidence le déphasage de la marée à l'intérieur de la lagune.

9.3.3 Analyse harmonique des résidus

L'analyse harmonique des séries en mer et dans l'étang est présentée ci-dessous.

	deg/h	Amplitude mer (cm)	Phase mer	Amplitude étang (cm)	Phase étang
M2	28.9841	8.9	234.9	3.8	301.3
S2	30.0000	3.4	264.2	1.4	327.0
N2	28.4397	2.2	216.2	0.8	287.0
K1	15.0411	2.6	187.9	1.5	242.0
O1	13.9430	1.0	117.2	0.9	165.1

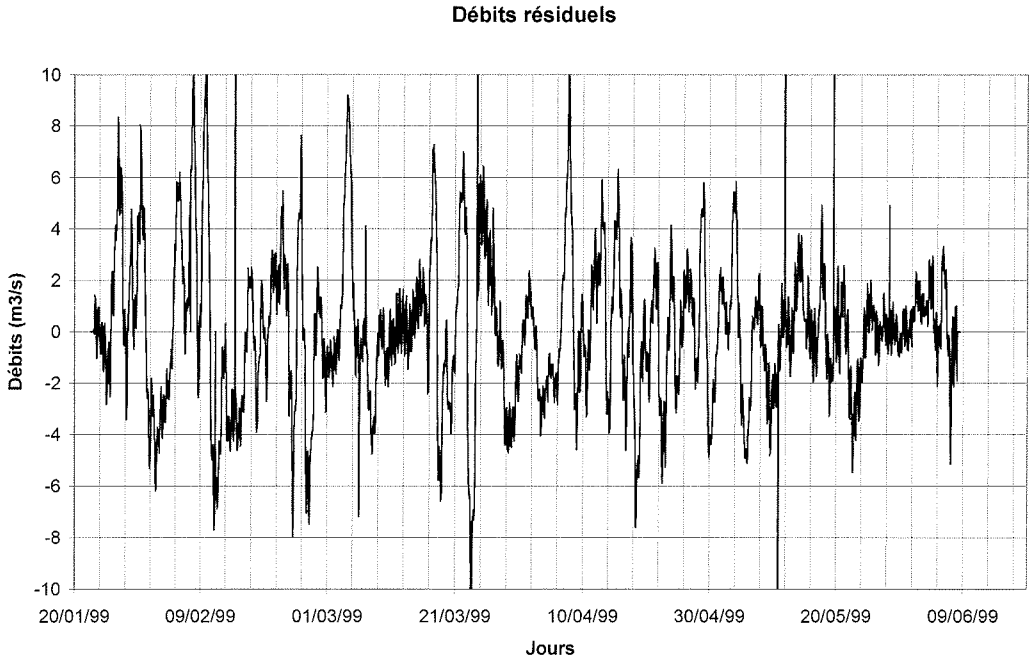
9.4 Calcul des débits et estimation du temps de résidence

Le débit d'eau transitant par le grau peut être estimé simplement en faisant l'hypothèse réaliste que les variations du niveau mesurées au fond de l'étang sont représentatives de l'ensemble de la lagune et que le niveau marin est horizontal. Dans cette situation le débit dans le grau se calcule par la formule :

$$q = S\,dz/dt$$

S représente la surface de l'étang : 550 ha, z, le niveau de l'eau dans l'étang et q le débit en m^3/s. Un débit entrant est positif.

Le calcul du débit peut être effectué sur les données brutes. Il fait apparaître des oscillations liées à la marée. La moyenne des débits entrants ou sortants pour la période de mesures est de 26,6 m^3/s. Ils atteignent au maximum pour les débits entrants des valeurs de $60m^3/s$.



Quand on filtre l'effet de la marée, le calcul des débits montre des valeurs beaucoup plus faibles. Les échanges avec la mer sont alors dirigés par les variations de pression atmosphérique.

Le débit moyen filtré de la marée entrant ou sortant est de l'ordre de 2,5 m^3/s soit environ 10 fois plus faible que le débit de la marée.

9.4.1 Le renouvellement des masses d'eau dans l'étang

Sans l'apport d'un modèle numérique qui permettrait de décrire le devenir des eaux de mer entrant dans l'étang et leur mélange, il est difficile de définir un temps de renouvellement global pour tout l'étang. Dans l'hypothèse d'un mélange total et immédiat des masses d'eau de mer entrant dans l'étang, le temps de renouvellement est simplement estimé par la formule : T=V/Q, où V représente le volume de l'étang (environ 33 10^6 m^3), Q représente le débit en m^3/s et T le temps de renouvellement en seconde.

Dans l'hypothèse où les eaux entrant à chaque marée se mélangent parfaitement avec les eaux de l'étang, la valeur moyenne du débit à considérer est donc de 26 m^3/s. Le temps de renouvellement théorique serait donc de l'ordre de 15 j. Ces valeurs très faibles sont toutefois irréalistes car les masses d'eau oscillent sous l'effet de la marée et une bonne part des eaux entrant par le grau ne se mélange pas et est expulsée lors de la marée descendante. Les échelles de temps de la marée (de l'ordre de quelques heures) sont trop rapides pour considérer que le mélange ait pu être total.

Si l'on considère que les phénomènes de basse fréquence liés aux hausse et baisse de la pression atmosphérique sont davantage susceptibles de renouveler l'eau, il convient alors de prendre un débit moyen d'échange entre la mer et l'étang de 2,5 m^3 /s. Les temps de renouvellement dans cette hypothèse sont considérablement augmentés et atteignent 166 jours, soit environ 5 mois.

Dans la nature, cette notion de temps de renouvellement global n'a que peu de sens car le brassage de l'étang n'est pas suffisant pour assurer une homogénéité spatiale des masses d'eau. Celles-ci seront renouvelées d'autant plus rapidement qu'elles se situent à proximité de l'embouchure et en surface. A l'inverse, le renouvellement des eaux de fond sera plus lent, surtout durant les épisodes de vent faibles qui ne permettraient pas d'induire une circulation dans l'étang et de redistribuer les propriétés des masses d'eau.

En conséquence, on ne peut que fournir une fourchette de valeurs pour ces temps de renouvellement que l'on peut de manière approximative estimer entre 1 et 5 mois.

9.5 Discussion

La validité des données obtenues peut être testée par l'application d'une théorie simple décrivant le comportement d'un système lagune soumise aux variations du niveau en mer *via* un grau.

Le chenal de communication avec la mer agit comme un filtre dont l'amortissement dépend de la fréquence des variations du niveau marin. Comme le montre l'analyse harmonique, l'amplitude de la marée est beaucoup plus faible à l'intérieur de l'étang qu'en mer. Cet amortissement est plus important pour les ondes semi diurnes que pour les ondes diurnes de fréquence plus basse, il est de l'ordre de 1,4 pour les ondes diurnes et de 2,5 pour les semi diurnes.

Cet effet a été décrit par DiLorenzo (1988). On considère une lagune d'une surface $\mathbf{A_s}$ communiquant avec la mer par un chenal de longueur **L** et de section $\mathbf{A_c}$, on peut définir une fréquence caractéristique du système appelée fréquence d'Helmoltz qui s'exprime par la formule : $F_h = \sqrt{\left(g\frac{A_c}{LA_s}\right)}$

L'application à l'étang de Diana ($\mathbf{A_s}$= 550Ha, $\mathbf{A_c}$ =25m^2, **L**=150m) nous donne Fh=5,410^{-4} s^{-1}, ce qui correspond à une période ($T_h = 2\pi / F_h$) de 3,2 heures.

Pour les basses fréquences, de l'ordre de 0,1F_h ou moins, les variations du niveau dans la lagune suivent celles de la mer. Ceci explique la similitude des variations lissées en mer et dans l'étang observable sur la figure 4. Par contre l'amortissement devient sensible pour les ondes de plus haute fréquence telles que les ondes de marée astronomique.

Metha et Ozsoy (1978) ont défini une fréquence de forcing sans dimension : $\alpha = T_h / T$ où T représente la période de l'onde en mer. Avec les valeurs précédentes, ce coefficient est donc égal à 0,25 pour les ondes semi diurnes et 0,12 pour les ondes diurnes. Ces auteurs ont défini également un facteur d'amortissement égal à :

$$\beta = \frac{\gamma H_0 A_S}{4hA_c}$$

où $\mathbf{H_0}$ représente l'amplitude de la marée au large, γ un coefficient de frottement, h la profondeur dans le chenal.

En prenant γ=5 10^{-3}, $\mathbf{H_0}$=0,3 et **h**=1m, β=82, compte tenu de la valeur du coefficient d'amortissement et de la fréquence adimentionnelle, les abaques calculées par les auteurs prévoient un amortissement pour les ondes semi diurnes de 2 et de 1,4 pour les ondes diurnes.

Ces valeurs sont proches des valeurs observées (2,5 et 1,4 respectivement). Le déphasage prévu par la théorie entre la marée en mer et dans l'étang est de 45° pour les ondes diurnes et de 65° pour les semi diurnes. Ces valeurs sont proches des valeurs observées : 51° pour les ondes diurnes et 66° pour les ondes semi diurnes.

9.6 Conclusion

Cette série de mesures a montré que :

- Les deux appareils ont parfaitement fonctionné.
- Les données apparaissent conformes aux connaissances régionales ; l'amortissement mesuré de la marée peut être reproduit par une théorie simplifiée, les ondes de basse fréquence ne sont pas amorties et les variations lentes de niveau en mer se mesurent dans l'étang.
- Le taux de renouvellement global de l'étang est difficile à estimer et oscille vraisemblablement entre 1 et 5 mois en fonction des conditions météorologiques.

Ces données pourront être utilisées dans l'hypothèse où un modèle hydrodynamique serait appliqué à l'étang de Diana. Le modèle sera forcé avec les niveaux mesurés en mer et le coefficient d'amortissement dans le grau sera ajusté de manière à reproduire les mesures de niveaux dans l'étang. Le modèle ainsi calé, il sera possible de calculer les volumes transitant dans le chenal et suivre le devenir dans l'étang des eaux marines, de quantifier avec plus précision le renouvellement des masses d'eau.

10 Diagnostic

Les résultats des analyses ainsi que l'ensemble des données bibliographiques recueillies ont permis de poser un diagnostic de la qualité des milieux lagunaires de Biguglia, de Diana et d'Urbino, et principalement de leur état d'eutrophisation.
Ce diagnostic a été confirmé par des grilles de lecture de la qualité des eaux lagunaires méditerranéennes élaborées dans le cadre de l'étude "Mise à jour d'indicateurs de la qualité des milieux lagunaires méditerranéens" réalisée par l'Ifremer, l'Université de Montpellier II et CREOCEAN, à la demande de l'Agence de l'eau RMC.

Ces grilles ont été appliquées aux trois lagunes étudiées pour les résultats du compartiment eau.
Il faut insister sur le fait que ce système d'évaluation concerne l'état d'eutrophisation et n'aborde pas d'autres aspects importants de la qualité biologique des écosystèmes lagunaires, tels la microbiologie, le devenir des contaminants chimiques, le phytoplancton toxique...
Les résultats des analyses ainsi que l'utilisation de la grille citée précédemment (pour la colonne d'eau uniquement), ont permis de donner un diagnostic de l'état d'eutrophisation de chacune des trois lagunes étudiées.

10.1 Etang de Biguglia

En raison d'échanges avec la mer relativement limités, et surtout très localisés, la lagune de Biguglia est un écosystème confiné, principalement dans sa partie sud. Les apports du bassin versant sont stockés, leurs possibilités de dilution en mer étant réduites, ce qui confère à Biguglia une grande sensibilité à l'eutrophisation due à l'accumulation de sels nutritifs.

La forte occupation du bassin versant par la population urbaine et par les activités agricoles, sont à l'origine des concentrations élevées en azote et phosphore mesurées dans l'eau. Les apports du bassin versant sont en grande partie drainés par de nombreux canaux d'irrigation, ce qui les rend diffus et donc difficiles à localiser. Les apports ont également contribué à enrichir le sédiment qui constitue désormais un stock susceptible d'alimenter les eaux par relargage pendant de nombreuses années.

Des concentrations élevées en ammonium par rapport aux nitrates confirment que cette lagune est sensible aux rejets des stations d'épuration.
Cet enrichissement des eaux en sels nutritifs explique les très fortes proliférations phytoplanctoniques et participe à l'enrichissement organique du sédiment.
De façon générale, les herbiers de phanérogames aquatiques sont bien représentés (13,8 % de la surface totale). Cependant, une diminution a tout de même été observée par rapport à des observations antérieures ; elle pourrait être liée à une plus grande quantité de matière organique dans le sédiment.

Les désoxygénations mesurées en période estivale montrent que cet écosystème est susceptible de subir de véritables crises anoxiques, comme c'est le cas dans un certain nombre de lagunes du Languedoc Roussillon. Elles entraînent des mortalités massives de la faune et affectent la pêche artisanale.

Les eaux lagunaires présentent une forte dessalure par rapport au milieu marin, certainement liée à l'importance des apports en eaux douces en provenance du bassin

versant (rivières et écoulements). Néanmoins, la salinité est bien plus élevée qu'en 1992 (Frisoni & Dutrieux, 1992).

Comparé au constat établi en 1992, l'ensemble de ces résultats suggère une relative restauration, cependant l'état d'eutrophisation des eaux de l'étang de Biguglia reste préoccupant. Il est donc recommandé de poursuivre les mesures prises pour diminuer les apports en éléments perturbateurs (sels nutritifs,...), et plus particulièrement les rejets urbains et d'accompagner ces mesures par un suivi régulier des paramètres d'eutrophisation.

10.2 Etangs de Diana et d'Urbino

Les lagunes de Diana et Urbino présentent toutes deux les mêmes caractéristiques, associant des profondeurs importantes et un faible taux de renouvellements des eaux.
Un à cinq mois sont nécessaires pour assurer le renouvellement des eaux de l'étang de Diana, et davantage pour Urbino, ce qui leur confère une grande sensibilité à l'eutrophisation, due à l'accumulation des apports du bassin versant en sels nutritifs.

Dans les deux cas également, ces bassins versants sont de faibles superficies et peu urbanisés, ce qui explique les résultats obtenus sur l'ensemble de l'étude.

Les concentrations en sels nutritifs mesurées dans les eaux sont un peu plus élevées qu'en milieu marin, mais restent bien inférieures à celles mesurées dans les eaux de Biguglia ou à celles rencontrées dans des étangs de même type morphologique (Thau).
Les niveaux de chlorophylles sont relativement importants et traduisent une production primaire soutenue, non explicable par les seuls flux de sels nutritifs provenant directement du bassin versant. La production primaire est largement dominée par la production régénérée issue du recyclage des sels nutritifs déposés dans le sédiment. Ce fort recyclage est du au faible renouvellement des eaux et à une reminéralisation efficace à l'interface eau-sédiment.

Dans les sédiments, les concentrations en azote, phosphore, matière organique et vases sont par contre élevées. Cette évolution pourrait être relativement récente : à Diana en particulier, on note une diminution importante (près de 50 %) des sables fins et coquilliers entre 1996 et 1999, au profit des vases. Il semble donc que l'on assiste à un envasement de cet étang.
Ces dernières années, les activités piscicole et conchylicole ont connu une forte croissance. Or, la pisciculture surtout, apporte des quantités importantes de matière organique. Bien qu'aucune crise anoxique ne se soit développée pendant le suivi, il a été observé des baisses d'oxygène dans les eaux de fond qui mettent en évidence la relative fragilité de ces écosystèmes vis à vis de ce phénomène.

Actuellement, les teneurs en éléments nutritifs mesurées dans les étangs de Diana et d'Urbino ne permettent pas de les qualifier d'étangs eutrophes. Cependant, les concentrations élevées en azote et phosphore dans le sédiment, constituant un stock susceptible d'alimenter les eaux par relargage, en font des écosystèmes très fragiles car tout apport nouveau va pouvoir s'accumuler et se recycler pendant plusieurs années. Il est donc recommandé une gestion rigoureuse de l'exploitation de ces étangs, associée à

un suivi de leurs paramètres d'eutrophisation, en complément des suivis déjà réalisés, notamment pour les activités conchylicoles des étangs par l'Ifremer.

Les **herbiers de phanérogames** aquatiques sont bien représentés à Urbino (20,7 % de la surface totale). En revanche, ils apparaissent beaucoup plus réduits au niveau de l'étang de Diana (4% de la surface totale). Les signes d'envasement mis en évidence dans ces lagunes doivent être surveillés en raison de leur impact probable sur la régression des peuplements de phanérogames.

11 Proposition d'un programme de surveillance

Les résultats obtenus lors de l'étude mettent en évidence la nécessité de mettre en place un renforcement de la surveillance des lagunes de Biguglia, Diana et Urbino, afin de permettre l'exploitation de ces dernières en terme de pêche, pisciculture et conchyliculture, mais aussi afin de conserver l'exceptionnelle diversité biologique de ces milieux. Compte tenu de la diversité des activités exercées sur les bassins versants, il serait nécessaire, pour compléter ce suivi de l'eutrophisation, d'effectuer une meilleur évaluation des apports potentiels par un suivi de la contamination chimique (métaux lourds, molécules organiques...), principaux facteurs de perturbation.
En raison des statuts privés des étangs de Diana et Urbino et de l'appartenance de l'étang de Biguglia au Conseil Général de la Haute-Corse, la mise en place de la surveillance doit être réalisée après concertation des différents propriétaires et gestionnaires de ces étangs.
En particulier, la vocation des étangs devra être confirmée. En effet un programme de surveillance doit se concevoir dans le cadre d'un plan de développement, associant l'ensemble des acteurs concernés. Si les objectifs de gestion de l'étang de Biguglia sont clairs, par son statut de Réserve Naturelle, ceux des étangs de Diana et d'Urbino, de statut privé, n'ont pas fait l'objet du même effort de concertation.
Ces réserves posées, le programme de surveillance proposé part de l'hypothèse d'une poursuite des objectifs de gestion implicite des étangs pour les années à venir, et en particulier d'une exploitation durable des ressources vivantes (pêche, aquaculture) de Diana et d'Urbino.

La caractérisation des sources potentielles de perturbation présentes sur le bassin versant des trois lagunes. Les sources de perturbation sont insuffisamment connues en termes de composition et de flux.
Les concentrations élevées en ammonium mesurées dans les eaux lagunaires de Biguglia étant susceptibles de provenir des rejets de STEP, il s'avère indispensable de contrôler le réseau d'assainissement et de surveiller leurs rejets. L'étang de Diana fait déjà l'objet d'un périmètre de protection, dont le maintien est souhaitable.

Une connaissance précise des productions de pêche dans les trois lagunes, mais aussi en aquaculture et conchyliculture à Diana et Urbino, afin de mieux gérer l'exploitation de ces milieux. L'aquaculture doit être particulièrement surveillée car son fort développement ces dernières années (principalement à Diana), conduit à des apports accrus de matière organique, responsables de l'anoxie des eaux de fond.

Une meilleure gestion des graus :
Cette gestion se traduit par une ouverture permanente ou quasi permanente du grau (dans les trois lagunes), qui permettrait une amélioration du temps de renouvellement des eaux (principalement à Urbino) diminuant ainsi les risques d'eutrophisation. Cette gestion du grau semble prioritaire à Diana et Urbino, en raison des activités aquacoles et conchylicoles.

Un suivi renforcé de la qualité du milieu :
Ce suivi doit permettre de connaître les apports en quantité et qualité des sels nutritifs, des métaux traces et des pesticides, principaux facteurs responsables de la dégradation des milieux lagunaires. Il est important qu'il soit réalisé sur chaque lagune et

concernerait la colonne d'eau, les sédiments et les macrophytes. Ce programme viendrait en complément de la surveillance institutionnelle déjà en cours, en particulier les réseaux REMI, REPHY et RNO opérés par l'Ifremer, et pourrait s'inscrire dans le cadre du Réseau Littoral Méditerranéen (RLM), au même titre que le réseau de suivi lagunaire mis en place dans le Languedoc Roussillon.

***Dans la colonne d'eau* :**
Il est recommandé un suivi de la qualité des eaux tel qu'il est présenté dans l'étude Ifremer et al., 2000 et dans le chapitre 7.1.2 de cette étude. Il est proposé de réaliser un programme de surveillance permettant de remplir une grille estivale (typiquement juin, juillet et août) de la qualité des eaux. Cette grille, complétée selon la méthode des rangs exposée au chapitre 7.2 permettra d'établir un diagnostic annuel d'état d'eutrophisation de la lagune considérée. Le programme de surveillance portera sur des prélèvements mensuels dans la colonne d'eau pendant la période estivale, en deux points à Biguglia (en subsurface) et sur un point (en subsurface et en profondeur) à Diana et Urbino. Le protocole de prélèvement et d'analyse est présenté en annexe I.

Il est possible de se contenter d'un tel suivi de la qualité des eaux à condition qu'il se situe entre deux études de diagnostic étendu des lagunes considérées, afin de valider les grilles estivales. Ce diagnostic étendu présenté au chapitre VII et détaillé dans l'étude Ifremer et al., 2000 doit être effectué tous les quatre à cinq ans.

Pour le **phytoplancton** et en complément des stations du réseau REPHY à conserver pour les étangs faisant l'objet d'une exploitation conchylicole (Diana et a priori Urbino), un suivi du phytoplancton est à mettre en place parallèlement à celui de la colonne d'eau (prélèvements au mêmes endroits et aux mêmes moments) et conformément à l'étude Ifremer et al., 2000 pour le remplissage des grilles. Les prélèvements et analyses doivent être réalisés conformément au protocole établi dans l'étude citée précédemment et qui figure en annexe II.

Pour les étangs de Diana et Urbino, il est recommandé la poursuite de la surveillance de la **qualité sanitaire des eaux conchylicoles** assurée par le réseau microbiologique (REMI), le réseau du phytoplancton et des phytotoxines (REPHY), ainsi que la mesure de la contamination chimique dans la matière vivante (chair de moules) réalisée dans le cadre du Réseau national d'Observation (RNO). Le suivi de la contamination chimique est d'ailleurs renforcé par le réseau intégrateur biologique (RINBIO) effectué par l'Ifremer et l'agence de l'eau RMC, dans le cadre du réseau littoral méditerranéen (RLM) à l'échelle de la Corse (Milieu marin et lagunaire). Ce suivi devra être poursuivi afin de valider les résultats obtenus.

En ce qui concerne le suivi des **pesticides,** le FEDELEC (Service de protection des végétaux dans l'eau) propose de conduire une étude pilote de la contamination par les pesticides sur l'un des étangs. Il est recommandé d'attendre les premiers résultats de cette étude avant d'envisager l'extension de cette surveillance.

Dans les sédiments **:**
Pour suivre l'état du sédiment aussi bien en ce qui concerne son taux de matière organique que sa charge en sels nutritifs, nous recommandons l'application de l'outil d'évaluation de la qualité trophique des milieux lagunaires (Ifremer *et al.*, 2000) qui prévoit le suivi du sédiment dans le cadre du diagnostic étendu. Les prélèvements des échantillons prélevés sur une année doivent être mensuels et répétés tous les quatre à cinq ans à raison d'un point environ tous les 50 hectares. Ce qui correspond à 29 points pour Biguglia, 14 pour Diana et 17 pour Urbino. Les prélèvements et analyses doivent être réalisés conformément au protocole établi dans l'étude citée précédemment et qui figure en annexe III.

La surveillance des micropolluants (métaux-traces) pourrait faire l'objet d'une campagne à répéter tous les 5 ans, réalisée sur 5 à 10 points à Biguglia, 3 à 5 points Diana et Urbino. Il serait judicieux de les analyser conformément au protocole RNO sédiment afin de comparer les résultats à ceux obtenus en milieu marin dans le cadre du programme RNO et du programme LIMA piloté par l'Office de l'Environnement de la Corse.

Des macrophytes **:**
Le maintien, la régression ou le développement des herbiers de phanérogames, la caractérisation des populations de macrophytes, informent sur l'évolution de la qualité du milieu. Nous proposons donc pour des zones peu profondes la mise en place de transects permanents qui devront faire l'objet d'une observation annuelle au printemps.
Nous recommandons aussi q'une étude plus complète des macrophytes soit réalisée sur le même rythme (tous les 4 à 5 ans) et à la même période que celle du sédiment, c'est à dire en juin. Cette étude s'effectuerai au moment du diagnostic étendu proposé dans l'étude Ifremer *et al.*, 2000. Les prélèvements et analyses doivent être réalisés conformément au protocole établi dans l'étude citée précédemment et qui figure en annexe IV.

De la macrofaune benthique **:**
L'outil d'évaluation de la qualité trophique des milieux lagunaires recommande une étude de la macrofaune benthique intégrée au diagnostic étendu. Celle-ci, réalisée tous les 4 à 5 ans apporterai des informations complémentaires sur l'état d'eutrophisation des lagunes étudiées. Les prélèvements et analyses doivent être réalisés conformément au protocole établi dans l'étude citée précédemment et qui figure en annexe V.

Choix des points d'échantillonnage
Le choix des stations tel qu'il a été fait pour l'étude de caractérisation est à conserver à priori. A l'issue d'un premier cycle, avant de redémarrer un diagnostic étendu, il sera alors possible d'analyser plus finement les résultats obtenus afin de détecter les redondances éventuelles, pouvant ainsi conduire à une optimisation du dispositif, aussi bien en ce qui concerne le sédiment que la colonne d'eau ou les macrophytes.

Conclusion

Dans le cadre du programme INTERREG II, nous avons mené une étude de la qualité trophique des trois étangs les plus importants du littoral de la Corse : les étangs de Biguglia, de Diana et d'Urbino. Cette étude comprend à la fois un échantillonnage et un traitement de données conséquents. Elle résulte d'une collaboration entre l'Ifremer, l'équipe Ecosystèmes Littoraux de l'Université de Corse, les laboratoires hydrobiologie, de cryptogamie et du CIRAD, de l'Université de Montpellier II et la Réserve Naturelle de l'Etang de Biguglia, qui nous a permis d'établir un diagnostic de l'eutrophisation. Ce diagnostic a été établi à partir d'une étude de trois compartiments désignés comme indicateurs trophiques des milieux (IARE, 1994), à savoir, le sédiment, la colonne d'eau (incluant le phytoplancton) et les macrophytes. Les résultats concernant la colonne d'eau ont été confirmés par l'outil d'évaluation de la qualité trophique des milieux lagunaires (Ifremer *et al.*, 2000). Il a également été pris en compte les paramètres physiques et hydrologiques des étangs. Un suivi des échanges entre mer et lagune (mesure des flux) a été réalisé pour l'étang de Diana où il est prévu d'aménager un grau.
Ainsi, le travail sur le terrain a été mené pendant une période d'une année (septembre 1998 à septembre 1999).

Si la situation de l'étang de Biguglia semble s'être améliorée depuis le dernier constat établi en 1992, cet écosystème n'en reste pas moins sensible à l'eutrophisation. En effet, compte tenu des concentrations en sels nutritifs (azote et phosphore) mesurées dans les eaux et le sédiment, des fortes proliférations phytoplanctoniques observées (liées aux apports en sels nutritifs), et des désoxygénations mises en évidence en période estivale, cet écosystème est susceptible de subir de véritables crises anoxiques.
Il est intéressant de noter que ses eaux présentent des concentrations élevées en ammonium par rapport aux nitrates, ce qui suggère que cet étang est principalement eutrophisé par des apports urbains.

En revanche, les étangs de Diana et d'Urbino ont présenté des concentrations en sels nutritifs dans l'eau relativement faibles. Cependant, les concentrations élevées en azote, phosphore et matière organique (principalement à Urbino) dans le sédiment sont bien plus importantes que celles rencontrées à Biguglia et dans les lagunes du Narbonnais et du Languedoc Roussillon.
Le développement récent des activités piscicoles et conchylicoles est susceptible d'enrichir le sédiment en matière organique. Or, compte tenu du faible taux de renouvellement des eaux (surtout à Urbino), de tels risques de perturbation de ces écosystèmes lagunaires doivent être sérieusement pris en compte, car tout apport nouveau va pouvoir s'accumuler et se recycler pendant plusieurs années.

Le suivi des échanges entre la mer et la lagune nous a permis d'estimer de 1 à 5 mois le temps de renouvellement des eaux de l'étang de Diana. Il serait intéressant de réaliser cette étude sur les autres étangs.

Cette étude confirme la vitalité importante des herbiers au niveau des étangs Corses. Il sont en effet bien représenté surtout à Biguglia et à Urbino où ils occupent respectivement 13,8 % et 20, 7 % de la surface totale. Toutefois, les signes d'envasement mis en évidence dans ces lagunes doivent être surveillés en raison de leur impact probable sur la régression des peuplements de phanérogames.

Les objectifs initiaux de l'étude ont été atteints. L'état d'eutrophisation des trois principales lagunes Corses a été caractérisé et les résultats obtenus ont permis d'établir un programme de surveillance renforcé.
Le caractère à la fois fragile et productif des écosystèmes présents a été confirmé. Les processus de l'eutrophisation de chaque étang sont maintenant mieux connus : importance des apports pour Biguglia, rôle du sédiment pour Diana et Urbino et des apports aquacoles, faiblesse dans tous les cas du renouvellement des eaux, en particulier pour Urbino.

La mise en place du programme de surveillance renforcée proposé doit s'accompagner d'une véritable concertation sur les objectifs de gestion durable à déterminer pour ces étangs, en particulier pour Diana et Urbino, au statut privé.

La qualité de la collaboration qui s'est instituée entre les différentes équipes qui ont participé à la présente étude est de bon augure pour la poursuite de la démarche en cours.

Références bibliographiques

AGENC, 1989. Etang de Biguglia, Haute Corse. Dossier scientifique. Propositions pour la création d'une réserve naturelle. Rapp. AGENC, IARE, SRAE & Club Ornithologique Association des amis du PNRC : 110p.

AGOSTINI S., PERGENT G., CAPIOMONT A., PERGENT-MARTINI C., 1997. Les étangs de Corse, Etat de référence 1997. Contrat Equipe Ecosystèmes Littoraux – Université de Corse / Office de l'Environnement de la Corse & IFREMER : 34p.

AMINOT A. & CHAUSSEPIED M., 1983. Manuel des analyses chimiques en milieu marin. Centre National Pour l'Exploration des Océans (C.N.EX.O) : 380p+ Ann.

BARNABE G. & BARNABE-QUET R., 1997. *Ecologie et aménagement des eaux côtières. Lavoisier* : 383p.

BOULMER M., LORENZONI C., CANTERA J.P., 1997. Plan de gestion de la Réserve Naturelle de l'Etang de Biguglia. Conseil Général de la Haute-Corse : 243p.

CABIOC'H J., FLOC'H J.Y., LE TOQUIN A., BOUDOURESQUE C.F., MEINESZ A., VERLAQUE M., 1992. Guide des algues des Mers d'Europe. Delachaux & Niestlé édit., Paris : 231p.

CANOVAS S., SANCHO S., DUTRIEUX E., 1996. Diagnostic hydrologique et hydrobiologique de l'étang de Palo, Corse. Rapp. IARE réalisé pour le compte du Conservatoire du Littoral et de l'Agence de l'Eau RMC : 155p + Ann.

CASABIANCA M.L. DE, 1967. Etude écologique des étangs de la cote orientale (Corse). *Bull. Soc. Sci. Hist. Nat. Corse*, 1 : 41-75.

CASABIANCA M.L. DE, KERAMBRUN P., 1972. Etude écologique relative à la présence d'une population de *Sphaeroma ghigii* Arc. (Crustacé, Isopode flabellifère) dans l'étang d'Ubino (Corse orientale). *Rapp. P.V. Commiss. Int. Explor sci. Mer Médit.*, 20 (4) : 491-493.

CASABIANCA M.L. DE, KIENER A. & HUVE H., 1972-73. Biotopes et biocénoses des étangs saumâtres corses : Biguglia, Diana, Urbino, Palo. *Vie et milieu*, 23 (2C) : 187-227.

CAUMETTE P., 1978. *Participation des bactéries phototrophes sulfo-oxydantes dans le métabolisme du soufre en milieu lagunaire méditerranéen (Etang du Prévost). Etude des crises dystrophiques (Malaïgues)*. Thèse Univ. Montpellier : 171p.

CAUMETTE P. & BALEUX B., 1980. Etude des eaux rouges dues à la prolifération des bactéries photosynthétiques sulfo-oxydantes dans les étangs du Prévost, lagune saumâtre méditerranéenne. *Mar. Biol.* 56 : 183-194.

CAYE G., 1989. *Sur la morphogenèse, le cycle végétatif et le reproduction de deux phanérogames marines de Méditerranée : Posidonia oceanica (Linnaeus) Delile et Cymodocea nodosa (Ucria) Ascherson.* Thèse habilitation, Univ. Nice : 1-229.

CAYE G. MEINESZ, 1985. Observations of the vegetative development, flowering and seeding of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson on the mediterraean coast of France. *Aquatic Botany*, 22 : 277-289.

CEMAGREF, 1986. Ressources naturelles et possibilités de développement aquacole sur les étangs de Biguglia, Diana, Urbino et Palo. Rapp. CEMAGREF & Ifremer : 43 p. + Ann.

CEMAGREF & IARE, 1994. Recherche et indicateur de niveaux trophiques dans les lagunes méditerranéennes. Analyse bibliographique. Rapp. CEMAGREF & IARE / Agence RMC : 113p.

CLANZIG S., 1992. Impact des activités aquacoles sur le benthos de la lagune d'Urbino (Corse). Document du C.I.E.L., N°15 : 22p.

COEURDACIER P., 1987. Rapport d'activité sur les étangs de Diana et d'Urbino. Ifremer Santa Maria di Poggio : 14-24.

CONGDON R.A., MC COMB A.J., 1979. Productivity of Ruppia : seasonal changes and dependence on light in an Australian estuary. *Aquatic Botany*, 6 : 121-132.

CTGREF, 1978. Inventaire des zones humides du littoral oriental corse. Mission interministérielle pour la protection et l'aménagement de l'Espace Naturel Méditerranéen/CTGREF, Etude 7 : 225p.

CUENCA, J.C., GAUTIER A., ALESANDRI J., 1989. Des étangs pour Lucullus, l'aquaculture en Corse. Collection vivre en Corse. Document du C.R.D.P. de la Corse : 117p.

DESLOUS-PAOLI J.M., 1997. Proposition de programme 1997-2000. Programme P.N.O.C.II, Atelier : Lagunes Méditerranéennes. Ifremer : 52p.

DILORENZO, J.L. 1988 : The overtide and filtering response of small inlet/bay systems. In *Hydrodynamics and Sediment Dynamics of Tidal Inlets* (Aubrey, D.G. and Weishar, L. eds) Lecture Notes on Coastal and Estuarine Studies, vol 29, Springer-Verlag, New York, pp 24-53.

DUTRIEUX E., 1997. Les phénomènes d'eutrophisation. Stage « lagunes », 30 juin - 3 juillet 1997, Haute Corse : 20p.

FERNANDEZ C., FERRAT L., PERGENT-MARTINI C., PERGENT G., 2000. Les étangs littoraux de Corse : Surveillance des peuplements de phanérogames aquatiques.

Contrat Equipe Ecosystèmes Littoraux – Université de Corse & Ifremer, N° 98 3 581187 : 1-46.

FIGARELLA M., 1986. Une zone humide fragile et menacée : l'étang de Biguglia. CAUE, CDDP, PNRC, Bastia : 66p.

FIOM & IFREMER, 1985. Programmes intégrés méditerranéens. Enquêtes préliminaires, enquêtes sur l'assainissement et l'aménagement des étangs côtiers en Corse. Rapp. Fonds d'Intervention et d'Organisation des Marchés des produits de la pêche maritime et de la conchyliculture (FIOM) et IFREMER pour CEE, Secrétariat d'Etat chargé de la Mer, Région Corse : 66p.

FRISONI G.F., 1980. Les zones humides du Littoral Oriental Corse. In : Colloque National des Zones Humides Littorales, « Aquaculture et Faune Sauvage », Montpellier, 17-19 juin 1980, *Bull. Mens. Off. Nat. Chasse* : 49-54.

FRISONI G.F., 1981. Les étangs corses. Revue information SOMIVAC, 97 : 15-25.

FRISONI G.F., 1997. Le milieu lagunaire : organisation et fonctionnement. Stage « Lagunes », 30 Juin –3 Juillet 1997, Haute Corse : 17p.

FRISONI G.F. & DUTRIEUX E., 1992. L'étang de Biguglia – Diagnostic écologique 1991-1992. Rapp. IARE : 167p.

GAZZOLA R., 1999. *Caractérisation des peuplements et types de fonds de l'étang de Diana (Corse-méditerranée).* Mém. IUT "Génie de l'Environnement", Univ. Corse : 1-31 + Ann.

GILBERT F., SOUCHU P., Bianchi M., Bonin P., 1997. Influence of shellfish farming activities on nitrification, nitrate reduction to ammonium and denitrification at the water-sediment interface of the Thau lagoon, France. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 151 : 143-153.

GOUBIN C., 1990. Les phanérogames marines de l'étang de Diana (Haute Corse) étude cartographique et biologique. DEA "Environnement marin", Univ. Aix-Marseille II : 26p. + Ann.

GOUBIN C., LOQUES F., 1991. Germinating *Zostera noltii* Hornemann found in the Etang de Diana, Corsica. *Aquat. bot.*, 42(1) : 75-79.

GUELORGET O., & PERTHUISOT J.P., 1983. Le domaine paralique : expressions géologiques, biologiques et économiques du confinement. Presse de l'Ecole Normale Supérieure, 4 (16) : 136p.

IARE, 1992. Proposition en vue de la définition d'un schéma de developpement de l'aquaculture sur les côtes de Corse. Rapp. IARE / Service Etudes & Aides ECONOMIQUES, Collectivité Territoriale de Corse : 1-106 + Annexes.

I.D. SCOPE, COLLECTIVITE TERRITORIALE DE CORSE, 1996. Etude de la faisabilité pour la création d'un Centre de biologie marine et de transfert de technologie : 101p.

IFREMER, CREOCEAN, UNIVERSITE DE MONTPELLIER II, 2000. Mise à jour d'indicateurs de la qualité des milieux lagunaires. Marché public n° 989051. Rapp. Final Ifremer/DEL/SETE: 423p.

KJERFVE B., 1994. Coastal lagoon. In "Coastal Lagoon Processes", Kjerfve B. ed., Elsevier Sciences Publishers, Elsevier Oceanography Series, 60: 1-8.

KOROLEFF F., 1976. Determination of nutrients. In : Grasshoff K (ed) Methods of seawater analysis. Verlag Chemie, Weinheim, 117-182.

LAZURE P., 2000. Mesures marégraphiques dans l'étang de Diana, présentation des résultats. *Rapp. int.* IFREMER/DEL/AO : 11p.

LE BRUN E. & CATANZANO J., 1986. Bilan économique de l'exploitation des étangs de Corse orientale. Rapp. CRPEE pour Ifremer & Syndicat Aquaculteurs Corses : 32p.

LONGERE P., DOREL D., MARIN J., 1972. Etude bathymètrique et sédimentologique des étangs de Diana et d'Urbino en Corse. *Rev. trav. Inst. Pêches marit.*, 36 (1) : 31-45.

MAZZELLA L., 1990. Il ruolo dei sistemi a fanerogame marine nell'economia delle communità costiere ed i problemi causati dal distrubo antropico. In "*Inquinamento ed ecosistemi acquatici*", Atti Congresso Ordine Nazionale dei Biologi (ed. S. Dumontet & E. Landi) : 103-116.

MAZZELLA L., SCIPIONE M.B., BUIA M.C., RUSSO G.F., 1986. In situ measurements and sampling techniques on *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson prairies. *Rapp. Commiss. internation. Explor. sci. Médit.*, 30 (2) : 265p.

MAZZELLA L., GAMBI M.C., SCIPIONE M.B., BUIA M.C., LORENTI M., ZUPO V., RUSSO G.F., CANCEMI G., PROCACCINI G., 1993. An overview on functioning mechanisms of the Posidonia ecosystem in the mediterranean sea. In "*International workshop on seagrass biology*", Kominato 24-26 August 1993.

MENESGUEN A., 1991. Présentation du phénomène d'eutrophisation littorale. La mer et les rejets urbains. Ifremer Ed., Brest : 35-52.

METHA, 1.J. AND OZSOY, A.E. 1978 : Inlet hydraulics. *In Stability of Tidal Inlets – Theory and Engineering* (Brunn, P. ed.) Elsevier Publishing Co., New York, NY 96p.

MIMAULT B., 1999. *Les macrophytes comme indicateurs du niveau trophique lagunaire.* Rapp. DESS « Ecosystèmes Méditerranéens », Univ. Corse : 51 p + Ann.

MORATI M., 1972. Rapport géologique sur un projet de protection de l'étang d'Urbino. Commune de Ghisonaccia, action sanitaire et sociale N°Egp/713.27.72 : 31 p.

MURPHY J. & RILEY J.P., 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal Chim Acta* 27 : 31-36.

NEVEUX J., LANTOINE F., 1993. Spectrofluorometric assay of chlorophylls and phaeopigments using the least squares approximation technique. *Deep Sea Res* 9: 1747-1765.

ORSONNEAU S., 1994. *Contribution à la connaissance du milieu littoral marin en Corse. Création d'une banque de données bibliographique. Elaboration d'un protocole d'étude*. Mém. DESS « Ecosystèmes Méditerranéens », Univ. Corse : 56p. + Ann.

PASQUALINI V., 1997. *Caractérisation des peuplements et types de fonds le long du littoral corse (Méditerranée, France).* Thèse de Doctorat « Ecologie marine », Univ. Corse : 180p+Ann.

PASQUALINI V., PERGENT-MARTINI C., FERNANDEZ C., PERGENT G., 1997. The use of airborne remote sensing for benthic cartography : advantages and reliability. *International Journal Remote Sensing*, 18(5) : 1167-1177.

PEARCE F., CRIVELLI A.J., 1994. Caractéristiques générales des zones humides méditerranéennes. Conservation des zones humides méditerranéennes, Programme MedWet, Fondation Tour du Valat publish., Arles : 89p.

PEREZ M., ROMERO J., 1994. Growth Dynamics, Production, and Nutrient Status of the Seagrass *Cymodocea nodosa* in a Mediterranean Semi-Estuarine Environment. *Marine Ecology, PSZNI*, 15(1) : 51-64.

PERGENT G., PERGENT C., VUIGNIER G., 1988. Données préliminaires sur les herbiers de phanérogames marines du banc d'Arguin (Mauritanie). GIS Posidonie publ. : 1-55.

PERGENT-MARTINI C., FERNANDEZ C., AGOSTINI S., PERGENT G., 1997. Les étangs de Corse, Bibliographie – Synthèse 1997. Contrat Equipe Ecosystèmes Littoraux – Université de Corse / Office de l'Environnement de la Corse & Ifremer : 269p.

PERGENT-MARTINI C., FERNANDEZ C., AGOSTINI S., PERGENT G., 1999. Les étangs de Corse, mise en place d'un système de surveillance de phanérogames aquatiques. Contrat Equipe Ecosystèmes Littoraux – Université de Corse & IFREMER / 1-32.

PERGENT-MARTINI C., FERNANDEZ C., PASQUALINI V., PERGENT G., SEGUI C., TOMASZEWSKI J.E., 2000. Les étangs littoraux de Corse : Cartographie des

peuplements et types de fonds. Contrat Equipe Ecosystèmes Littoraux – Université de Corse & Ifremer, N° 99 3 514004 : 33p.

RAIMBAULT P & SLAWYK G, 1991. A semiautomatic, wet-oxidation method for the determination of particulate organic nitrogen collected on filters. *Limnol. Oceanogr.* 36 : 405-408.

RAMADE F., 1990. La conservation des écosystèmes littoraux méditerranéens. *Bull. soc. Zool. France*, 114(3) : 121-136.

REYES J., SANSON M., AFONSO-CARILLO J., 1995. Leaf phenology, growth and production of the seagrass *Cymodocea nodosa* at El Medano (south of Tenerife, Canary Islands). *Botanica Marina*, 38 : 457-465.

RISMONDO A., CURIEL D., MARZOCCHI M., SCATTOLIN M., 1997. Seasonal pattern of *Cymodocea nodosa* biomass and production in the lagoon of Venice. *Aquatic Botany*, 58(1) : 55-64.

RODEN E.E. & TUTTLE J.H., 1992. Sulfide release from estuarine sediment underlying anoxic bottom water. *Limnol. Oceanogr.* 37 : 725-738.

SACCHI C., 1985. Le sel de La Palice : réflexion sur le paralin méditerranéen. *Mem. Biologia marina e di Oceanografia*, 15 : 71-89.

SEMROUD R., PERGENT G., BERTRANDY M.C., 1990. Cartographie des peuplements de macrophytes benthiques (Algues et Phanérogames) dans les étangs de Berre et de Vaïne (Bouches -du-Rhône, France). Contrat Agence de l'Eau/GIS Posidonie & Cellule Qualité des Eaux Littorales 13, Fr. : 1-52.

SFRISO A., GHETTI P.F., 1998. Seasonnal variation in biomass, morphometric parameters and production of seagrasses in the lagoon of Venice. *Aquatic Botany.*, 61 : 1-17.

SOMIVAC, 1981a. Ecologie de l'étang de Biguglia. Surveillance des eaux – campagne 1980-1981. Rapp. SOMIVAC & CEMAGREF / Mission interministérielle Protection et Aménagement Espace Naturel Méditerranéen : 15p + Ann.

SOMIVAC, 1981b. Ecologie des étangs de Diana et Urbino. Surveillance des eaux – campagne 1980-1981. Rapp. SOMIVAC & CEMAGREF / Mission interministérielle Protection et Aménagement Espace Naturel Méditerranéen : 5p + Ann.

SOMIVAC & CTGREF, 1979. Etude des écosystèmes des étangs de Biguglia, Diana et Urbino. Rapp. SOMIVAC & CTGREF / Mission Interministérielle pour la Protection et l'Aménagement de l'Espace Naturel Méditerranéen : 1-59 + Ann.

SOUCHU P., ABADI E., VERCELLI. C, BUESTEL D. SAUVAGNARGUES J.C., 1998. La crise anoxique du bassin de Thau de l'été 1997. Bilan du phénomène et perspectives. *Rapp. Int.* Ifremer/DEL/SETE. 33p.

TERRADOS J., ROS J.D., 1992. Growth and primary production of *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in a Mediterranean coastal lagoon : the Mar Menor (SE Spain). *Aquatic Botany*, 43 : 63-74.

THINGSTAD, TF., RASSOULZADEGAN F. 1995. Nutrient limitation, microbial food webs, and "biological C-pumps": suggested interactions in a P-limited Mediterranean. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 117:229-306.

TITEUX A., 1997. *Du bassin versant aux écosystèmes adjacents : modelisation des flux des métaux toxiques d'une lagune méditerranéenne.* Mem. DESS « Ecosystèmes Méditerranéens ». Univ. Corse : 1-48 + Ann.

TREGUER P & LE CORRE P, 1975. Manuel d'analyse des sels nutritifs dans l'eau de mer. Utilisation de l'autoanalyseur II, Technicon. L.O.C. Univ. Bretagne Occidentale, Brest : 110p.

TUTTLE JH., JONAS RB., MALONE TC., 1987. Origin, development and significance of Chesapeake Bay anoxia. *in* Contaminant problems and management of living Chesapeake Bay resources. S.K. Majumbar et *al.,* Eds. *Pennsylvania Academic Sci.* : 442-472.

VAULOT D. & FRISONI G.F., 1981. Primary productivity and nutrients in some mediterranean lagoons : General processes and empirical relation schips. Communication oral. Symposium ISCOL-UNESCO. Bordeaux, sept. 1981.

WEISS R.F., 1970. The saturation of nitrogen, oxygen, and argon in water and sea water. *Deep Sea Res* 17 : 721-735.

Liste des figures

Figure 1 : Localisation des sites étudiés : étangs de Biguglia, Diana et Urbino (Corse)

Figure 2 : Photographie de l'étang de Biguglia.(Cliché : Réserve Naturelle de l'Etang de Biguglia)

Figure 3 : Présentation de l'étang de Biguglia

Figure 4 : Photographie aérienne de l'étang de Diana.
Equipe Ecosystèmes littoraux de l'Université de Corse (cliché réalisé par la Compagnia Generale Ritrescaeree, Parme, Italie)

Figure 5 : Présentation de l'étang de Diana d'après Ifremer *et al.*, 2000

Figure 6 : Photographie aérienne de l'étang d'Urbino
Equipe Ecosystèmes littoraux de l'Université de Corse (cliché réalisé par la Compagnia Generale Ritrescaeree, Parme, Italie)

Figure 7 : Présentation de l'étang d'Urbino d'après Ifremer *et al.*, 2000

Figure 8 : Fonctionnement d'un écosystème lagunaire et chaîne alimentaire (Ifremer)

Figure 9 : Processus de photosynthèse et décomposition d'après Dutrieux, 1997 Matière minérale = azote + phosphore

Figure 10 : Schéma général de la circulation des composés azotés dans un écosystème lagunaire

Figure 11 : Equations simplifiées des principales réactions de minéralisation de la matière organique d'après Souchu *et al.*, 1998.

Figure 12 : Schéma illustrant le départ et la propagation des anoxies à partir du fond d'après Souchu *et al.*, 1998.

Figure 13 : Schéma illustrant le départ et la propagation des anoxies à partir du fond d'après Souchu *et al.*, 1998.

Figure 14 : Résumé des caractéristiques du diagramme « boite à mousache ». Exemple de distribution avec 13 valeurs

Figure 15 : Distribution des profondeurs dans les lagunes corses (bleu roi) en comparaison avec d'autres lagunes (bleu ciel)

Figure 16 : Distribution de la matière organique dans les lagunes corses (bleu roi) en comparaison avec d'autres lagunes (bleu ciel)

Figure 17 : Pourcentage de sables fins (50-200µm) dans les lagunes corses (bleu roi) en comparaison avec d'autres lagunes méditerranéennes (bleu ciel)

Figure 18 : Pourcentage de sables fins (0-50µm) dans les lagunes corses (bleu roi) en comparaison avec d'autres lagunes méditerranéennes (bleu ciel)

Figure 19 : Distribution des concentrations en azote total dans les sédiments des lagunes corses (bleu roi) en comparaison avec d'autres lagunes méditerranéennes (bleu ciel)

Figure 20 : Distribution des concentrations en phosphore total dans les sédiments des lagunes corses (bleu roi) en comparaison avec d'autres lagunes méditerranéennes (bleu ciel)

Figure 21 : Protocole de prélèvements et de traitement de l'eau sur le bateau d'après Ifremer *et al.*, 2000

Figure 22 : Protocole de traitement des échantillons d'eau d'après Ifremer *et al.*, 2000

Figure 23 : Salinité des lagunes corses (bleu) en comparaison avec d'autres lagunes méditerranéennes

Figure 24 : Evolution de la salinité (sans unité) de septembre 1998 à septembre 1999 à Biguglia (A), Diana (B), Urbino (C) et en mer (en noir). Les cumuls mensuels de précipitations aux stations météorologiques de Poretta (pour Biguglia) et d'Alistro (pour Diana et Urbino) sont indiquées en mm.mois^{-1}

Figure 25 : Température des lagunes corses (bleu) en comparaison avec d'autres lagunes méditerranéennes

Figure 26 : Evolution de la température de septembre 1998 à septembre 1999 à Biguglia (A), Diana (B) Urbino (C) et en mer

Figure 27 : Evolution du pourcentage de saturation en oxygène dans les eaux de Biguglia (A), Diana (B) et Urbino (C), de septembre 1998 à septembre 1999

Figure 28 : Evolution de la turbidité de septembre 1998 à septembre 1999 à Biguglia (A), Diana (B), Urbino (C) et en mer (en noir)

Figure 29 : Turbidité des lagunes corses (bleu) en comparaison avec d'autres lagunes méditerranéennes

Figure 30 : Teneur en ammonium des lagunes corses (bleu) en comparaison avec d'autres lagunes méditerranéennes

Figure 31 : Evolution des concentrations en ammonium de septembre 1998 à septembre 1999 à Biguglia (A), Diana (B), Urbino (C) et en mer (en noir)

Figure 32 : Teneur en nitrites des lagunes corses (bleu) en comparaison avec d'autres lagunes méditerranéennes

Figure 33 : Teneur en nitrates des lagunes corses (bleu) en comparaison avec d'autres lagunes méditerranéennes

Figure 34 : Evolution des concentration de nitrites de septembre 1998 à septembre 1999 à Biguglia (A), Diana (B), Urbino (C) et en mer (en noir)

Figure 35 : Evolution des concentration de nitrates de septembre 1998 à septembre 1999 à Biguglia (A), Diana (B), Urbino (C) et en mer (en noir)

Figure 36 : Teneur en NID des lagunes corses (bleu) en comparaison avec d'autres lagunes méditerranéennes

Figure 37 : Teneur en phosphates des lagunes corses (bleu) en comparaison avec d'autres lagunes méditerranéennes

Figure 38 : Evolution des concentrations en NID de septembre 1998 à septembre 1999 à Biguglia (A), Diana (B), Urbino (C) et en mer (en noir)

Figure 39 : Evolution des concentrations en phosphates de septembre 1998 à septembre 1999 à Biguglia (A), Diana (B), Urbino (C) et en mer (en noir)

Figure 40 : Teneur en silicates des lagunes corses (bleu) en comparaison avec d'autres lagunes méditerranéennes

Figure 41 : Teneur en azote total des lagunes corses (bleu) en comparaison avec d'autres lagunes méditerranéennes

Figure 42 : Evolution des concentrations en silicates de septembre 1998 à septembre 1999 à Biguglia (A), Diana (B), Urbino (C) et en mer

Figure 43 : Evolution des concentrations en azote total de septembre 1998 à septembre 1999 à Biguglia (A), Diana 5b), Urbino (C) et en mer (en noir)

Figure 44 : Evolution des concentrations de chlorophylle-a de septembre 1998 à septembre 1999 à Biguglia (A), Diana (B), Urbino (C) et en mer (en noir)

Figure 45 : Teneur en chlorophylle-a des lagunes corses (bleu) en comparaison avec d'autres lagunes méditerranéennes

Figure 46 : Les étapes du traitement des photographies aériennes

Figure 47 : Carte des peuplements et types de fond de l'étang de Biguglia

Figure 48 : Principaux biotopes de l'étang de Biguglia (Casabianca, 1972-73)

Figure 49 : Répartition de la végétation en mai 1991 (Frisoni & Dutrieux, 1992)

Figure 50 : Carte de végétation de l'étang de Biguglia (Orsonneau, 1994)

Figure 51 : Représentation graphique des différentes surfaces occupées par les peuplements et types de fonds de l'étang de Biguglia en 1996 (Agostini *et al.*, 1997) et en 1999

Figure 52 : Localisation des peuplements et types de fonds de l'Etang de Diana en 1999

Figure 53 : Représentation graphique des différentes surfaces occupées par les peuplements et types de fonds de l'étang de Diana en 1996 (Gazzola, 1999) et en 1999.

Figure 54 : Localisation des peuplements et types de fonds de l'Etang d'Urbino en 1999

Figure 55 : Représentation graphique des différentes surfaces occupées par les peuplements et types de fonds de l'étang d'Urbino en 1990 (données inédites), 1994 (Pasqualini *et al.*, 1997), 1996 (Agostini *et al.*, 1997) et 1999 (cette étude).

Figure 56 : Protocole de traitement des échantillons d'eau

Liste des tableaux

Tableau I : Caractéristiques générales des sites étudiés

Tableau II : Salinité moyenne des bassins nord et sud de l'étang de Biguglia, d'après les données de Frisoni & Dutrieux, 1992 et de cette étude

Tableau III : Surfaces occupées par les principaux peuplements et types de fonds de l'étang de Biguglia

Tableau IV : Estimation de la fiabilité cartographique de l'étang de Biguglia

Tableau V : Biomasse algale (en g de poids sec. m^{-2}) de l'étang de Biguglia

Tableau VI : Evaluation des surfaces occupées par les peuplements et types de fonds de l'étang de Diana en 1999

Tableau VII : Estimation de la fiabilité cartographique de l'étang de Diana

Tableau VIII : Variation de la densité de *Cymodocea nodosa* en fonction du site étudié (nb faisceaux/m^2, valeurs minimale et maximale)

Tableau IX : Biomasse algale (en g de poids sec. m^{-2}) de l'étang de Diana

Tableau X : Evaluation des surfaces occupées par les peuplements et types de fonds de l'étang d'Urbino en 1999

Tableau XI : Estimation de la fiabilité cartographique de l'étang de d'Urbino

Tableau XII : Biomasse algale (en g de poids sec. m^{-2}) de l'étang d'Urbino

Tableau XIII : Liste du matériel à embarquer pour la mesure et l'échantillonnage des variables retenues pour le remplissage de la grille de qualité de l'eau des lagunes

Tableau XIV : Ordre des opérations à effectuer sur le bateau pour la mesure et l'échantillonnage des variables de la grille de qualité de l'eau

Tableau XV : Feuille de terrain à remplir lors de chaque campagne de mesures et de prélèvements de la colonne d'eau

Annexes

ANNEXE I
Protocole de prélèvement et d'analyse de la colonne d'eau

PARAMETRE DE LA COLONNE D'EAU

Domaine d'application

Les résultats de l'étude montrent que les valeurs de turbidité dans l'eau des lagunes peuvent augmenter sous l'action des vents qui remettent en suspension les sédiments superficiels. Dans un tel cas, la grille n'est pas applicable car elle indiquerait un état artificiellement dégradé par les particules en suspension. Il est difficile, à l'heure actuelle, de donner les conditions météorologiques précises qui permettent le prélèvement pour remplir la grille. Il faudrait pour cela entreprendre une étude de la remise en suspension des sédiments dans chaque lagune concernée. On peut considérer dans une première approche qu'un vent d'une vitesse de 10 m/s invalide les prélèvements pendant les trois jours qui suivent.

L'étude a permis de mettre en évidence l'influence de la profondeur sur les résultats de la grille, en particulier lorsque celle-ci dépasse 5 m comme c'est le cas à Thau et dans les lagunes de Diana et Urbino. Il ne nous a pas semblé opportun de procéder à une «correction de profondeur» comme pour les sédiments car l'application brute de la grille dans les environnements lagunaires «profonds» permet de mettre en évidence les risques d'anoxie dans les eaux de fonds.

La grille a été construite à partir d'un jeu de données présentant une grande amplitude de salinité, partant d'eaux presque douces dans l'étang de Campignol à des eaux plus salées que le milieu extérieur comme dans le cas de Gruissan. La grille peut donc être appliquée dans tous les milieux lagunaires, même ceux dont la salinité est abaissée artificiellement par l'utilisation d'ouvrage comme les portes anti-sel (Or, Vendres).

Stratégie d'échantillonnage

Dans l'eau, la variabilité temporelle des paramètres prime sur la variabilité spatiale. L'objectif est donc d'identifier dans les lagunes à étudier le bassin ou les sous-bassins au centre desquels le point de prélèvement doit être placé. Dans le cas où un modèle hydrodynamique de la lagune aurait été effectué, on peut vérifier que la station de routine est bien placée au centre d'une «boîte hydrodynamique». Lorsque la profondeur de la lagune dépasse couramment 3,5 m, il est indiqué d'échantillonner en surface et au fond.

L'application de la grille sur l'année nécessite d'effectuer des mesures mensuelles en respectant l'année «hydrologique». Le suivi doit se dérouler en commençant par la saison pluvieuse, soit à partir de septembre, et donc se terminer en septembre, soit une durée de 13 mois. La grille ne peut être appliquée si les prélèvements ne sont pas répartis correctement sur les 13 mois.

La grille d'été (plus sévère que celle effectuée sur l'année) peut être appliquée à raison de 3 campagnes d'échantillonnage réparties sur les mois d'été (juin, juillet et août).

Prélèvements

Les prélèvements doivent être effectués à l'aide d'une embarcation motorisée à fond plat n'entraînant pas de remise en suspension. Il est arrivé que les bateaux actuellement disponibles ne soient pas opérationnels dans certaines lagunes peu profondes (La Palme). Dans ce cas, les mesures et prélèvements étaient effectués à pied à l'aide de «Waders» et en transportant les sondes sur un petit bateau pneumatique. C'était une opération délicate risquant d'entraîner la remise en suspension des sédiments. Pour un suivi en routine, il semble maintenant impératif d'utiliser un bateau n'exigeant pas la présence d'un plan incliné pour sa mise à l'eau. C'est la seule façon d'atteindre dans de bonnes conditions le centre des grandes lagunes comme celle du Canet. La liste de matériel à embarquer est indiquée tableau XIII.

Tableau XIII : Liste du matériel à embarquer pour la mesure et l'échantillonnage des variables retenues pour le remplissage de la grille de qualité de l'eau des lagunes

LISTE MATERIEL POUR QUALITE DE L'EAU
- G.P.S. **- sondes : (température, salinité, oxygène)** **- 1 flacon de 2 L (bouteille hydro pour lagunes > 3,5 m**

Tableau XIV : Ordre des opérations à effectuer sur le bateau pour la mesure et l'échantillonnage des variables de la grille de qualité de l'eau

PROTOCOLE DE PRELEVEMENT POUR LA GRILLE DE QUALITE DE L'EAU

- Prendre le **point G.P.S**

- Mesurer la **température, la salinité et l'oxygène**

- **Prélèvement d'eau** :

En surface : Rincer 2 fois le flacon de prélèvement et son bouchon.
Immerger le flacon bouché puis retirer le bouchon sous l'eau.
Attendre son remplissage en laissant une bulle d'air.
Refermer le flacon sous l'eau.

Pour les lagunes de profondeur supérieure à 3,5 m :

Au fond : Utiliser une bouteille type Niskin. Descendre la bouteille de prélèvement, la fermer au-dessus du fond en faisant attention à ne pas le toucher.
Remonter la bouteille.
Rincer 2 fois le flacon de prélèvement et son bouchon.
Remplir le flacon en laissant une bulle d'air.

- Placer le flacon dans la glacière (vérifier que le nom du point est inscrit sur le flacon).

- Faire une **observation du milieu** :

Aspect et couleur de l'eau.
Végétation (utiliser la gratte).
Sens du courant.
Météo.

Tableau XV : Feuille de terrain à remplir lors de chaque campagne de mesures et de prélèvements de l'eau des lagunes

FICHE TERRAIN TROPHIQUES

STATION : **COORDONNEES G.P.S :**

Date : **Heure :** **Noms :**

Temps de la veille (conditions générales des 3 jours passés) :
Vent : **force :** **Direction :**
Nébulosité :
Pluie :

Temps du jour :
Vent : **force :** **Direction :**
Nébulosité :
Pluie :

Aspect de l'eau :

Végétation :

Autres (mousses, débris d'herbiers...) :

	Température	salinité	oxygène mg/l	oxygène % sat
N° appareil				
surface				
fond				

Profondeur totale en eau :

Autres : incidents, remarques

L'ordre des opérations à effectuer sur le bateau a son importance car les opérations qui perturbent le moins la colonne d'eau et les sédiments doivent être effectuées en premier (tableau XIV).
Les mesures par sonde sont décrites au chapitre I. Pour les mesures d'oxygène dissous, les deux ouvrages de référence sont la norme ISO 5814 (méthode électrochimique à la sonde) et le manuel d'analyses chimiques en milieu marin d'Aminot et Chaussepied (1983).
Le prélèvement d'eau, qui donne accès à 10 paramètres de la grille de qualité, doit être effectué avec le plus grand soin. Que ce soit pour les deux rinçages successifs ou pour le remplissage final, l'ouverture du bouchon doit se faire sous la surface afin d'éviter les particules de la microcouche de surface. Lorsqu'une particule de grande taille (largement visible à l'œil nu) s'est introduite dans le flacon, le prélèvement doit être recommencé.
De façon générale, les observations de terrain à reporter sur la fiche permettent de valider les résultats obtenus (tableau XV). Le report sur la fiche des conditions météorologiques de la veille (périodes de pluie et de vent), peut donner des indications importantes sur les conditions de remplissage de la grille.
Les observations sur l'eau et le sédiment doivent être décrites de la façon la plus précise. Une forte sursaturation en oxygène sera associée à la prolifération d'algues. De même, une concentration élevée de chlorophylle-a sera confirmée par l'observation d'eaux chargées et verdâtres par exemple. La gratte est utile afin de prélever dans les éventuels tapis d'algues pour une reconnaissance des espèces en présence (avec son manche gradué, elle donne aussi accès à la profondeur totale en eau). Dans ce cas, les échantillons sont placés dans des sacs en plastiques avec la date et le lieu de prélèvement. L'éventuel prélèvement d'algues sur le fond se fera toujours en dernier, après le prélèvement d'eau.

Filtration et analyses

L'eau contenue dans les flacons doit être traitée dès le retour au laboratoire. L'ensemble des opérations à effectuer est décrit figure 56.
Les prélèvements destinés aux mesures par cytométrie de flux sont effectués en premier sur de l'eau brute.
L'eau est ensuite tamisée sur une toile de 200 µm de façon à écarter les grosses particules peu représentatives de l'échantillon. L'eau tamisée est destinée à la mesure de la turbidité et au remplissage du flacon pour l'analyse de l'azote et du phosphore totaux dans l'eau.

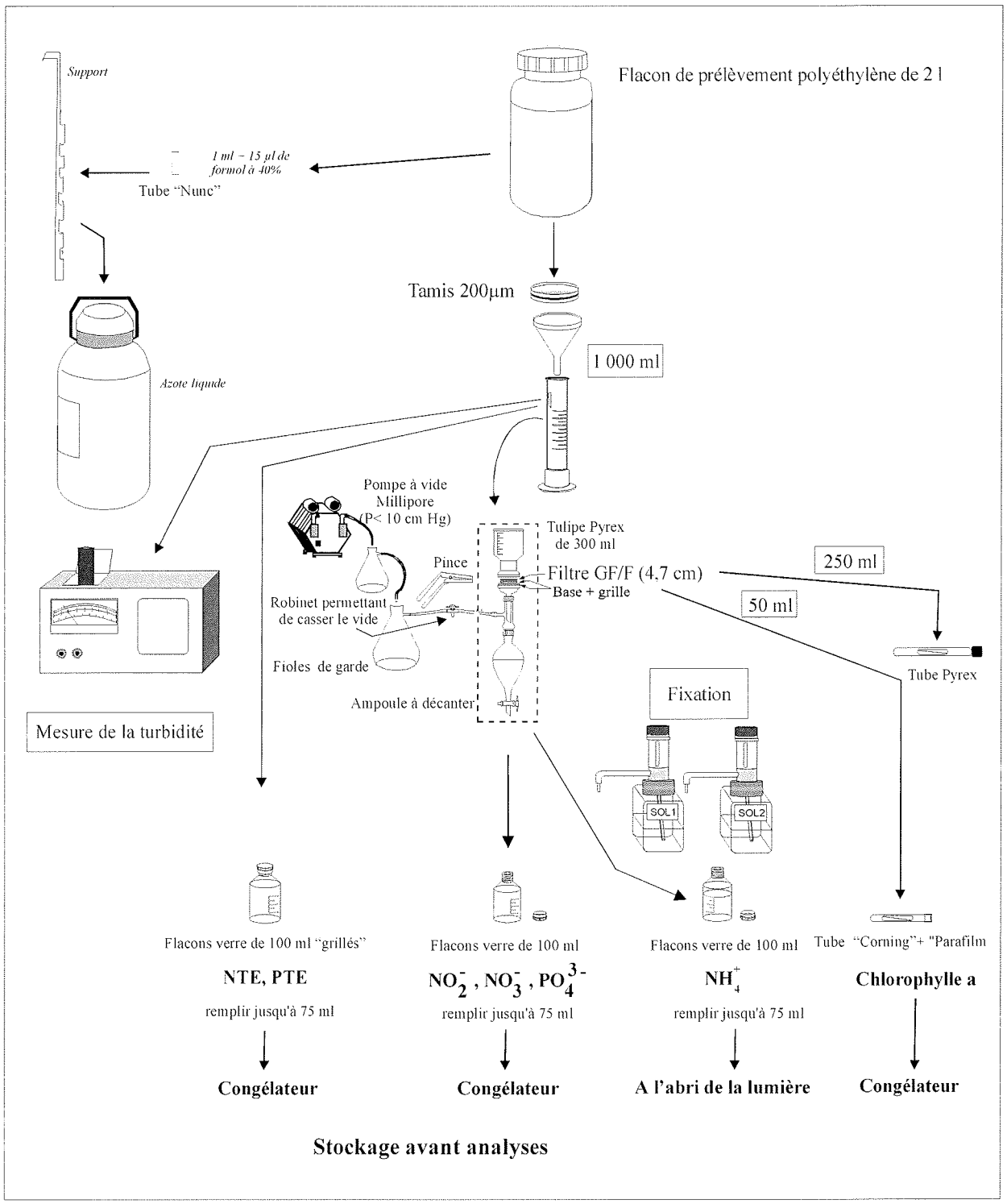


Figure 56 : Protocole de traitement des échantillons d'eau

Le reste de l'eau tamisée est filtré sur membrane GF/F non grillée. Le filtre est conservé au congélateur pour l'analyse des concentrations en chlorophylle-a et phéophytine-a. Le volume filtré doit être impérativement noté. Le volume indiqué de 250 ml, qui est approprié pour des eaux peu chargées (< 10 $\mu g.l^{-1}$) peut être révisé à la baisse lorsque les eaux sont très chargées en phytoplancton.
Une simplification par rapport au chapitre I est proposée concernant l'analyse des concentrations en azote ammoniacal. Le protocole utilisé pour cette étude était adapté à des eaux marines qui sont en général peu chargées en particule. La fixation directe des échantillons par les réactifs sur le bateau se justifie donc pour des eaux méditerranéennes dont les concentrations sont souvent proches du seuil de détection. Les milieux lagunaires échantillonnés ont rendu compte d'une grande hétérogénéité dans les turbidités. Les mesures de DO sur échantillon non fixé par les réactifs qui devaient être ajoutées au blanc alourdissaient le protocole. De plus, les matières en suspension sont susceptibles de libérer de l'ammonium d'origine particulaire ce qui pourrait surestimer les concentrations obtenues dans certaines lagunes. Il est donc proposé de ne fixer les échantillons d'ammonium qu'après filtration comme pour les autres sels nutritifs.

Laboratoires
Comme il est précisé dans le chapitre I, les protocoles d'analyses donc adaptés aux eaux marines et les méthodes normalisées éditées par l'AFNOR ne sauraient être appliquées sans ces modifications. Les méthodes en milieu marin sont décrites avec précision dans deux ouvrages de référence : le manuel d'analyses chimiques en milieu marin d'Aminot et Chaussepied (1983) et le manuel d'analyses des sels nutritifs dans l'eau de mer de Tréguer et Le Corre (1975).
De façon générale, il existe peu de laboratoires spécialisés dans l'analyse des paramètres trophiques du milieu marin (nitrites, nitrates, ammonium et phosphates). Aminot et Kirkwood (1995) ont organisé une intercalibration internationale auxquels ont répondu 132 laboratoires dont 11 français. Quatre des laboratoires français ont donné des résultats satisfaisants dont, pour la façade méditerranéenne, le laboratoire Ifremer de Sète et le laboratoire d'océanographie et de biogéochimie du COM de Marseille.
La grande majorité des laboratoires d'analyses dosent les sels nutritifs au niveau du milligramme et ne sont donc pas opérationnels pour le remplissage de la grille de l'eau des lagunes qui donne les seuils proches de la dizaine de microgrammes pour le passage du bleu au vert.

Coûts
Pour le remplissage d'une grille sur une lagune moyenne, les coûts peuvent se décomposer de la façon suivante :
Terrain : 4000 FF (bateau + personnel)
Analyses : 1070 FF (produits chimiques et matériel)
Restitution : 1000 FF (rapport d'expertise)
Le coût total pour une grille est d'environ 6000 FF.

ANNEXE II
Protocole des prélèvements et analyses du phytoplancton

PHYTOPLANCTON

Prélèvements et analyses

L'échantillonnage du phytoplancton est effectué simultanément avec celui de la colonne d'eau pour la détermination des caractéristiques physico-chimiques (Figure 56).

Laboratoires

La cytométrie n'est pas une technique de routine et seuls quelques laboratoires de recherche possèdent un cytomètre. Actuellement, le laboratoire d'Hydrobiologie de l'Université de Montpellier II effectue des recherches importantes dans ce domaine. La Station Arago de Banyuls sur mer dispose aussi d'un cytomètre en flux.

Coûts

Le coût moyen d'une analyse a été estimé à 200 .

ANNEXE III
Protocole des prélèvements et analyses du sédiment

SEDIMENTS

Stratégie d'échantillonnage

A l'inverse de la colonne d'eau la composition des sédiments en matière organique, azote et phosphore est assez stable dans le temps mais variable dans l'espace. L'étude a montré que la distribution spatiale des paramètres sédimentaires permet une expertise approfondie de l'état d'eutrophisation. Pour des raisons de lourdeur logistique et de coût, il n'est pas possible d'aborder tous les milieux lagunaires en une seule année. De plus, la qualité des sédiments n'est pas susceptible d'évoluer de façon drastique d'une année sur l'autre et des évolutions sont à attendre à l'échelle de plusieurs années. Il semble donc raisonnable de programmer la cartographie des variables sédimentaires tous les 4 à 5 ans. L'étude des sédiments s'effectue sur le même rythme (pluriannuel) et à la même période que les macrophytes, c'est à dire en juin.

Il est conseillé d'echantilloner les lagunes moyennes à raison d'un point tous les 50 ha et les grandes lagunes (>1000 ha) à raison d'un point tous les 100 ha.

Prélèvements et analyses

Les protocoles d'échantillonnages et d'analyses des sédiments sont décrits dans le chapitre 5 et restent inchangés. Si la granulométrie ne fait pas l'objet de seuils, elle constitue une information intéressante qui permet de préciser les caractéristiques sédimentaires de la lagune étudiée. La description granulométrique de l'ensemble des espaces lagunaires du Languedoc-Roussillon permettra notamment de mettre à jour de grandes unités géomorphologiques comme le complexe palavasien ou celui des Corbières (Leucate + La Palme).

Coûts

A titre d'exemple, il est proposé de calculer les coûts pour une lagune moyenne correspondant à 10 stations. Pour le remplissage d'une grille sur une lagune les coûts peuvent se décomposer de la façon suivante.

Prélèvements : 30 000 FF
Analyses : 3 500 FF
Restitution : 15 000 FF

Le diagnostic trophique des sédiments d'une lagune de 1000 ha correspond à un coût de 48 500 FF.

Laboratoires

Les analyses de granulométrie, d'azote et de phosphore des sédiments pourraient être sous-traitées au CIRAD dont les protocoles normés sont décrits dans le chapitre I. L'analyse des concentrations de matière organique dans les sédiments ne présente pas de difficulté particulière pour un laboratoire équipé d'une balance (présentant une précision de 0,01 mg et contrôlée), d'une étuve et d'un four.

ANNEXE IV
Protocole des prélèvements et analyses des macrophytes

Les missions de terrain doivent être réalisées dans la période de prolifération maximale des macrophytes et avant les mortalités estivales, c'est à dire en juin.

Protocole
Le protocole d'acquisition des données est le même que celui présenté dans le chapitre 8. Il doit être rigoureusement respecté, en particulier la stratégie d'échantillonnage.

Coût
A titre d'exemple, il est proposé de calculer les coûts pour une lagune moyenne donc correspondant à 10 stations. Pour le remplissage d'une grille sur une lagune les coûts peuvent se décomposer de la façon suivante.
Prélèvements : 5 000 FF (bateau non compris)
Analyses : 10 000 FF
Restitution : 15 000 FF
Le diagnostic trophique des sédiments d'une lagune de 1000 ha correspond à un coût de 30 000 FF.

ANNEXES V
Protocole des prélèvements et analyses de la macrofaune benthique

Le protocole décrit correspond à l'acquisition des données pour l'élaboration de l'indice global lagunaire.

Prélèvements et analyses

L'étude de la macrofaune benthique s'effectue sur le même rythme (pluriannuel) et à la même période que le sédiment et les macrophytes, c'est à dire en juin.

Le nombre de stations à échantillonner est calé sur la stratégie correspondant aux paramètres de la colonne d'eau. 1 à 2 stations centrales sont donc déterminées selon la taille et le nombre de sous bassins identifiés sur une lagune. A chaque station centrale, 3 sous stations sont échantillonnées séparées les unes des autres par une distance de 100 à 300 m maximum et repérées par leurs coordonnées géographiques.

Chaque station donne lieu au prélèvement de sédiment à l'aide d'une benne Eckmann-Birge de 0,025 m², prélèvement destiné à l'analyse du benthos. Quatre bennes séparées de quelques mètres sont prélevées. Leurs contenus sont mélangés. Le sédiment est tamisé sur un tamis de 1mm de vide de maille et le refus mis en sac et formolé. Les échantillons de benthos sont acheminés dans un laboratoire spécialisé pour détermination et comptage des espèces. Le contenu des sacs doit d'abord être trié : le refus est déversé dans un tamis de 1mm de vide de maille et rincé à l'eau douce. Une petite quantité de sédiment est ensuite placée dans une cuvette et le tri s'effectue en séparant les particules de sédiment une à une à la pince. Ce travail de tri doit être réalisé minutieusement, certains organismes étant de très petite taille.

Les organismes sont ensuite identifiés et comptés par espèce. Le travail doit être confié impérativement à un laboratoire spécialisé sous peine d'aboutir à des erreurs importantes, notamment en ce qui concerne l'identification des espèces indicatrices.

Le résultat de ces analyses est un tableau présentant en ligne les différentes espèces et en colonne les différentes stations. Une station centrale sera alors caractérisée par 3 listes d'espèces (3 stations).

Le travail de prélèvement peut être réalisé par un technicien environnement préalablement formé, mais le travail d'interprétation finale doit être confié à une structure spécialisée.

Coûts

La réalisation d'un état initial sur une lagune moyenne (10 stations) peut être estimée à environ 100 KF HT comprenant les campagnes de prélèvements, les analyses, le traitement des données et la rédaction d'un rapport incluant la localisation des stations pour le suivi simplifié.

Cette étude ne doit pas être réalisée sur la totalité des lagunes, certaines d'entre elles ayant déjà fait l'objet d'études approfondies (Thau, Or, par exemple).

La mise en œuvre du suivi simplifié peut être estimée à 30 KF HT par lagune ou plutôt par zone représentative (3 stations). Toutefois ces coûts, qui supposent une mobilisation d'une journée, peuvent être diminués si plusieurs lagunes voisines sont échantillonnées au cours de la même journée.