



Programme conjoint CEMAGREF / IARE

Réalisé pour le compte de :

IARE



rhône méditerranée corse, Agence de l'Eau Méditerranée Corse

20, Avenue Tony Garnier

69363 LYON CEDEX 07

Tél. (04) 72 71 26 00

Document No 16877

RECHERCHE D'INDICATEURS DE NIVEAUX TROPHIQUES DANS LES LAGUNES MEDITERRANEENNES

Analyse bibliographique

Document de synthèse

Recherche d'indicateurs de niveaux trophiques dans les lagunes méditerranéennes

Analyse bibliographique

Document de synthèse

TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION	4
ETUDE PAR VARIABLE	7
1.1 Les Apports	7
1.2 Azote et phosphore dans l'eau	9
1.2.1. Nitrates	11
1.2.2. Phosphates	16
1.3 Sédiments	23
1.3.1. Granulométrie	23
1.3.2. Azote et phosphore des sédiments	24
1.3.3. Potentiel d'oxydoréduction	27
1.4 Phytoplancton	31
1.4.1. Répartition spatiale	33
1.4.2. Variabilité temporelle et évolution à long terme	35
1.4.3. Classement des lagunes	38
1.4.4. Echantillonnage	39
1.5 Macrophytes	40
1.5.1. Macrophytes et eutrophisation	40
1.5.2. Variabilité spatiale et temporelle	44
1.5.3. Suivi et échantillonnage	46
1.6 Macrofaune benthique	47
1.6.1. Des peuplements "physiquement contrôlés"	47
1.6.2. Vers une typologie lagunaire	48
1.6.3. Les méthodes	48
1.6.4. échantillonnage	54
1.7 Ichthyofaune	55
1.7.1. Classement des lagunes	55
1.7.2. Conclusion	57
1.8 Hydrodynamisme	57

RELATION ENTRE LES VARIABLES.....	60
2.1. Relations entre apports (bassins versants) et variables mesurés dans les lagunes.....	60
2.1.1. Azote	60
2.1.2. Phosphore	63
2.1.3. Végétaux	64
2.2. Relations internes (variables mesurées en lagunes).....	66
2.2.1. Azote et phosphore dans l'eau.....	66
2.2.2. Azote et Phosphore dans les sédiments.....	67
2.2.3. Phytoplancton	67
2.2.4. Macrophytes	70
2.2.5. Macrofaune benthique	71
2.2.6. L'hydrodynamisme : une variable explicative.....	73
SYNTHESE ET CONCLUSION.....	77
3.1. Typologie lagunaire	77
3.2. Principaux résultats : valeur indicatrice, échantillonnage, compléments de mesure par variable.....	77
3.2.1. Azote dans l'eau.....	77
3.2.2. Azote des sédiments.....	79
3.2.3. Phosphore dans l'eau	80
3.2.4. Phosphore des sédiments.....	81
3.2.5. Phytoplancton	81
3.2.6. Macrophytes	82
3.2.7. Redox	83
3.2.8. Macrofaune benthique	84
3.2.9. Ichthyofaune	85
3.3. Vers des classements par niveaux trophiques	85
3.4. Conclusion.....	87
LISTE DES FIGURES	88
LISTE DES TABLEAUX	89
Bibliographie par thèmes d'études	90

Introduction

INTRODUCTION

Cette étude traite de la recherche d'indicateurs de niveau trophique en milieu lagunaire. Elle constitue la première étape d'un travail plus général dont l'objectif est de concevoir des méthodes de suivi de routine de la qualité des plans d'eau lagunaires, qui devront être intégrées dans le futur Réseau National de l'Eau (RNDE) mis en place par l'Agence de l'Eau pour les eaux littorales, lagunaires et continentales (cours d'eau, lacs).

Compte tenu de la spécificité des milieux lagunaires et du manque de travaux sur ce sujet par rapport aux eaux continentales, un programme de recherche particulier est mis en place par l'Agence de l'Eau (RMC) ; il comprend trois phases :

La première phase, objet du présent document, a pour objectif d'identifier dans la bibliographie les indicateurs potentiels, d'analyser leur variabilité, les méthodes d'échantillonnage. A l'issue de ce travail, une première sélection doit être opérée, en tenant compte de l'objectif visé, à savoir des mesures de routine, à un coût acceptable.

La seconde phase visera la finalisation des outils (calibrage d'indicateurs, protocoles et méthodes d'échantillonnage, méthodes analytiques, traitement des données....).

La troisième phase est la mise en oeuvre opérationnelle de ces méthodes dans le cadre du RNDE.

Démarche pour la première phase

La première phase de travail a été abordée par analyse bibliographique, en ciblant un certain nombre de variables : (essentiellement chimiques et biologiques) :

- apports trophiques,
- éléments dissous (azote et phosphore),
- sédiments (granulométrie, teneurs en éléments nutritifs, potentiel d'oxydoréduction),
- phytoplancton,
- macrophytes,
- macrofaune benthique,
- ichthyofaune,
- caractéristiques physiques et hydrodynamiques des plans d'eau.

Le premier chapitre présente les informations disponibles pour chaque variable, leur variabilité spatiale et temporelle.

On a insisté sur les données disponibles dans le contexte français : publications scientifiques, mais aussi recherche approfondie dans la "littérature grise" qui contient pour le sujet traité de nombreuses informations permettant, pour les cas "simples" (variables uniquement quantitatives, comme l'azote et le phosphore), de présenter les protocoles d'échantillonnage envisageables. Pour certaines variables biologiques complexes, la recherche a plutôt été focalisée sur les méthodes disponibles et leur applicabilité au contexte lagunaire.

Le second chapitre traite des relations entre les variables, en considérant le lien éventuel avec les apports par les bassins versants, puis en étudiant les relations entre les variables à l'intérieur des plans d'eau.

Le troisième chapitre est consacré à la synthèse des résultats. Elle débouche sur une première définition de la valeur indicatrice des variables étudiées et présente, outre des classements trophiques possibles, les compléments d'étude souhaitables.

Ce travail a été réalisé par le Cemagref et l'Iare à la demande de l'Agence de l'Eau (RMC).

CHAPITRE 1 : ETUDE PAR VARIABLE

ETUDE PAR VARIABLE

Ce chapitre présente les principaux éléments issus de l'analyse de chacune des variables.

1.1 Les Apports

Les apports du milieu extérieur à la lagune comprennent les pluies directes, les nappes phréatiques, la mer et les ruissellements superficiels du bassin versant. Ils sont exprimés en volumes d'eau et en tonnages d'éléments nutritifs (ici : azote et phosphore).

Les apports par pluies directes sur les plans d'eau peuvent être estimés à partir des mesures existantes en Méditerranée occidentale (Benneton, 1984 et Loyle-Pilot et al., 1990), dont l'application au contexte lagunaire est présentée dans les travaux du Cemagref (1991). Ces apports sont en général négligeables par rapport aux autres sources, exception faite des lagunes ayant un bassin versant réduit et/ou une surface en eau importante. Ils ne sont pas pris en compte dans la présente étude.

Les apports par les nappes d'eau douce sont inconnus, à l'exception des étangs de Thau et de l'Or, où des modélisations plus ou moins grossières ont été tentées pour estimer les volumes d'eau apportés (Diop, 1980 et Chunbin, 1988 pour l'étang de Thau ; Cemagref, 1989 pour l'étang de l'Or). L'évaluation des apports correspondants en azote et phosphore est donc limitée, même si les concentrations en nitrates mesurées dans certaines nappes sont élevées et font soupçonner un impact non négligeable (étang de l'Or).

Les échanges avec la mer sont généralement inconnus car les circulations sont souvent complexes. Certains auteurs proposent des les évaluer par calcul, basés sur l'équilibre du bilan salin, incluant les nappes d'eau douce (Cemagref, 1989), les nappes salées (Heurtaux, 1989) ou ne prenant en compte que les eaux de surface (Frisoni, 1984).

Les apports trophiques issus du milieu marin sont encore moins bien connus et supposés négligeables.

Les apports des bassins versants sont souvent complexes, comprenant souvent de nombreux petits exutoires à débit très irrégulier et parfois des canaux.

Les mesures de flux (débits écoulés et concentrations de nutriments) couvrant l'ensemble des apports d'une même lagune sont donc exceptionnelles (étang de Berre). Pour quelques autres lagunes, on dispose de mesures partielles (débits sur quelques exutoires de l'étang de l'Or ; débits et concentrations pour les canaux aboutissant à l'étang de Biguglia par pompage ; concentrations mesurées dans le canal de Fumemorte pour l'étang du Vaccarès).

Il faut donc procéder le plus souvent par évaluations :

- les volumes peuvent être calculés à partir de la pluviométrie, d'un coefficient de ruissellement et de la surface des bassins versants. Ce calcul, déjà réalisé pour certaines lagunes françaises (Ctgreg, 1978 ; Frisoni, 1984) a été appliqué aux principales autres lagunes ; on obtient alors un premier classement des lagunes selon l'importance des apports en eau douce (ruissellements superficiels).

Apports en eau douce aux lagunes
(Volume d'eau du. BV (Mm3) / Volume d'eau de la lagune (Mm3))

< 1	1 à 3	3 à 10	> 10
Urbino	Biguglia	Berre	Canet
Diana	Or		
Vaccarès	Mejean		
Arnel	Prévoist		
Vic, Ingril, P. Blanche	Grec		
Thau	Salses - L.		
Bages-Sigean			

- les apports d'azote et de phosphore sont rarement directement mesurés ; ils ont alors été estimés grossièrement en tonnes rejetées sur le bassin versant selon la méthode développée par le Cemagref (1991). Un classement des lagunes selon les apports trophiques qu'elles reçoivent est aussi possible. Il est indiqué ci-dessous et concerne la période récente (début des années 1990).

Apports relatifs d'azote et de phosphore aux étangs (tonnes/Mm3 de lagune)				
Azote	< 10	10 - 20	20 - 40	> 40
Phosphore	< 2	2 - 4	4 - 10	> 10
Etangs	Thau, Berre Vic-Ingil, Biguglia, Vaccarès	Or, Arnel	Méjean, Prévost	Grec

1.2 Azote et phosphore dans l'eau

Les différentes formes d'azote et de phosphore sont très rarement mesurées : les formes totales exceptionnellement et l'ensemble des formes dissoutes (pour l'azote) irrégulièrement selon les sites et les études. Les informations les plus abondantes concernent les nitrates et les phosphates.

Lorsque les différentes formes d'azote minéral dissous (nitrates, nitrites et ammoniacque) ont été mesurées conjointement (quatre sites), on observe (tableau 1) que les deux premières formes dominent :

- les nitrites sont en très faibles proportions et représentent toujours une quantité minime de l'azote minéral dissous,
- l'ammoniacque peut parfois être rencontré à des concentrations équivalentes à celles des nitrates.

Un suivi limité aux nitrates réduit donc considérablement les possibilités d'interprétation en terme de bilan azoté, ce qui est particulièrement dommageable lorsque les apports en ammoniacque peuvent être importants (rejets urbains directs ou proches des lagunes, aquaculture).

Les analyses présentées dans les paragraphes qui suivent portent sur les données ayant permis de constituer une base homogène : ont été retenues les teneurs mensuelles en nitrates et phosphates couvrant un(des) cycle(s) annuel(s) complet(s) des étangs d'Urbino (1980), Diana (1976, 1980), Biguglia (1980, 1991), Vaccarès (1988), l'Or (1986 à 1991), Prévost (1975), Thau (1974 à 1979) et Berre (1966 à 1968 puis 1985 à 1991 ; compte tenu du manque

Tableau 1. Comparaison des différentes formes d'azote minéral dissous (NH₄, NO₃, NO₂) au cours du cycle annuel (étangs de Biguglia, Diana, Urbino et Thau).

ETANGS ANNEE	MAI	JUIN	JUIL	AOUT	SEPT	OCT	NOV	DEC	JAN	FEV	MAR	AVR	Moyenne	Ecart-type
BIGUGLIA 1980 (μ mol N/l)	NH ₄	1,4	0,9	2,4	0,4	0,3	1,4	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0		
	NO ₃	19,0	6,3	4,2	0,8	5,6	5,3	7,6	10,6	9,8	13,5	21,9		
	NO ₂	0,4	1,6	0,3	0,1	0,0	0,0	0,3	0,2	1,3	1,0	0,4		
	%NO ₂	1,7	18,3	3,6	8,0	0,4	0,0	3,8	1,4	11,1	6,6	1,8	5,2	5,5
%NH ₄	6,5	9,7	35,0	32,0	4,3	20,5	0,0	0,0	2,7	0,0	0,0	10,1	13,1	
BIGUGLIA 1991 (μ mol N/l)	NH ₄	2,5	1,3	1,2	3,7	64,5	32,1	91,4	9,7	1,1	1,8	3,6		
	NO ₃	2,5	1,2	10,3	7,6	4,0	7,7	39,2	61,6	9,9	8,4	1,8		
	NO ₂	0,9	0,4	0,6	0,5	1,8	1,3	12,9	6,6	1,5	1,0	2,7		
	%NO ₂	14,7	15,2	5,1	4,5	2,6	2,0	15,3	8,4	12,2	8,8	33,1	11,1	8,4
%NH ₄	43,1	43,7	9,6	31,0	91,7	86,0	38,1	66,0	12,5	8,9	16,2	44,9	41,0	28,3
DIANA 1980 (μ mol N/l)	NH ₄	3,7	3,6	3,6	2,1	0,9	2,6	1,1	0,4	2,1	0,0	1,4		
	NO ₃	4,0	3,4	0,0	5,8	6,8	0,0	5,8	6,3	3,1	19,0	18,2		
	NO ₂	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0		
	%NO ₂	19,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,9	0,0	0,0	2,0	5,9
%NH ₄	38,5	51,4	100,0	26,6	11,7	100,0	15,9	6,0	39,6	0,0	0,0	7,1	36,1	35,4
URBINO 1980 (μ mol N/l)	NH ₄	1,4	2,3	3,5	2,7	0,7	2,1	0,3	0,1	1,8	0,0	0,6		
	NO ₃	3,1	2,0	0,0	0,0	3,6	5,2	0,0	10,3	4,4	3,8	1,4		
	NO ₂	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0		
	%NO ₂	0,0	2,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	0,3	0,7
%NH ₄	31,1	52,3	100,0	100,0	16,3	28,8	100,0	1,0	28,8	0,0	0,0	30,0	44,4	38,5
THAU 1986 (μ mol N/l)	NH ₄	1,0	1,2	0,6	1,3	10,5	16,6	1,8	6,4	1,1	0,8	0,8		
	NO ₃	1,8	0,9	0,8	1,2	4,5	1,8	0,8	1,2	0,7	1,9	0,2		
	NO ₂	0,1	0,1	0,0	0,1	0,7	0,6	0,2	0,2	0,0	0,1	0,0		
	%NO ₂	1,8	3,1	3,1	2,4	4,6	3,0	7,9	2,5	1,9	3,5	4,6	3,1	3,5
%NH ₄	34,9	57,3	43,0	52,0	66,5	87,3	63,8	81,7	60,6	30,0	71,9	89,6	61,6	19,4

de données hivernales de certaines années, les nitrates ne sont pas représentés pour 1966 et 1985 à 1989).

1.2.1. Nitrates

a. Variabilité temporelle

Le cycle annuel présente en général un maximum hivernal (40 $\mu\text{mol/l}$, exceptionnellement jusqu'à 300 $\mu\text{mol/l}$) et un minimum estival, généralement nul (figure 1a). Dans certains cas, le signal peut différer, comme sur le Vaccarès (figure 1b) qui reçoit en été les eaux de collature des rizières provoquant une augmentation estivale des nitrates, ou comme sur l'étang de Berre (turbinages de l'usine EDF de St Chamas).

Les concentrations hivernales sont plus élevées lors des années pluvieuses (étang de l'Or, Cemagref, 1989).

L'association entre fortes teneurs en nitrates et apports d'eau douce semble être un règle générale pour les milieux littoraux et lagunaires (Nixon, 1982).

Les teneurs annuelles moyennes en nitrates sont plus élevées et plus variables dans les lagunes recevant un volume d'eau relatif important, comme les étangs de l'Or et de Berre (tableau 2). Dans l'étang de l'Or, les faibles valeurs sont mesurées lors d'années sèches.

Les étangs recevant des apports d'eau douce plus faibles, comme l'étang de Thau, ont des teneurs annuelles qui fluctuent moins d'une année sur l'autre.

Les données disponibles ne permettent pas de montrer une augmentation des teneurs en nitrates dissous au cours des années successives, qui pourraient indiquer un enrichissement progressif.

b. Classements des lagunes

- selon la moyenne annuelle

La figure 2a permet de constater qu'on sépare les lagunes en deux catégories, autour de la valeur moyenne annuelle de 4 $\mu\text{mol/l}$ (N-NO_3) et que cette séparation correspond à deux catégories de lagunes selon le volume d'eau douce apportés par le bassin versant.

Figure 1. Cycle annuel des concentrations en nitrates. a : étang de l'Or (années 1986 à 1991). b : étang du Vaccarès (1989)

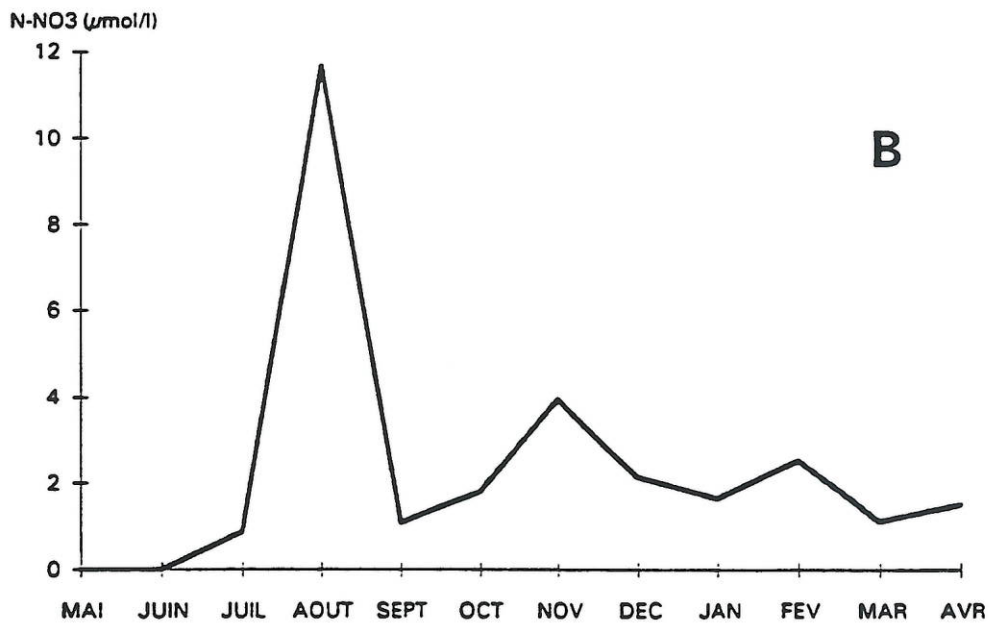
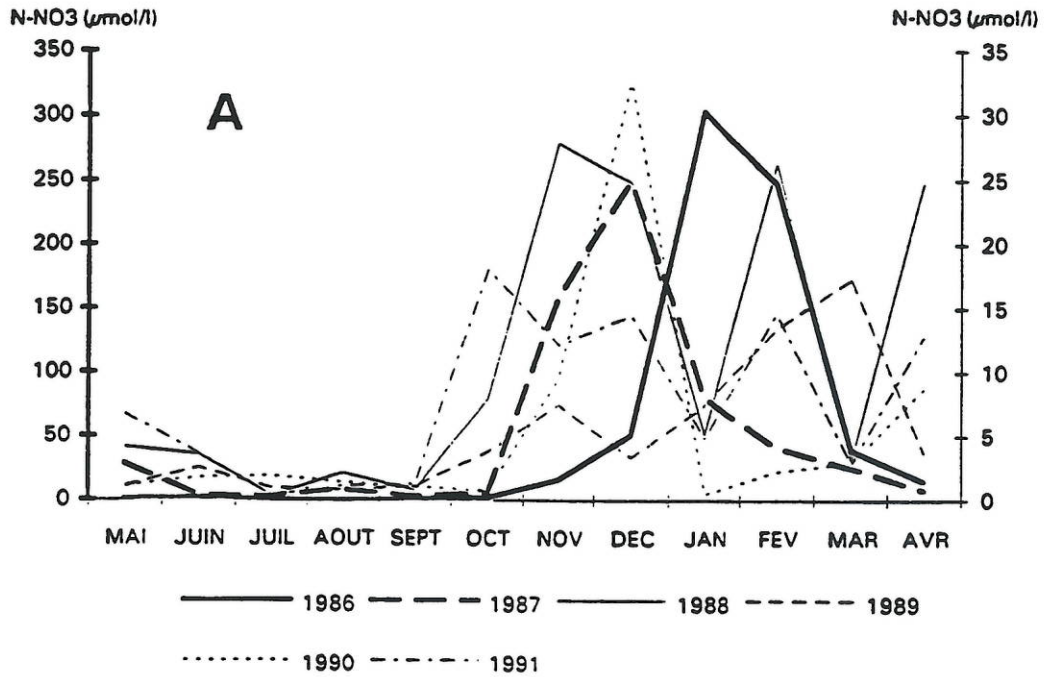


Tableau 2. Concentrations moyennes annuelles en nitrates dissous ($\mu\text{mol N /l}$)

étang	année	N-NO3 moyen ($\mu\text{mol/l}$)
BERRE	1967	5,1
	1968	12,4
	1990	6,7
	1991	11,4
OR	1986	56,5
	1987	51,1
	1988	10,9
	1989	5,2
	1990	5,4
	1991	7,7
THAU	1974	0,9
	1975	1,0
	1976	0,7
	1977	0,9
	1978	1,7
	1979	1,2
Biguglia	1980	9,5
	1991	15,4
Diana	1976	1,8
	1980	6,6
Urbino	1980	3,1
Vaccarès	1988	2,4

- selon les maxima

Les fortes valeurs (moyenne des valeurs mensuelles supérieures à la moitié de la valeur maximale de l'année) permettent aussi de séparer les lagunes en deux catégories (de part et d'autre de $10 \mu\text{mol/l}$), quasiment identiques aux précédentes (figure 2b).

Les maxima ainsi calculés sont corrélés aux moyennes.

- selon les minima

Les valeurs minimales ne permettent pas de discriminer les lagunes entre elles car les nitrates sont très souvent absents des eaux en été.

c. Variabilité spatiale

Les nitrates sont distribués dans les lagunes selon un gradient décroissant, des principaux points d'apport du bassin versant vers les graus, et ce, même dans les lagunes où le volume d'eaux apportées par le bassin versant est peu important.

On a observé (étang de l'Or, Cemagref, 1989) que ces gradients sont très marqués au printemps et en automne (forte variabilité spatiale) et que l'été est la saison de la plus grande homogénéité spatiale (valeurs très faibles, voire nulles, uniformément réparties).

d. Echantillonnage des nitrates

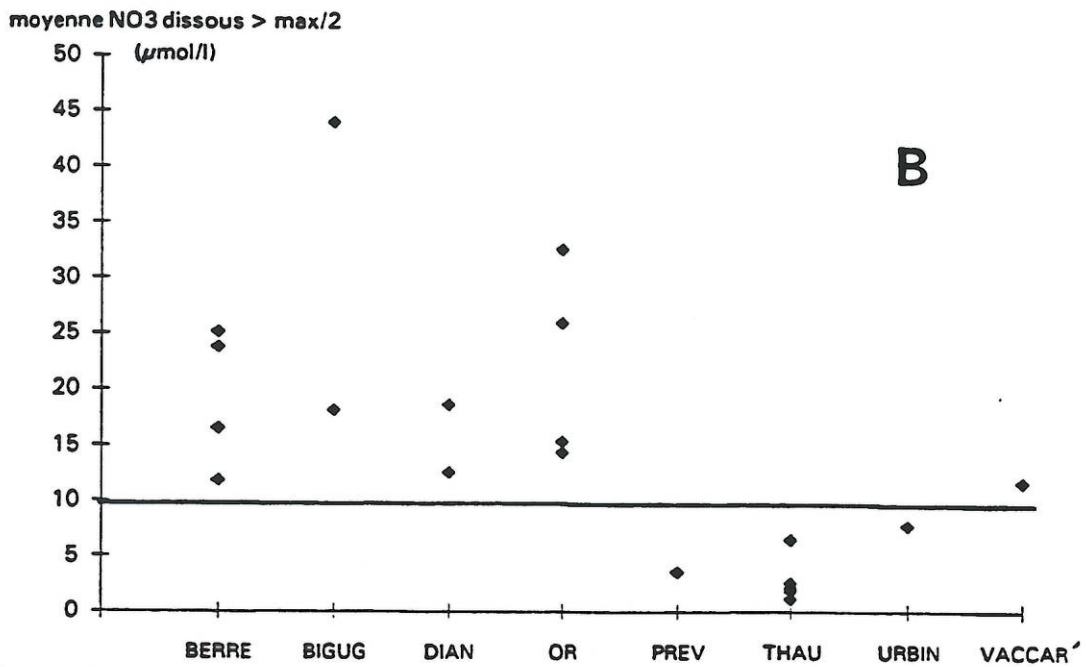
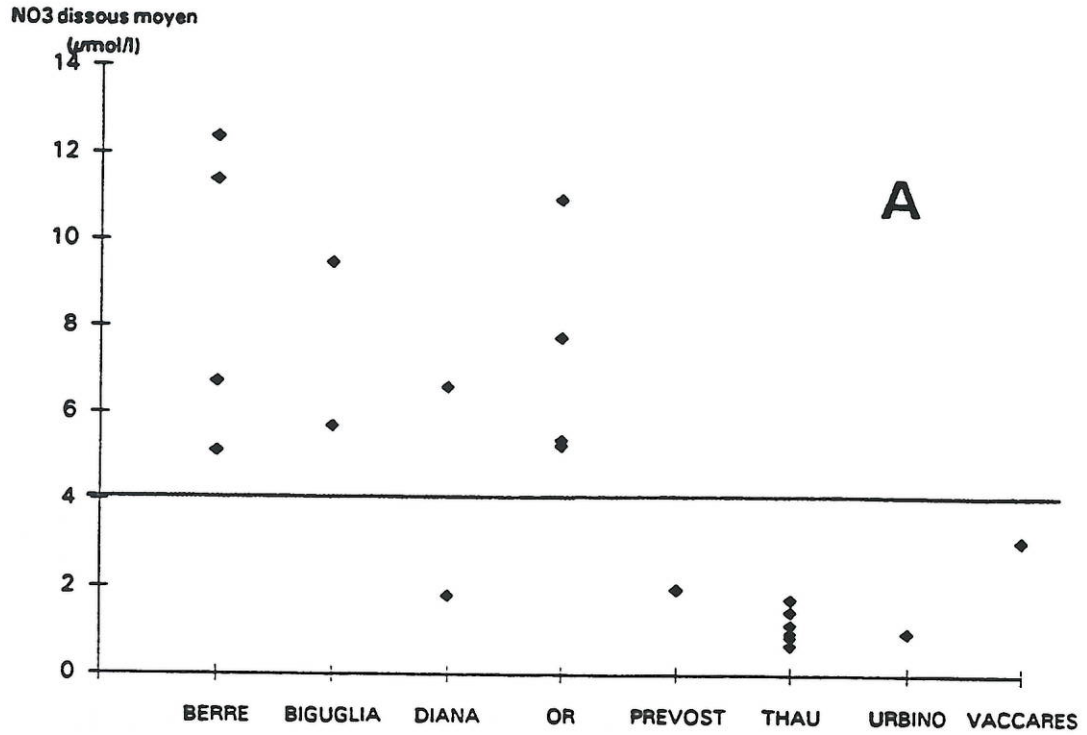
Etant donné la très bonne corrélation qui associe moyennes et maxima moyens annuels d'une part et les valeurs minimales quasi-nulles d'autre part, l'échantillonnage de la moyenne peut revenir plus simplement à échantillonner les maxima moyens.

La durée moyenne du pic de nitrates est de deux mois, mais il peut survenir entre octobre et avril. L'échantillonnage pourrait alors être réalisé mensuellement durant cette période.

Pour les étangs sous forte influence du bassin versant, l'échantillonnage devrait idéalement être limité aux années de pluviométrie moyenne.

Des simulations de protocoles d'échantillonnage peuvent être faites lorsque des suivis pluriannuels et multi-stations sont disponibles. Il a ainsi été montré pour l'étang de l'Or que le suivi mensuel de deux stations (représentatives) produisait une estimation de la moyenne annuelle avec 1 % d'erreur ; un suivi mensuel en 10 stations réparties uniformément sur tout l'étang et réduit à la période des

Figure 2. Teneurs en nitrates de certains étangs. a : moyennes annuelles. b: maxima moyens annuels



pluies (octobre à mars) conduit à une erreur de l'ordre de 5 à 8 % de la valeur moyenne (Cemagref, 1989).

Notons que le suivi par le RNO sur Berre n'échantillonne presque jamais l'étang en décembre et janvier, ce qui induit un biais important dans l'estimation des teneurs moyennes et maximales en nitrates.

1.2.2. Phosphates

a. Variabilité temporelle

Au cours du cycle annuel, les valeurs les plus élevées apparaissent dans les lagunes méditerranéennes en saison chaude et les minima plutôt à l'automne et en début d'hiver ; ceci semble être une règle générale aux milieux littoraux de faible bathymétrie (Nixon, 1982).

La figure 3 montre que les teneurs mensuelles des lagunes françaises (étangs de Berre, de l'Or et de Thau) varient le plus souvent entre 0,1 et 10 $\mu\text{mol N-NO}_3 / \text{l}$, atteignant parfois 15.

Avec des valeurs minimales rarement nulles et des valeurs maximales présentes pendant 4,3 mois en moyenne, le cycle annuel des phosphates diffère sensiblement de celui des nitrates. La variabilité des valeurs mensuelles, mesurée par le coefficient de variation est presque deux fois plus faible que celle des nitrates.

Par la moyenne annuelle (tableau 3), on observe :

- une certaine stabilité de la valeur moyenne au cours des années successives, montrant une indépendance vis à vis des apports par ruissellement,
- que les séries couvrant 5 à 6 années successives sont insuffisantes pour montrer clairement une évolution, tout au plus peut-on y voir une tendance à l'augmentation (étang de l'Or),
- que l'étang de Biguglia présente un cas intéressant d'enrichissement important, mesuré à intervalle de 10 ans, pendant lesquels l'activité sur le bassin versant s'est développée,
- que la série plus longue de l'étang de Berre montre sur 20 années (années 1960 à années 1980) un enrichissement très léger, suivi d'une période de grande stabilité (années 1980 à années 1990).

Figure 3. Cycle annuel des concentrations en orthophosphates pour plusieurs années et pour plusieurs étangs.

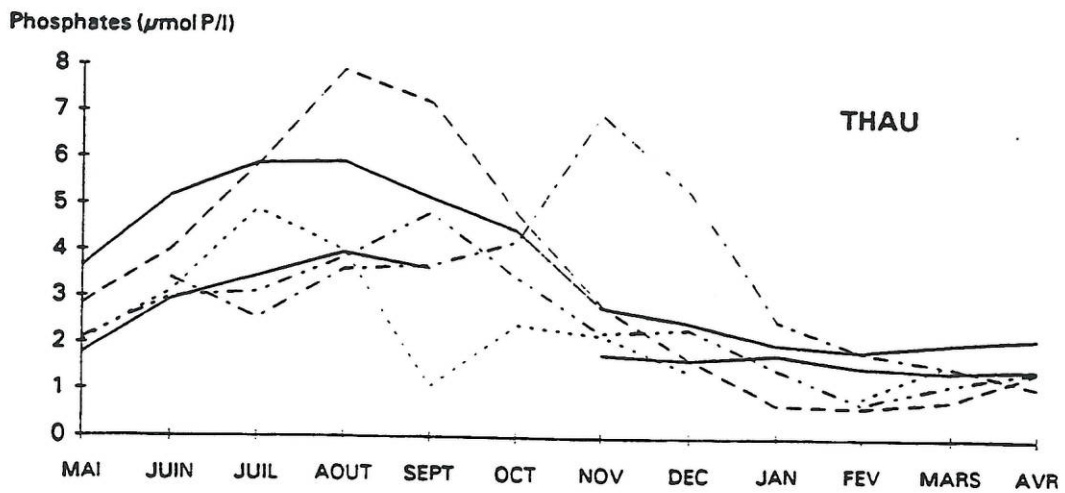
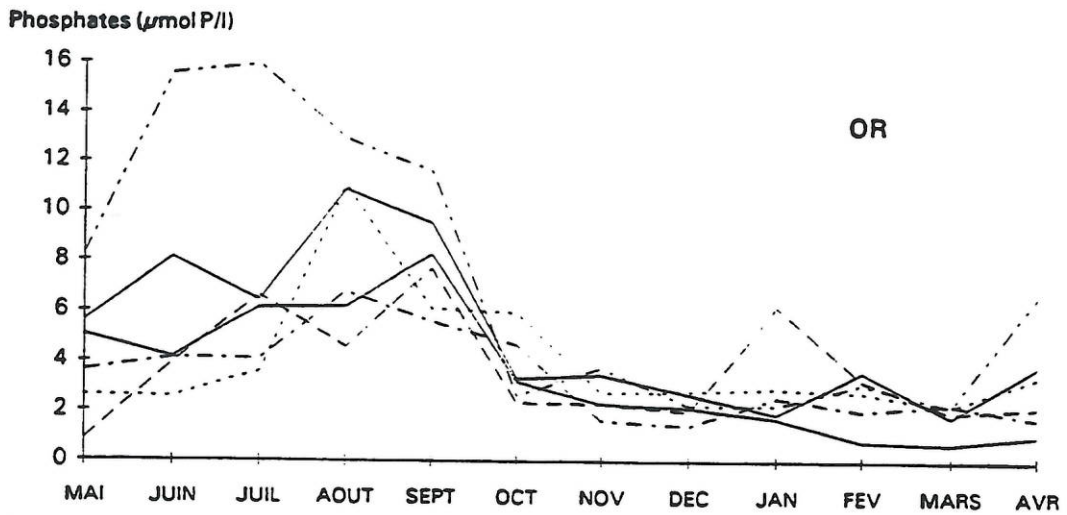
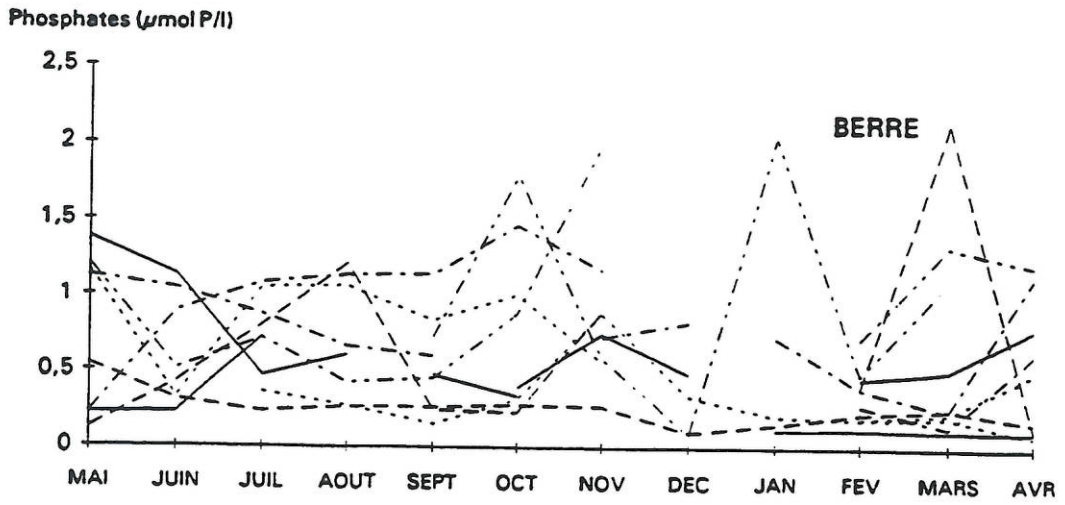


Tableau 3. Concentrations moyennes annuelles en phosphates dissous ($\mu\text{mol P / l}$)

étang	année	P-PO4 moyen ($\mu\text{mol/l}$)
BERRE	1966	0,3
	1967	0,3
	1968	0,3
	1985	0,7
	1986	0,9
	1987	0,7
	1988	0,7
	1989	0,7
	1990	0,9
	1991	0,9
OR	1986	3,5
	1987	3,7
	1988	4,1
	1989	3,4
	1990	7,3
	1991	5,1
THAU	1974	3,6
	1975	3,4
	1976	2,4
	1977	3,3
	1978	2,5
	1979	2,3
Biguglia	1980	0,9
	1991	5,7
Diana	1976	0,3
	1980	0,6
Urbino	1980	0,4
Vaccarès	1988	1,4

b. Variabilité spatiale

Les plus fortes teneurs en phosphates sont en général mesurées au voisinage de points de rejets urbains (étang de l'Or, Cemagref, 1989). Ces observations sont en accord avec celles de Péna (1989) sur l'étang de Thau, qui constate que "les phosphates sont homogènes sur l'étang hors des singularités locales", lesquelles coïncident avec des zones de rejets urbains.

Dans l'étang de l'Or, l'hiver se distingue par une forte hétérogénéité dans la répartition des concentrations en phosphates dissous. La variabilité spatiale plus faible de l'été pourrait résulter des relargages par le sédiment, apparaissant avec l'anoxie des fonds.

c. Classement des lagunes

D'après la figure 4a, on peut classer les lagunes selon leur richesse en phosphates comme suit :

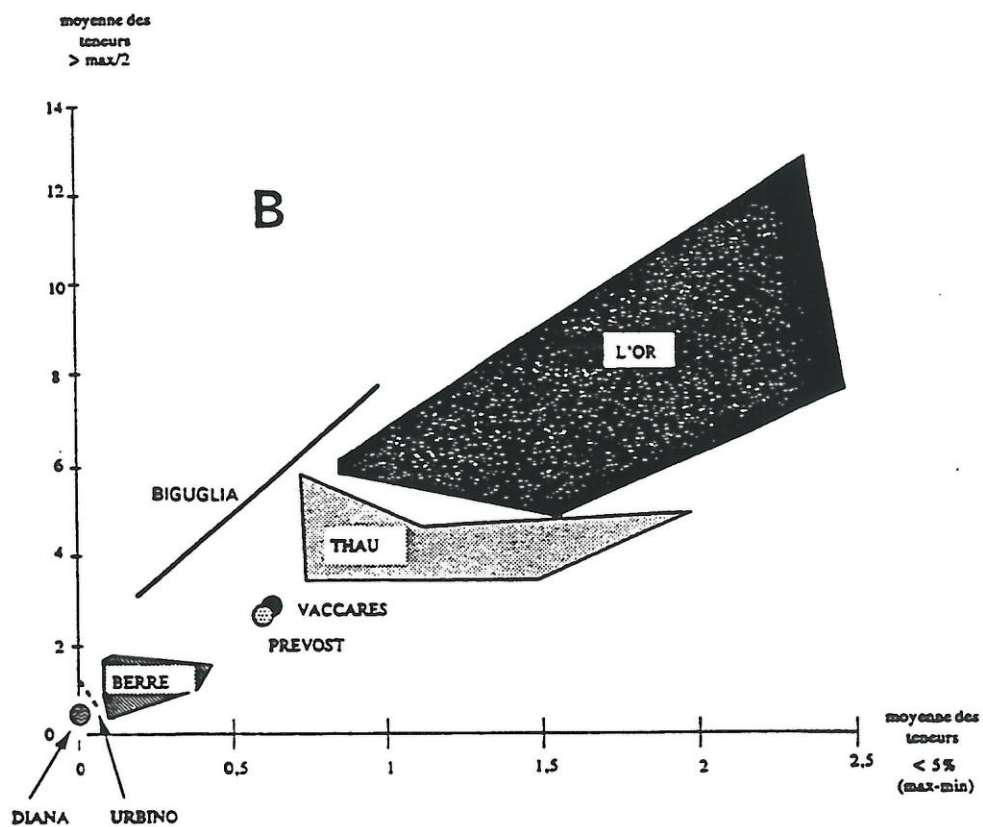
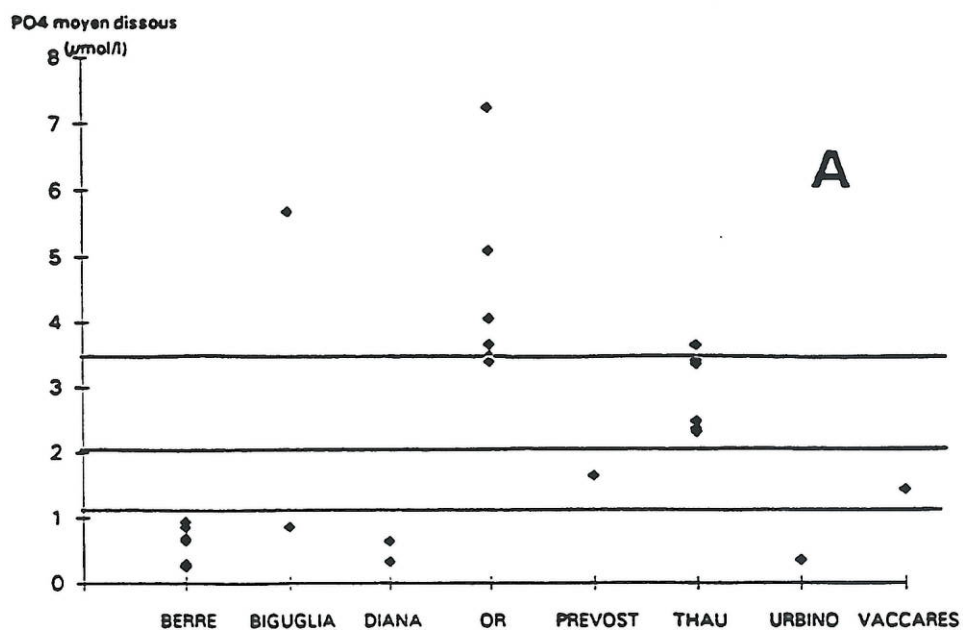
Classement des lagunes selon la concentration moyenne annuelle en orthophosphates

* < 1 $\mu\text{mol/l}$	Berre ; Diana ; Urbino ; (Biguglia 80)
* 1 à 2 $\mu\text{mol/l}$	(Prévost 75 ; Vaccarès)
* 2 à 3,5 $\mu\text{mol/l}$	Thau
* > 3,5 $\mu\text{mol/l}$	Or 86 à 91, (Biguglia 91).

(les étangs inscrits entre parenthèses n'ont qu'une seule moyenne annuelle, leur classement n'est qu'indicatif).

Les maxima moyens annuels (calculés comme pour les nitrates) et les minima moyens annuels (calculés sur la base de 5% de l'écart entre maxima et minima) permettent également un classement. Ils sont représentés en figure 4b.

Figure 4. Teneurs en phosphates de certains étangs. a : moyennes annuelles. b : maxima et minima moyens.



Ces maxima et minima sont corrélés entre eux ($R^2=0,828$) et offrent une double discrimination des lagunes :

maxima moyens	minima moyens		
	< 0,5 $\mu\text{mol/l}$	0,5 à 0,7 $\mu\text{mol/l}$	> 0,7 $\mu\text{mol/l}$
< 2 $\mu\text{mol/l}$	Berre, Diana, Urbino		
2-3,5 $\mu\text{mol/l}$	Biguglia (80)	Vaccarès, Prévost (75)	
> 3,5 $\mu\text{mol/l}$			Thau, Or, Biguglia (91)

(l'ensemble des années est pris en compte, sauf mention particulière)

On observe que :

- les minima séparent franchement les deux années de l'étang de Biguglia, alors que les maxima ne les séparent que d'une catégorie ;
- Les maxima discriminent mieux que les minima les étangs aux teneurs élevées ; à l'inverse, les minima discriminent mieux que les maxima les étangs peu chargés (figure 4b).

Par ailleurs, la classe intermédiaire proposée avec les maxima est moins précise que celle obtenue par les minima (léger chevauchement des écart-types).

Le classement de Thau confirme l'originalité de cet étang, classé faiblement enrichi en l'azote et fortement enrichi en phosphates.

d. Echantillonnage des phosphates

Selon ce qui a été montré ci-dessus, il s'agit de représenter les minima et les maxima moyens annuels. Pour étudier un plan d'échantillonnage, on a examiné, pour chaque étang, la durée moyenne des minima et des maxima. On a ensuite testé différentes simulations d'échantillonnage, conduisant au diagramme ci-dessous,

présentant, pour chaque étang, la période et la durée de l'échantillonnage mensuel probable.

	Janv	Févr.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juill.	Août	Sept	Oct.	Nov.	Déc.
Biguglia	<-?->			<-?->			<===>					
Berre			<-?->				<===>			<===>	<-?->	
Diana										<===?>		
Or		<----->					<===>					
Prévost	<----?---->						<===>					
Thau		<----->					<===>					
Urbino										<===?>		
Vaccarès	<----?---->								<===>			<===>
Légende :	<p><----> = période d'échantillonnage des minima <===> = période d'échantillonnage des maxima ? = à vérifier (données insuffisantes ou discordantes)</p>											

Les erreurs commises (écart entre simulations et valeurs réelles annuelles) sont faibles pour les étangs de l'Or, de Thau et du Prévost ; les propositions d'échantillonnage seraient satisfaisantes. Les sept années de suivi de l'étang de Berre (RNO) ne suffisent pas à confirmer l'échantillonnage des minima car trop de mois d'hiver manquent. Les deux années d'échantillonnage de l'étang de Biguglia (1980 et 1991) sont trop différentes pour conclure. Pour les étangs du Vaccarès, de Diana et d'Urbino, une seule année de données ne permet pas non plus de conclure.

Les moyennes annuelles fluctuent en général peu d'une année à l'autre et l'évolution entre années successives semble d'autant plus faible que les apports en phosphore le sont aussi. On pourrait donc envisager d'échantillonner une même lagune pendant deux ou trois années consécutives et de répéter ce protocole d'autant plus fréquemment (tous les 5 ou 10 ans) que les apports par le bassin versant sont susceptibles d'augmenter.

1.3 Sédiments

Le fait le plus marquant est l'absence de standardisation des protocoles de prélèvement et d'analyse des sédiments, conduisant à une hétérogénéité des résultats. En particulier, le choix de l'épaisseur de la couche échantillonnée est primordial, car les caractéristiques physico-chimiques fluctuent de façon très importante dans les premiers centimètres des sédiments.

Les mesures concernent surtout :

- * la granulométrie,
- * les teneurs en éléments nutritifs et en matière organique, qui peuvent être mesurées dans les sédiments ou dans les eaux interstitielles,
- * le potentiel d'oxydoréduction, dont la mesure traduit des processus liés à la dégradation de la matière organique.

1.3.1. Granulométrie

La granulométrie est assez communément mesurée : étangs palavasiens (Cemagref, 1991), étang de Thau (programme Ecothau, 1986), étang de Biguglia (Iare, 1992), étang de Berre à plusieurs reprises (en particulier 1976 et 1980). Pour les autres étangs, les informations disponibles sont très partielles, en particulier sur le Roussillon. Aucune information n'a été obtenue sur le Vaccarès.

Les fractions du sédiment ne sont pas toujours les mêmes (épaisseur de sédiment concerné, pré-tamassage excluant les coquilles, pré-broyage, ...) ; la granulométrie est parfois simplement exprimée comme un critère visuel (cas de nombreuses études d'impact) ; lorsqu'une analyse granulométrique a lieu, les méthodes peuvent différer ; enfin, les résultats exprimés sont souvent incomplets (comme par exemple le pourcentage de la fraction fine, sans définition de cette fraction).

Généralement, la fraction dite fine ($<50\mu\text{m}$ ou $<63\mu\text{m}$ selon les auteurs) est considérée comme critère de classement, plus que les fractions grossière et intermédiaire.

Le tableau ci-dessous rassemble les données disponibles (le % exprime la part de fraction fine sur les sédiments) :

ETANG	Fraction fine	Outil	profondeur	hauteur
Arnel	82%	carottage	5cm	5cm
Grec	88%	idem	idem	idem
Méjean	67%	idem	idem	idem
Prévost	59%	idem	idem	idem
Or	61%	idem	idem	idem
Thau	68%	drague	surface	raclage
Vic-Ingril	51%	carottage	5cm	5cm
Berre	75%	carottage(?)	7cm(?)	5cm(?)

Il a été montré qu'aux particules fines ($< 63\mu\text{m}$) sont associées de fortes teneurs en phosphore total (Beisel, 1991 ; Mancini, 1988) et en azote Kjeldahl (Mancini, 1988).

1.3.2. Azote et phosphore des sédiments

Dans les eaux interstitielles sont mesurées les teneurs en ammoniacque, phosphates et parfois nitrites.

La méthode d'extraction des eaux interstitielles est très variable, allant du carottage avec centrifugation ou pressage, à l'utilisation de plaques à dialyse ("peeper"). L'extraction sous atmosphère d'azote n'est pas toujours systématique, bien qu'indispensable car elle permet de ne pas modifier les équilibres chimiques des sédiments anoxiques. La comparaison de ces méthodes fait actuellement l'objet de travaux méthodologiques par des équipes scientifiques, aussi bien en eau douce que saumâtre.

Les données concernant les eaux interstitielles sont trop peu nombreuses et utilisent des méthodes trop variées pour pouvoir être retenues dans la suite de l'étude.

Dans les sédiments, les formes les plus fréquemment dosées sont l'azote Kjeldahl et le phosphore total. Les études comportant des fractionnements (Moutin, 92 ; Cemagref, 91 ; Ifremer, 91) montrent que l'azote organique et le phosphore minéral dominant.

Toutes les méthodes de prélèvement sont pratiquées (benne, drague à main, carottage), ainsi que toutes les profondeurs d'échantillonnage (crème de surface, 5cm, 10cm, 15cm, etc....). Or, une source importante de variation provient de la profondeur de prélèvement. Ces caractéristiques, fondamentales pour une analyse

comparée pertinente, ne sont malheureusement pas toujours précisées.

a. Azote

La distribution verticale de l'azote des sédiments est peu connue. Beisel (1991) montre que dans les étangs palavasiens (de l'Ingril à l'Or) les concentrations des couches 0-10 cm et 20-30 cm se ressemblent mais tendent à être plus uniformes à 20-30 cm qu'en surface. Dans l'étang de Thau, les teneurs des sédiments de la zone conchylicole sont identiques pour les couches de 0-5 cm et 10-15 cm (Ifremer, 1991).

Il est rare d'avoir des dosages répétés au cours du cycle annuel. Laporte (1979) montre que dans l'étang du Prévost les concentrations en azote total sont légèrement plus élevés en hiver. A l'inverse, Sfriso et al. (1988) présentent un cycle annuel avec des valeurs plus élevées en été dans la lagune de Venise.

Pour l'analyse qui suit, nous avons retenu les données les plus nombreuses (couche de surface : 0-5 ou 0-10 cm selon les études) ; toutes les dates de prélèvement sont conservées (données insuffisantes pour opérer une sélection). Les données disponibles sont celles des étangs palavasiens (1990), du Vaccarès (1990), de Thau (1987), de Biguglia (1991) et de Berre (1981).

Les teneurs moyennes en azote Kjeldahl des diverses lagunes sont comprises entre 2 et 4,5 mg N /g de sédiment sec. Avec 37 mg N /g de sédiments sec, l'étang de Berre est hors norme (probablement par suite de la stratification des eaux).

Un classement des lagunes en quatre catégories de teneurs moyennes peut être proposé :

Azote total des sédiments (teneurs moyennes en mg / g de sédiment sec)	
• < 2,2	Prévost
• 2,2 - 3,7	Arnel, Vic-Ingril, Vaccarès, Thau
• 3,7 - 5	Or, Méjean, Grec, Biguglia
• > 5	Berre

Compte tenu des imprécisions liées aux méthodes d'analyses et aux variabilités saisonnières, ces catégories ne sont qu'indicatives.

La répartition des stocks d'azote à l'intérieur d'une lagune ne semble pas liée aux zones d'apports du bassin versant, mais plutôt à la bathymétrie (entraînement des particules vers les zones profondes, sédimentation d'une colonne d'eau plus importante), de sorte que la variabilité spatiale à l'intérieur d'un même plan d'eau est modérée (coefficient de variation compris entre 31 et 46 %, pour les étangs palavasiens). Dans les étangs conchylicoles, les biodépôts provoquent un engraissement localisé des sédiments (6 mg N / g de sédiment sec dans l'étang de Thau) et une variabilité spatiale accrue (coefficient de variation 75 %, à l'échelle de l'étang).

Enfin des corrélations entre azote Kjeldahl et carbone organique sont décrites pour les sédiments lagunaires (Beisel, 1991 et Mancini, 1988).

b. Phosphore

Les concentrations en phosphore total diminuent en général de la couche 0-10 cm vers celle de 20-30 cm avec la profondeur (Moutin, 1992 ; Beisel, 1991). Dans les sédiments recevant des biodépôts (zones conchylicoles de l'étang de Thau, Ifremer, 1991), les différences entre la couche 0-5 et 10-15 cm sont faibles.

Les concentrations sont en général plus fortes en été (étang du Prévost : Laporte, 1978 ; lagune de Venise : Sfriso et al., 1988).

Les données ont été sélectionnées comme pour l'azote. Les sources sont donc les mêmes. Seul Berre n'est pas représenté car aucune donnée de phosphore n'a pu être trouvée.

Il apparaît que les teneurs en phosphore total sont comprises entre 0,4 et 1 mg P / g de sédiment sec selon les lagunes. Le classement en concentrations croissantes est le suivant :

Phosphore total des sédiments (teneurs moyennes en mg / g de sédiment sec)	
* < 0,5	Biguglia
* 0,5 - 0,7	Vaccarès, Or, Prévost, Vic-Ingil, Thau
* 0,7 - 0,9	Arnel, Méjean
* > 0,9	Grec

On constate par ailleurs, que les secteurs de lagune recevant des apports urbains (étang du Grec) ou des biodépôts conchylicoles sont plus chargés que les autres. Cet enrichissement localisé des sédiments ne se traduit pas, pour les lagunes concernées, par une variabilité spatiale plus forte que pour l'azote (coefficient de variation de 19 à 33% sur les étangs palavasiens et 51% sur Thau).

1.3.3. Potentiel d'oxydoréduction

Le potentiel d'oxydoréduction ("Redox") résulte d'un ensemble de processus physico-chimiques et biologiques qui ont pour origine la dégradation de la matière organique. Il s'exprime en millivolts par rapport à une électrode de référence à hydrogène. Il est d'autant plus faible que les teneurs en matière organique sont fortes et le renouvellement des eaux faible. La précision de mesure est de 10mV.

Après prélèvement d'une carotte (à pied ou en plongée lorsque la profondeur est trop grande), le Redox se mesure directement sur le terrain, ou rapidement après prélèvement. Les carottes doivent permettre une mesure le long d'un profil de 20 cm, tous les deux centimètres. A chaque profondeur, 3 mesures au moins doivent être réalisées, pour que l'écart-type ne soit pas supérieur à ± 50 mV. Le nombre de mesures par station doit augmenter si l'on veut comparer des stations ou des lagunes entre elles. Il peut être maintenu, voire abaissé s'il s'agit de réaliser une couverture spatiale de la lagune.

a. données disponibles

La plupart des mesures rencontrées en bibliographie concernent le milieu marin plus ou moins fermé. Les milieux se rapprochant le plus de nos lagunes sont les estuaires anglais ou les fjords norvégiens. Le Redox y a généralement été étudié pour divers apports organiques bien définis (rejets urbains, effluent de papeterie, etc....).

En lagune des mesures ont été réalisées sur :

- des sédiments d'une zone centrale (étangs de Thau, de Diana et d'Urbino), qui servent de "référence",
- des sédiments situés sous des tables conchylicoles (étang de Thau) et sous les cages d'élevage des poissons (étang d'Urbino),
- des sédiments en sortie d'un lagunage (étang de Thau).

Elles permettent de représenter les principaux cas d'enrichissement organique.

b. Profils de Redox

Enrichissement "diffus"

La figure 5 montre les profils Redox dans diverses situations d'enrichissement diffus (mesure dans les étangs de Thau, de Diana et d'Urbino, en dehors des zones conchylicoles et des zones d'apports du bassin versant). Le Redox chute dans les premiers centimètres pour se stabiliser ensuite à une valeur d'autant plus basse que l'enrichissement serait important (activité aquacole) et l'oxygénation des sédiments faible (faible hydrodynamisme) : - 150 mV à Thau, - 250 mV à Urbino et - 350 mV à Diana. On est dans des situations d'enrichissement chronique des sédiments, où la valeur obtenue au palier est plus basse que celle des milieux marins (Bagander et Niemisto, 1978 ; Pearson et Stanley, 1979 ; Plante-Cuny et Bodoy, 1987). Dans ce type de sédiments, le Redox peut être considéré constant à partir de 10 cm de profondeur.

Enrichissement "ponctuel"

Plusieurs types d'enrichissement ponctuel sont présentés en figure 6, biodépôts conchylicoles, pisciculture, ou rejet des eaux d'un lagunage d'eaux usées. Contrairement aux précédents, leur impact est localisé dans les sédiments de surface où s'accumule la matière organique ; les couches plus profondes seront affectées plus tardivement. Là encore, la stabilisation des profils est acquise à 10 cm de profondeur.

Ces exemples et l'expérience développée en milieu marin montrent que le Redox constitue une méthode opérationnelle d'analyse de l'enrichissement organique, qu'il soit diffus ou ponctuel. Il permet de plus, dans une certaine mesure, d'évaluer l'ancienneté de l'enrichissement et sa réversibilité, ce qui présente un avantage important pour la mise en place de procédures de gestion. Sauf en cas de sources d'apports bien identifiées, il ne permet pas de déterminer avec précision la nature de l'enrichissement.

c. variabilité temporelle

En milieu marin semi-fermé (estuaires), des expériences de suivi de pollutions organiques ont montré que le sédiment "répondait" à des changements dans les quantités d'apports dans un délai de 6 à 8 semaines. Ceci permet de penser que les variations saisonnières du Redox pourraient être tamponnées.

Figure 5. Profils de potentiel Redox mesurés en dehors de zones d'apports montrant diverses situations d'enrichissement diffus.

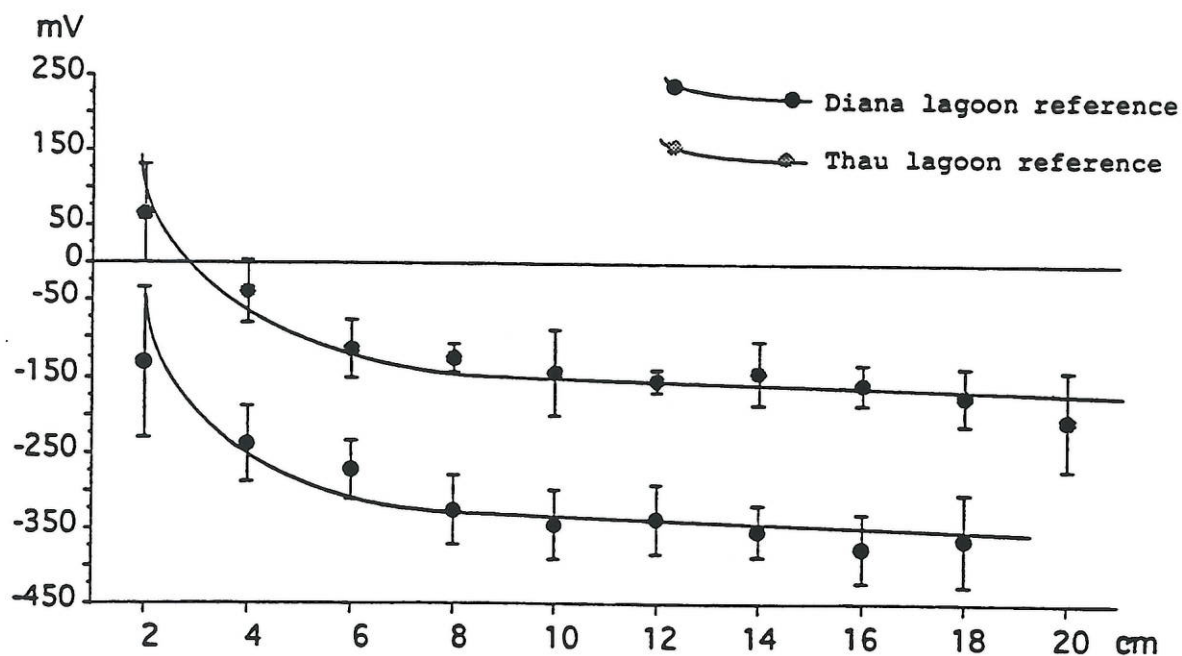
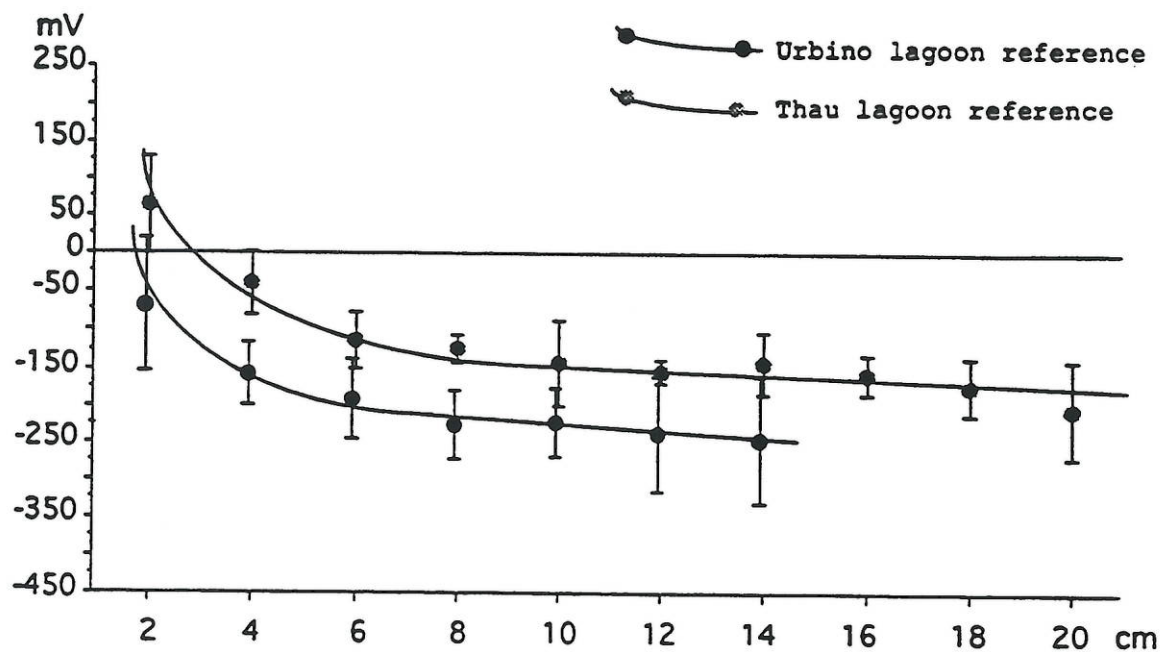
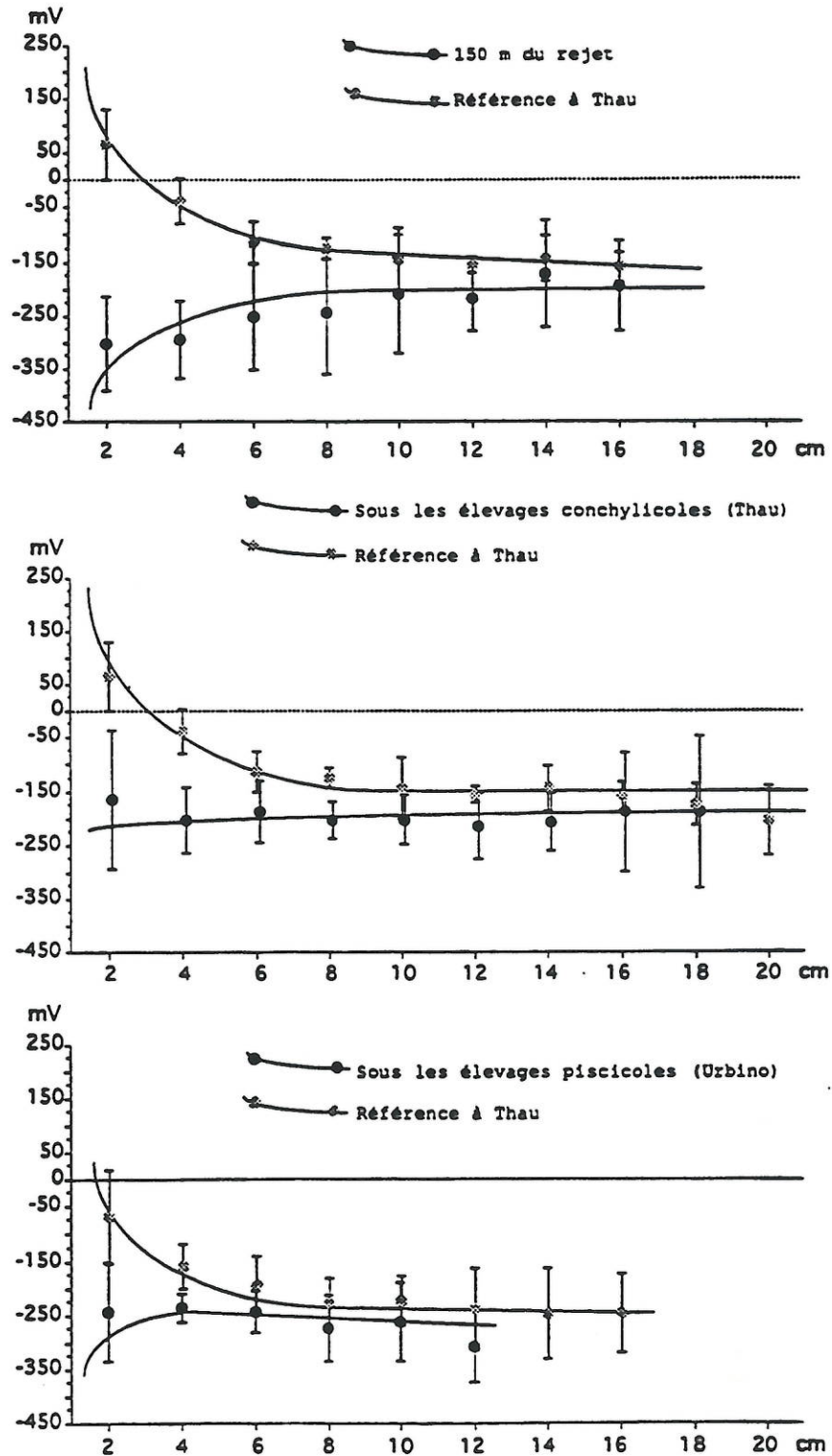


Figure 6. Evolution du profil Redox dans diverses situations d'apports ponctuels : en haut, à 150 m d'un rejet de lagunage ; au milieu, sous des tables conchylicoles ; en bas, sous des cages d'élevage de poissons.



Dans les premiers centimètres des sédiments lagunaires des zones conchylicoles, le Redox varie de 200 mV entre l'été et l'hiver ; à plus forte profondeur (10 cm) ou en dehors de l'influence directe des apports, cette variation est beaucoup plus faible, de l'ordre de 30 mV (V. Ménage, comm. pers.).

d. Classements possibles

A partir des données disponibles pour quelques sédiments lagunaires et pour de nombreux sites en milieu marin, il apparaît un classement du Redox suivant:

Type de sédiment	V1 (mV)	V2 (mV)	Exemples
Référence marin	150	-50	Divers
Référence lagunaire	50	-150	Etang de Thau (10 m)
Enrichi	-150	-250	Etang de Urbino (10 m)
Très enrichi	-150	-350	Etang de Diana (10 m)
Apports ponctuels (moyens)	-150	-150	450 m rejet Mèze (2 m)
apports ponctuels (forts)	-250	-250	150 m rejet Mèze (2 m)

V1 : moyenne des mesures à 2 et 4 cm.

V2 : moyennes des mesures en dessous de 10 cm.

Il est alors possible de comparer les lagunes entre elles à l'aide d'un graphique des deux variables V1 et V2 (figure 7) : les valeurs du Redox varient considérablement selon la qualité des milieux.

1.4 Phytoplancton

Les études réalisées sur le phytoplancton des lagunes méditerranéennes fournissent des informations sur les biomasses (exprimées le plus souvent en chlorophylle a), les productions (mesurées par l'assimilation du carbone minéral), et la nature des peuplements.

Six milieux ont particulièrement été étudiés : étangs de Thau, de l'Or, de Diana, d'Urbino, de Biguglia et de Berre.

Les données les plus abondantes concernent l'étang de Thau, où elles sont souvent limitées aux secteurs conchylicoles, l'étang de Berre, où elles sont souvent ponctuelles (suivis des apports de la Durance), et l'étang de l'Or (échantillonnage mensuel depuis 1986). De nombreux autres milieux ont été étudiés de manière plus succincte : étang de Salses-Leucate, de Bages-Sigean, de Pierre-Blanche, du Prévost, de l'Ingril et du Vaccarès.

Les données exploitées dans cette étude sont rassemblées dans le tableau 4 qui indique en particulier le nombre de données disponibles par étang et par campagne annuelle.

L'hétérogénéité des plans d'échantillonnage ne permet qu'une exploitation limitée des données et met en évidence l'intérêt des études offrant des suivis sur de nombreuses années (Thau, Berre, Or).

Au plan qualitatif, il faut signaler que les études floristiques sont relativement rares et généralement menées par des spécialistes du domaine marin ; elles manquent certainement de précision quant aux groupes issus du domaine continental.

1.4.1. Répartition spatiale

D'une manière générale, les zones situées à proximité des tributaires d'eau douce se caractérisent par :

- de fortes biomasses (DGRST, 1977 ; Cemagref, 1986 ; Frisoni, 1984 ; Tolomio, 1976),
- l'abondance des chlorophycées (souvent nanoplanctoniques) et des cryptophycées. Cette situation a été mise en évidence sur des lagunes étrangères (Tolomio, 1976 ; Ohtake, 1980) ; elle a aussi été observée sur le bassin de Thau (Jarry et al., 1990), où l'élévation du rapport chl b / chl a dans les zones sous influence continentale résulte de la contribution importante des chlorophycées (en particulier des euglénophycées), seuls groupes contenant de la chlorophylle b.

A l'opposé, le pôle le plus marinisé est en général dominé par un peuplement très diversifié, dominé par les diatomées marines (riches en chlorophylle c) et une élévation du rapport chl c / chl a.

Il y a souvent, pour une même lagune, un facteur 10 à 20 entre les secteurs les plus pauvres et les plus riches en biomasse chlorophyllienne, quelque soit la valeur de cette biomasse.

Tableau 4. Valeurs de biomasse chlorophyllienne dans diverses lagunes

Etangs <i>avec indication de la source, de l'année et entre parenthèse le nombre d'observation</i>	Amplitude annuelle ($\mu\text{g/l}$)	Taux de dépassement (%)		Coefficient. de variation			Amplitude interstation	
		seuil 5 $\mu\text{g/l}$	seuil 15 $\mu\text{g/l}$	mensuel journalier horaire			max. enregistré	en période moy. en floraisons
Thau Henard 75	0,1-13	4		100-140 (bimens)			0,1-2,2	2,3-4,9
Ifremer 86 (500)	0,1-13 27 (exempt.),	5 (8 au seuil 3)						
Ecothau S(252)				58-71			1 à 13 exempt	
M(36)				24-75			0,7 à 2,5	
H(30)				19-81			0,7 à 4,5	
Diana 76 (126)	0,1-9,5	8	0	90-100			0,1 à 0,5	
Diana 80	1-7,4	8	0	70			1,3 à 2,2	3,5 à 9,5
Urbino 78 (30) bimestriel	0,05-4,6	0					0,05-5	
Urbino 80 (12)	0,1-5	8	0	40			1,1-2,5	0,4-4,6
Mauguio*77 (49)	0,5-200 max = 600	65	50	120-170			1,5 à 14	200 à 500
Mauguio 87 (120)	620	63		70-270			3,5-60	10-620
Mauguio 90 (120)	322	88		50-80			5-120	100-300
Biguglia*80 (22)	0,1-72	65	25	60-130				10-72
Biguglia 91 (48)	0,2-35	35	12	130			0,3 à 3	5,5 à 7,5 6 à 40
Berre*	3-30 (40 à Vaine)							
Salses Leucates*	40 (en crise)							
Pierre Blanche	3-57							
Prevost 82*	1,5-8							
Ingril	0,8-26							
Bages	12 au max.							

La distribution des espèces ou des taxons peut être précisée, à l'aide de la liste fournie au tableau 5, qui constitue un inventaire des espèces les plus couramment rencontrées dans divers milieux. Compte tenu d'informations issues de la littérature et d'observations diverses (Frisoni), la typologie suivante est proposée :

- présence fréquente en milieu marin ou sous influence marine,
- présence fréquente en milieu sous influence continentale,
- susceptible de donner lieu à des floraisons massives (abondance numérique > 50 %),
- présence fréquente en milieu enrichi par des apports nutritifs, pas obligatoirement eutrophe,
- susceptible de provoquer des phénomènes d'eau colorée (pas forcément toxique),
- présence observée en milieu pollué, eutrophe ou dystrophe.

Cet inventaire s'adresse essentiellement aux espèces microplanctoniques, négligeant le nanoplancton et le picoplancton ; il ne prend pas bien en compte le groupe des cryptophycées, pourtant très fréquent et donnant lieu à des abondances importantes.

1.4.2. Variabilité temporelle et évolution à long terme

Il y a schématiquement deux types de distribution saisonnière des biomasses, selon la période des maxima : estivale dans les étangs profonds ayant un petit bassin versant, et hivernale dans ceux qui sont peu profonds et dont le bassin versant est étendu (figure 8). La variabilité annuelle est maximale dans les étangs sous forte influence continentale. Ceci tendrait à montrer l'influence des apports en eau douce sur le phytoplancton.

L'hypothèse de Kalf et Knoechel (1978) selon laquelle l'eutrophisation des eaux entraîne une augmentation de la variabilité de la biomasse phytoplanctonique pourrait être confirmée par l'analyse en composante principale effectuée sur cinq lagunes (Frisoni 1984), montrant que la variabilité de la biomasse chlorophyllienne (mesurée mensuellement) est en partie liée à l'enrichissement des eaux.

Mais les travaux réalisés dans le cadre du programme Ecothau montrent que la biomasse chlorophyllienne a une variabilité horaire (mesurée par le coefficient de variation) qui dépasse parfois la variabilité mensuelle, ce qui limite la validité des suivis à pas de temps large (mensuels).

Tableau 5. Liste des taxons recensés en eaux lagunaires méditerranéennes.

EM : présence en lagune sous influence marine
 ED : présence en lagune sous influence continentale
 A : pouvant être abondant (>50 %)
 Rich. : caractéristique des eaux riches (pas forcément eutrophes)
 R : pouvant provoquer des eaux colorées (pas forcément toxiques)
 Cri. : rencontrées en eaux polluées, eutrophes ou dans milieux en déséquilibre

Diatomées Centriques

<i>Asteromphalus</i> sp.	EM
<i>Bacteriastrium delicatulum</i>	EM
<i>Bidulphia</i> sp.	EM
<i>Dytilum brightwellii</i>	EM
<i>Coccinodiscus grannii</i>	EM, A
<i>Chaetoceros affinis</i>	EM
<i>C. decipiens</i>	EM
<i>C. lacinosus</i>	EM, A
<i>C. curvisetus</i>	EM
<i>C. danicus</i>	EM
<i>C. compressus</i>	EM, A, Rich.
<i>C. socialis</i>	EM, A, Rich.
<i>Cyclotella</i> sp.	ED, A
<i>Dytilum brightwellii</i>	EM, ED, A, Rich. dessalure et faible température
<i>Hemiaulus sinensis</i>	EM
<i>Lesptocylindricus</i> sp.	EM, A, Rich. Dessalure
<i>Melosira sulcata</i>	EM, ED
<i>Rhizosolenia setigera</i>	EM
<i>R. fragilissima</i>	EM, A
<i>R. delicatula</i>	EM, R
<i>Skeletonema costatum</i>	EM, ED, A, Rich. dessalure et faible température
<i>Thalassiosira rotula</i>	EM, A

Diatomées Pennées

<i>Asterionella japonica</i>	EM
<i>Amphora</i> sp.	EM, ED
<i>Eunotia</i> sp.	ED
<i>Fragilaria</i> sp.	EM, ED
<i>Gyrosigma</i> sp.	EM, ED
<i>Lichmophora</i> sp.	EM, ED
<i>Navicula</i> sp.	EM, ED
<i>Nitzschia pungens</i>	EM, A
<i>N. closterium</i>	EM, ED, A, Rich., Cri.
<i>N. seriata</i>	EM, A, Rich.
<i>N. longissima</i>	EM
<i>N. delicatissima</i>	EM, A, Rich.
<i>Grammatophora marina</i>	EM
<i>Pleurosigma</i> sp.	EM, ED
<i>Surirella</i> sp.	EM, ED
<i>Striatella</i> sp.	EM, ED
<i>Thalassionema nitzschoides</i>	EM

Euglènes

<i>Eutrepsiella</i> sp.	ED, EM
-------------------------	--------

Cyanophycées

<i>Oscillatoria</i>	EM, ED, A, Rich., Cri.
<i>Anabaena</i>	EM, ED, A, Rich., Cri.
<i>Spirulina</i>	EM, ED, A, Rich., Cri.

Chlorophycées

Chlorophycées non déterminées	ED, EM, A
<i>Ankistrodesmus</i>	ED, A, Rich.
<i>Chlorella</i>	ED, EM, A
<i>Closterium</i> sp.	ED, A
<i>Scenedesmus</i> sp.	ED
<i>Nannochloris</i> sp.	EM, ED, R, Rich., Cri.

Cryptophycées	EM, ED, A
---------------	-----------

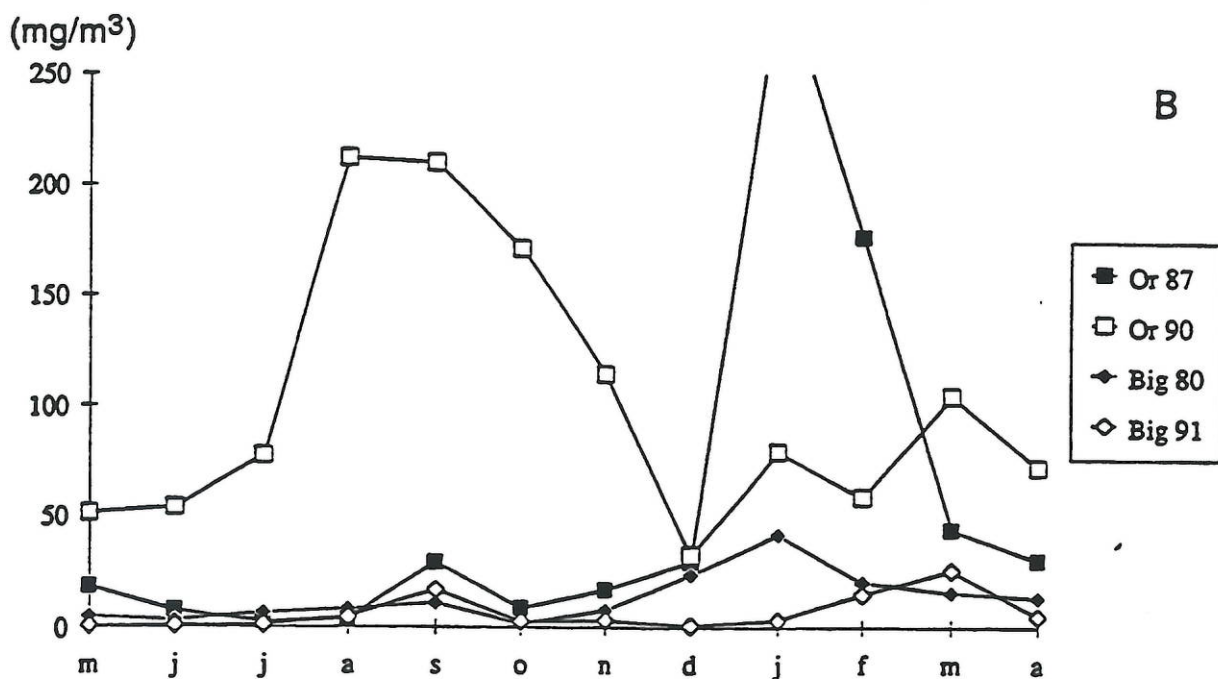
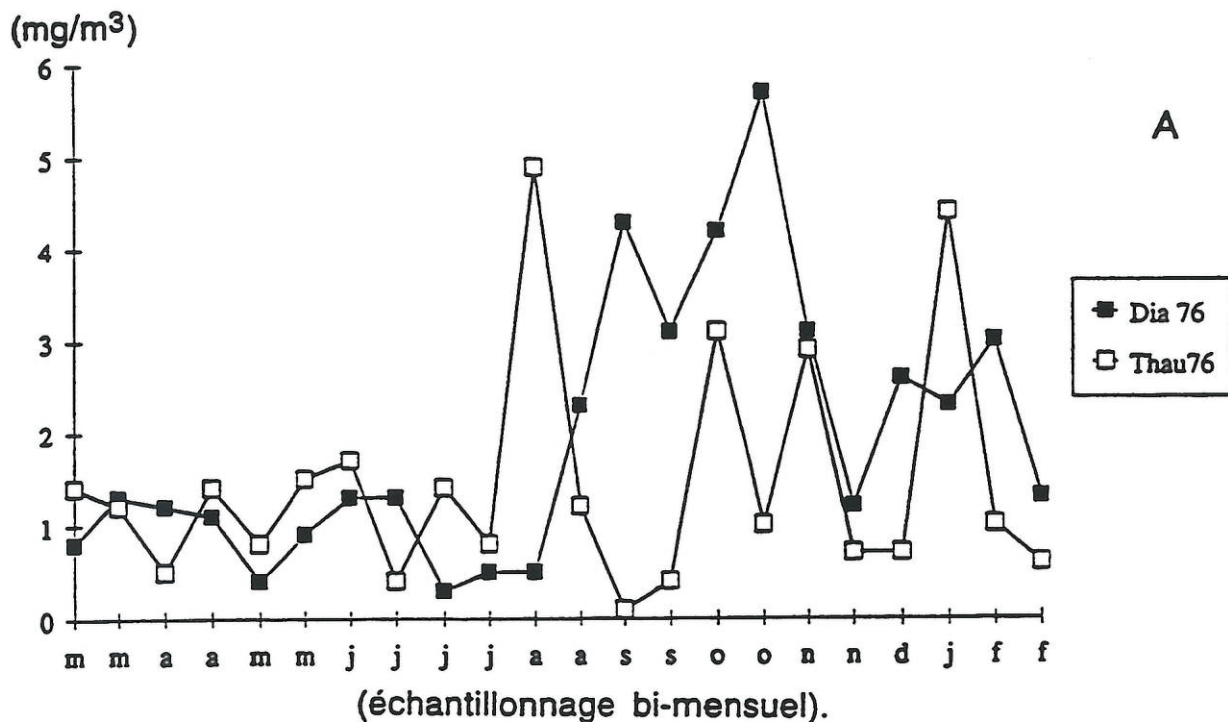
Silicoflagellés

<i>Dictyocha</i> sp.	EM
<i>Ebrai tripartita</i>	EM
<i>Hermesinum adriaticum</i>	EM

Dinoflagellées

<i>Alexandrium minutum</i>	EM, R, Cri.?
<i>Amphidinium</i> sp.	EM, ED, A
<i>Ceratium furca</i>	EM, A
<i>Ceratium fusus</i>	EM
<i>Dynophysis sphaerica</i>	EM
<i>D. sacculus</i>	EM, R, Cri.?
<i>D. acuminata</i>	EM, R, Cri.?
<i>D. caudata</i>	
<i>Diplopsalis lenticula</i>	EM, ED
<i>Goniaulax</i> sp.	EM, ED, R, Cri.
<i>Gymnodinium</i> sp.	EM, ED, A, R
<i>G. nelsoni</i>	EM, A
<i>Gyrodinium</i> sp.	EM, ED, R
<i>G. fusiforme</i>	EM
<i>Heterocapsa triquetra</i>	EM
<i>Oxytotum</i> sp.	EM
<i>Peridinium</i> sp.	EM, ED
<i>P. diabolus</i>	EM
<i>P. brochi</i>	EM
<i>P. conicum</i>	EM
<i>P. claudicans</i>	EM
<i>P. depressum</i>	EM, ED
<i>P. oceanicum</i>	EM
<i>P. quinquecorne</i>	ED, EM, A
<i>P. sphaericum</i>	EM
<i>P. steini</i>	EM
<i>P. trochoideum</i>	EM, ED, A
<i>P. minusculum</i>	EM, ED
<i>P. crassipes</i>	EM
<i>Plectodinium nucleovolutatum</i>	EM
<i>Polykrikos</i> sp.	EM, ED
<i>Prorocentrum arcuatum</i>	EM
<i>P. lima</i>	EM
<i>P. micans</i>	EM, ED, R, Cri.
<i>P. minimum</i>	EM, ED, R
<i>P. scutellum</i>	EM, ED, A
<i>P. triestinum</i>	EM
<i>P. compressum</i>	EM, ED, A

Figure 8. Evolution de la biomasse chlorophyllienne ; étangs de Diana et de Thau (a) ; étangs de Biguglia et de l'Or (b).



Les données disponibles sur plusieurs années ont été recueillies dans le meilleur des cas avec un pas de temps mensuel. Elles n'indiquent pas, à elles seules, de réponse claire du phytoplancton à un enrichissement des eaux, exception faite de l'étang de Berre, plus profond et stratifié. Dans les étangs peu profonds (Biguglia, Or), la compétition avec les macrophytes limite probablement le développement du phytoplancton.

1.4.3. Classement des lagunes

L'analyse que nous avons effectuée permet de distinguer deux catégories d'étangs :

- les étangs subissant généralement une influence très faible à moyenne du bassin versant, en volume d'eau apportée (Thau, Diana, Urbino, Salses) :
 - * la biomasse (B) est faible (généralement, maxima $< 5 \mu\text{g/l}$ de chla)
 - * la production (P) est faible (100 à 200 mg C/m³/j)

Pour ces étangs, l'année se partage entre une période d'abondance chlorophyllienne (été - automne) et une période de faibles biomasses (hiver - printemps), cette dernière pouvant toutefois être marquée par des floraisons fugaces, à l'occasion de pluies (figure 8a).

Les peuplements sont riches (richesse spécifique supérieure à 100 espèces) et diversifiés (Indice de Shannon entre 1,5 et 3,5), dominés par des groupes caractéristiques du milieu marin peu eutrophisé : diatomées centriques, dinoflagellés (Frisoni, 1984). Des observations plus récentes sur l'étang de Thau tendent à nuancer ce constat, compte tenu de l'importance du picoplancton, non pris en compte jusqu'à présent (Vaquer, comm. pers.).

Cette première catégorie caractérise des milieux profonds ou très profonds (profondeur maximale dépassant 5 mètres).

- les étangs soumis à de forts apports volumiques du bassin versant (Berre, Biguglia, Or) :
 - * la biomasse est élevée (maxima $> 5 \mu\text{g/l}$ de chla, voire $> 100 \mu\text{mg/l}$ pour l'Or et Tunis)
 - * la production est forte (souvent $> 200 \text{ mg C/m}^3/\text{j}$).

Dans ces étangs, les biomasses estivales (juin - septembre) sont en général plus faibles que les valeurs hivernales, mais il existe des contre-exemples (étang de l'Or, Cemagref, 1990), montrant la difficulté des généralisations (figure 8b).

La richesse spécifique est en général plus faible (30 à 50 espèces). Le peuplement est le plus souvent peu diversifié (indice de Shannon de 0,05 à 2) et dominé par des groupes très différents de la première catégorie, notamment des chlorophycées et des diatomées pennées (Frisoni, 1984).

Cette deuxième catégorie regroupe le plus souvent des milieux peu profonds, exception faite de l'étang de Berre.

Il peut être intéressant de rappeler les seuils qui sont parfois pris en compte pour évaluer le niveau trophique des plans d'eau continentaux (Sakamoto, 1966) :

- * $< 2,5 \mu\text{g} / \text{l}$ oligotrophes
- * $1 \text{ à } 15 \mu\text{g} / \text{l}$ mésotrophes
- * $> 5 \mu\text{g} / \text{l}$ eutrophes

1.4.4. Echantillonnage

La forte variabilité des variables descriptives du phytoplancton lagunaire constitue une contrainte majeure vis-à-vis de problèmes d'échantillonnage.

Les périodes de biomasse élevée (dont on a montré l'intérêt pour un classement des étangs) surviennent généralement en été dans la première catégorie d'étang et en hiver pour la seconde.

Mais la variabilité de la biomasse est parfois plus élevée à court terme (journalier ou horaire), ce qui nous pousse à émettre des réserves quant à la validité des suivis effectués à un pas de temps trop large (mensuel).

Deux orientations peuvent alors être envisagées :

- suivi à pas de temps hebdomadaire ou bimensuel réparti sur l'ensemble de l'année ou sur des périodes ciblées,
- suivi à pas de temps journalier sur une à deux périodes de 15 jours, sous forte insolation (été) et sous apport du bassin versant (hiver).

L'amplitude des gradients spatiaux oblige à la mise en oeuvre de plans d'échantillonnage prévoyant un nombre suffisant de stations. Sur l'étang de Thau (7500 ha), la répartition de la biomasse peut être décrite à partir de 7 stations minimum (Jarry, 1990). Sur des étangs plus petits un nombre de trois stations constituerait une limite pour appréhender les zones d'apports continentaux et les secteurs d'influence marine.

1.5 Macrophytes

La végétation lagunaire a été étudiée dans les milieux lagunaires, sous l'aspect d'inventaires ou de répartitions qualitatives (présence/absence) et quantitatives (biomasses).

Les données les plus nombreuses portent sur des inventaires, présentés selon un classement systématique (par espèces, par genres), ou biologique (ex. phanérogames, algues). Dans ce dernier cas, les algues peuvent être dissociées en sous-catégories selon leurs pigments (chlorophycées, rhodophycées, phéophycées) ou leur morphologie (exemple : algue filamenteuse). Dans la suite du texte le terme "catégorie" sera employé pour désigner le classement biologique.

En France, Les observations répétées au cours du cycle annuel sont rares et limitées à une année. Elles concernent deux étangs (Prévost et Thau) et rapportent les biomasses et leur répartition.

1.5.1. Macrophytes et eutrophisation

La distribution des peuplements végétaux dans les milieux lagunaires dépend tout d'abord d'un ensemble de facteurs, non trophiques qu'il convient de connaître :

- l'hydrodynamisme, qui bien que peu important à l'intérieur des lagunes conditionne la répartition des algues en "épave" (accumulation dans les zones de calme hydraulique). Les champs de vitesse sont plus élevés dans les secteurs de communication (graus, passes) et la végétation qui s'y maintient est fixée (phanérogames ou algues, selon la nature du substrat) ;
- la nature du substrat, déterminante pour les algues fixées et les phanérogames. Les substrats meubles, qui sont les plus représentés en milieu lagunaire conviennent aux phanérogames (enracinement), pour toutes les catégories de granulométries rencontrées en lagune, des plus grossières (sables) aux plus fines (vases) ; les substrats durs, favorables aux algues fixées, ont le plus souvent une origine anthropique (enrochements des rives,

structures d'élevage) ; bien qu'ils soient des supports d'une grande diversité, leur importance en lagune reste faible ;

- la turbidité, d'origine terrigène ou biologique, qui limite la pénétration des rayons lumineux. Il faut signaler le cas très particulier des secteurs d'étangs où se pratique la conchyliculture ; la filtration des coquillages y abaisse fortement la turbidité, repoussant ainsi la limite d'extension de la végétation vers des profondeurs plus importantes qu'ailleurs ;
- la salinité. Dans la bibliographie, on relève que les principales espèces végétales sont signalées dans toute la plage de variation la plus fréquente en milieu lagunaire (5 à 40 g/l). Font exception le potamot (*Potamogeton pectinatus*), absent au-delà de 20 g/l et les *Codium sp.* absents en dessous de 18 g/l.

a. facteurs trophiques, aspects qualitatifs

Sfriso (1987), analysant des données anciennes sur la lagune de Venise (Schiffner et Vatova en 1938 et Pignatti en 1962), montre que les macrophytes sont un excellent indicateur de l'évolution de cette lagune au cours du temps, tant au niveau des espèces, que des peuplements.

L'eutrophisation s'y manifeste par :

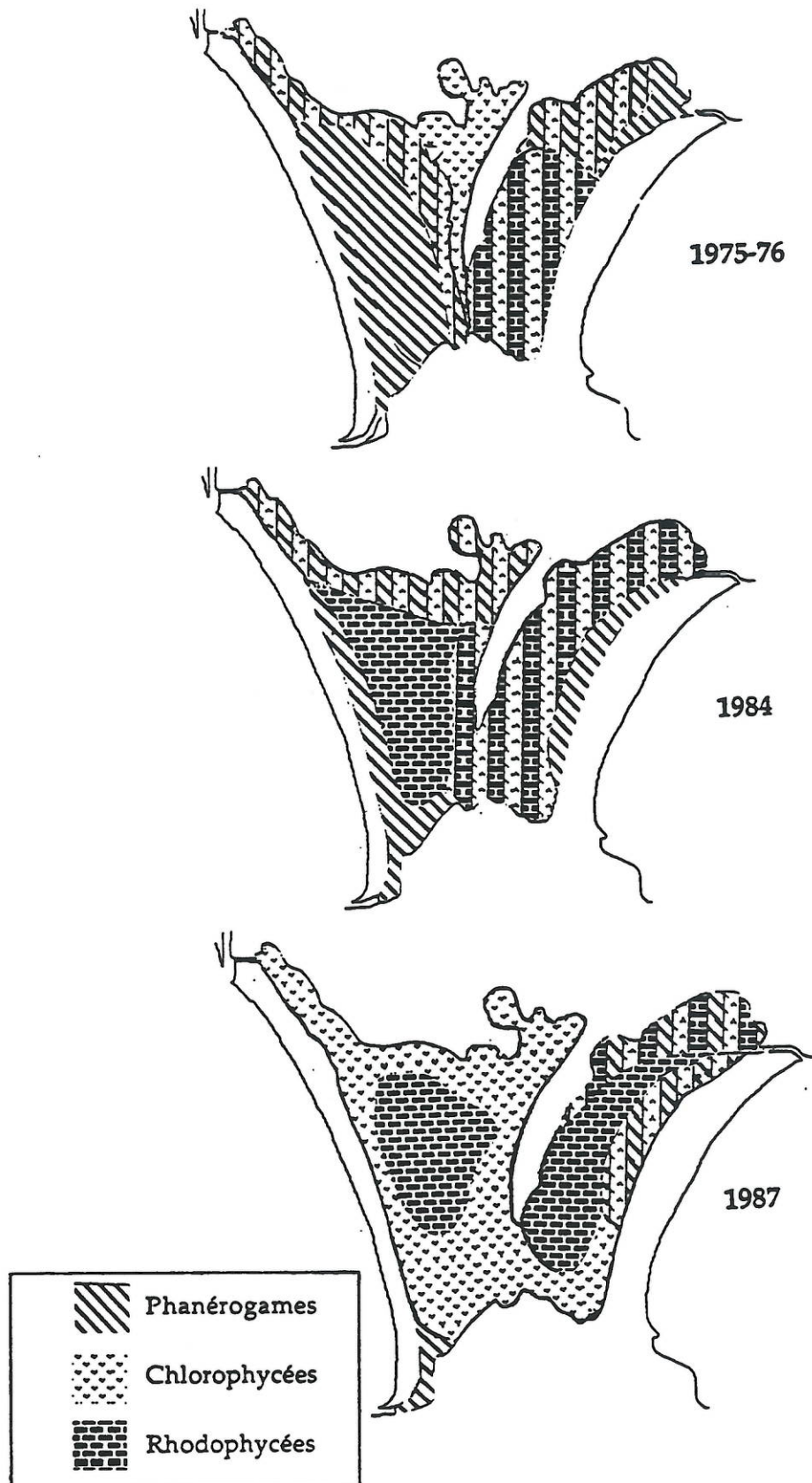
- la disparition de beaucoup d'espèces "oligotrophes", comme celles de l'"association des Cystoseires" (Pignatti, 1962),
- la disparition des phanérogames (*Cymodocea nodosa*, *Zostera marina*, *Zostera noltii*) des zones les plus polluées,
- un développement des algues adaptées à la pollution (en particulier les Ulvacées), dont la distribution spatiale et les biomasses croissent et qui entrent en compétition avec les autres algues, provoquant ainsi
- une régression de la richesse spécifique en algues rhodophycées et un accroissement de celle des algues chlorophycées.
- une chute de la richesse spécifique totale.

Des cartographies végétales permettent aussi de visualiser cette évolution, illustrée à la figure 9 par l'exemple de la lagune italienne d'Orbetello (ENEA, 1988).

On y observe :

- une régression de l'extension des herbiers au profit des algues. Les algues rhodophycées se développent en premier lieu puis cèdent progressivement le pas aux algues chlorophycées, parmi

Figure 9. Cartographies des macrophytes de l'étang d'Orbetello (ENEA)



lesquelles seuls les genres les plus nitrophiles (*Enteromorpha sp.* et *Ulva sp.*) subsistent.

- une modification de la composition spécifique des peuplements de phanérogames. Dans cette lagune, milieu saumâtre à marin, la succession observée lorsque les apports trophiques augmentent est la suivante : *Cymodocea sp.*, *Zostera sp.* puis *Ruppia sp.*

En milieu dessalé (<10 g/l) seuls le genre *Potamogeton* se développe, régresse et disparaît.

b. facteurs trophiques, aspects quantitatifs

La bibliographie française a été traitée pour juger du rôle du niveau trophique dans la répartition des végétaux lagunaires, en croisant les données de végétation et de conditions de milieux (teneurs en azote et en phosphore dans les eaux et les sédiments). Ces données ont été générées en relevant point par point (à défaut, par secteur) les données d'inventaire floristique et de conditions trophiques, issues de la compilation des études disponibles.

Les principaux genres concernés sont :

Phanérogames	Algues chlorophycées	Algues rhodophycées
<i>Zostera noltii</i>	<i>Acetabularia sp.</i>	<i>Alsidium sp.</i>
<i>Zostera marina</i>	<i>Codium sp.</i>	<i>Ceramium sp.</i>
<i>Ruppia maritima</i>	<i>Chaetomorpha sp.</i>	<i>Gracillaria sp.</i>
<i>Ruppia cirrhosa</i>	<i>Cladophora sp.</i>	<i>Polysiphonia sp.</i>
<i>Potamogeton pectinatus</i>	<i>Enteromorpha sp.</i>	
	<i>Ulva sp.</i>	
	<i>Ulvaria sp.</i>	

Les données concernant les algues phéophycées sont insuffisantes.

Il apparaît que dans les eaux chargées en azote (au delà de 130 à 150 $\mu\text{mol/l}$ de N-NO₃), certaines algues chlorophycées (*Chaetomorpha*, *Cladophora*, *Enteromorpha*, *Ulva*) et rhodophycées (*Gracillaria* et *Polysiphonia*) sont présentes, pendant que d'autres disparaissent (algues chlorophycées : *Acetabularia*, *Codium* ; algues rhodophycées : *Alsidium*, *Ceramium*). Les données disponibles ne permettent pas de montrer un effet du phosphore.

La majorité des espèces se rencontreraient dans une gamme assez large et identique de teneurs en azote et phosphore des sédiments.

Les phanérogames auraient parfois des exigences plus restrictives :

- aucune espèce de phanérogames n'est associée à des teneurs en azote Kjeldahl des sédiments supérieures à 5 mg N /g de sédiment sec (les stocks peuvent atteindre 8 mg/g),
- l'espèce *Zostera marina* est associée à des teneurs locales en phosphore total élevées (supérieures à 1 mg/g de sédiments sec, pour une gamme allant de 0,1 à 1,3 environ).

Une quantification du rôle des apports du bassin versant a été tentée, en traitant les données bibliographiques où sont indiqués les tonnages de nutriments apportés par le bassin versant et les biomasses des macrovégétaux (six lagunes françaises et nord américaines). L'augmentation des apports d'azote du bassin versant se traduit par une baisse puis disparition de la biomasse des phanérogames, une augmentation et diminution de celle des algues rhodophycées et une prolifération des algues chlorophycées. Des relations statistiquement significatives ($p < 0,01$) sont établies entre les tonnages apportés par le bassin versant et des ratios rhodophycées/chlorophycées et herbiers/chlorophycées (figure 10), exprimant ainsi les disparitions progressives de certaines catégories végétales au profit d'autres.

1.5.2. Variabilité spatiale et temporelle

Hormis le gradient de salinité (mer-bassin versant), qui joue sur la présence et l'absence de certaines espèces, une hétérogénéité spatiale apparaîtra en réponse à la présence de rejets, selon les mécanismes décrits ci-dessus.

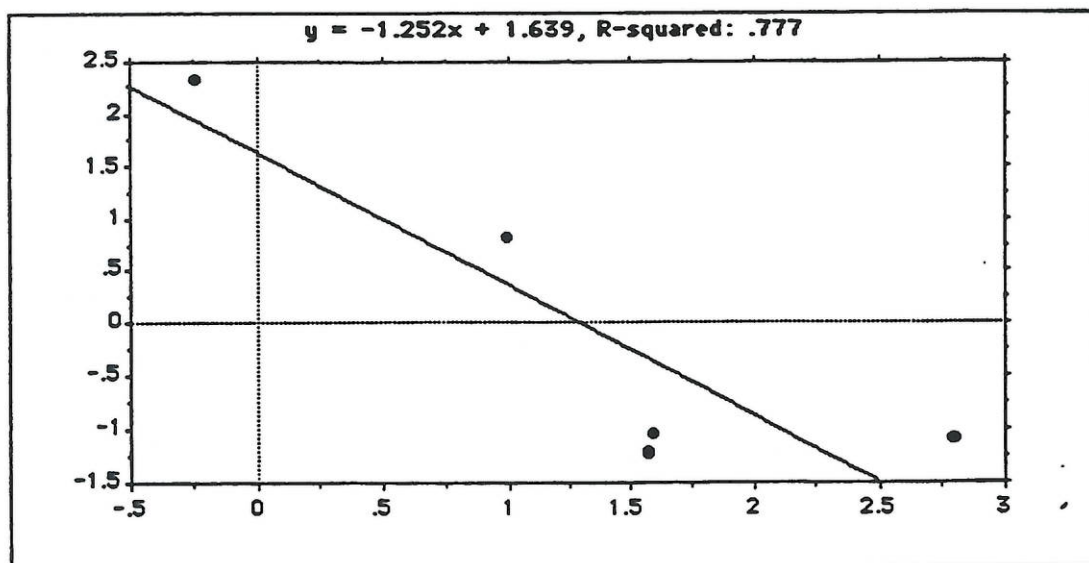
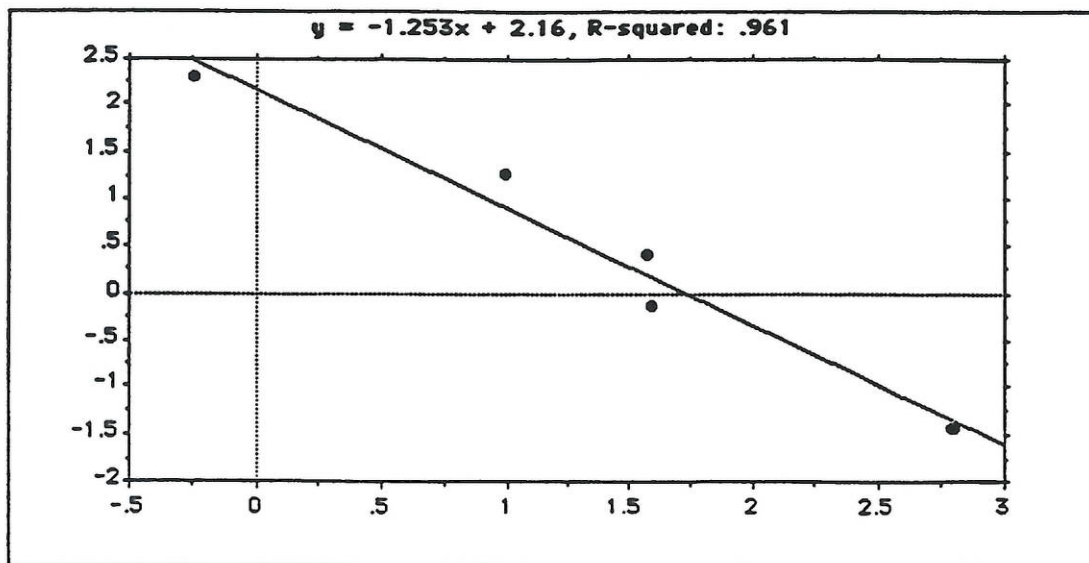
L'évolution au cours du cycle annuel est peu étudiée.

Dans l'étang de Thau, qui reçoit de faibles apports nutritifs, Dubois et Lauret (1991) ont observé que la biomasse des macrovégétaux globale se maintenait du printemps à l'hiver, selon une succession : les algues rhodophycées sont en général plus abondantes durant la saison froide, la majorité des algues chlorophycées atteint de fortes biomasses en saison chaude, pendant que la biomasse des herbiers de *Zostera marina* (feuilles) n'évolue pas.

Dans l'étang du Prévost (apports nutritifs du bassin versant très élevés), où seules les algues nitrophiles prolifèrent, le cycle saisonnier est marqué par des faibles biomasses en hiver, une période de développement printanier jusqu'à atteindre des biomasses élevées en début d'été.

Figure 10. Relations entre apports d'azote par les bassins versants et rapports des biomasses (en haut) de phanérogames/chlorophycées et (en bas) de rhodophycées/chlorophycées.

En abscisses : Ln (tonnes d'azote apporté par volume de milieu récepteur, μMm^3).
En ordonnées : Ln (rapports des biomasses en gMS / m^2 de zone végétalisée).



Suit alors une période de mortalités massives, avec éradication totale de la végétation pendant un à deux mois. En automne, la croissance reprend et une seconde phase de prolifération, moins importante peut survenir (Denizot et Riouall, 1978). Des descriptions similaires sont données pour les lagunes italiennes eutrophisées.

Au cours des années successives, les peuplements de phanérogames peuvent évoluer très rapidement lorsque la salinité varie de façon importante (allant jusqu'à la disparition d'espèces, comme dans l'étang du Vaccarès) ; l'enrichissement du milieu en éléments nutritifs est plus progressif et la réponse des phanérogames probablement plus lente.

Diverses observations et des éléments bibliographiques (en particulier les travaux de Lavery sur les lagunes australiennes) tendent à montrer une plus grande instabilité des peuplements de macroalgues d'une année à l'autre lorsque les volumes d'eau douce apportés par le bassin versant sont susceptibles d'être importants. De forts apports en eau douce engendrent une dessalure des eaux et favorisent souvent des blooms phytoplanctoniques au détriment des macroalgues.

1.5.3. Suivi et échantillonnage

Compte tenu de la saisonnalité des développements végétaux, la période apportant le plus d'information sur les algues se situerait en fin de printemps - début d'été.

La répétabilité au cours d'années successives est à préciser car les fluctuations interannuelles des peuplements sont mal connues ; elles sont probablement plus importantes pour les macroalgues dans les lagunes où l'instabilité des caractéristiques physico-chimiques des eaux est plus grande (bassin versant étendu).

Les relevés par groupes végétaux (phanérogames; algues rhodophycées et chlorophycées) semblent assez indicateurs et sont susceptibles d'être suivis en routine, sans compétences très particulières.

Un représentation sous forme cartographique ajoute une information visuelle immédiate et parlante. Une adaptation des méthodes de cartographie traditionnelles (transects, photo-interprétation) ou de méthodes en cours de développement (automatisation utilisant les outils de télédétection) pourrait permettre des suivis à grande échelle.

1.6 Macrofaune benthique

L'utilisation de la macrofaune benthique pour déterminer la qualité d'un milieu aquatique est fondamentale, comme le montrent les nombreuses utilisations en milieux d'eau douce (IBGN) ou marins. Pour les plans d'eau lagunaires, les recherches sur ce plan sont beaucoup moins avancées et, malgré quelques initiatives riches d'enseignements (Géhant et Jeanneret, 1984 ; Stora, 1982 et Clanzig, 1987) la littérature n'offre pas une grande abondance d'exemples, y compris à l'étranger (Hartnoll, 1984).

Nous avons donc fondé notre analyse sur l'examen critique des très nombreuses méthodes existant en milieu marin, que ce soit au travers de la littérature française (travaux de Bellan, 1976, 1980, 1988 ; de Glémarec, 1979, 1980, 1978 ; de Hily, 1983a, 1983b, 1983c, 1983 d, 1984, 1986, 1990) ou étrangère (Pearson, 1978, 1979 ; de Rosenberg, 1977 et de Sanders, 1958, 1968, 1972). Parmi les différentes méthodes examinées nous avons retenu celles pouvant s'appliquer aux spécificités des milieux lagunaires.

1.6.1. Des peuplements "physiquement contrôlés"

La spécificité des peuplements lagunaires est essentiellement liée à l'influence prépondérante des variables physico-chimiques. Peu profonds et situés à l'interface entre le continent et la mer, ils sont sujets à la fois à l'action des variables naturelles climatiques (température, vent, apports d'eau douce) et à celle des variables anthropiques (apports polluants).

Contrairement aux peuplements marins, dont les caractéristiques sont contrôlées par des facteurs biotiques (prédation, compétition, etc...), les peuplements lagunaires sont contrôlés par les facteurs physiques. En d'autres termes, en mer, la présence d'une espèce benthique dépend essentiellement de la place que lui laisse une autre espèce. En lagune une espèce est présente car elle n'a pas été éliminée depuis sa métamorphose par une température excessive ou un manque d'oxygène. Les conditions de vie difficiles et variables des lagunes font que la plupart des espèces ont développé des stratégies adaptatives leur permettant soit de résister mieux que d'autres à des conditions défavorables, soit d'être capables de recoloniser rapidement et massivement le milieu après leur disparition (cycle de reproduction rapide, formes de résistance).

1.6.2. Vers une typologie lagunaire

A priori, il devrait donc être facile, en lagune, de définir des indicateurs de pollution puisque les espèces répondent individuellement aux facteurs de stress. Ce travail est cependant compliqué par le fait que la réponse des peuplements est la même quel que soit le facteur de stress. Là où la profondeur est peu importante les conditions naturelles sont souvent très variables (eurythermie notamment). Les peuplements sont donc naturellement résistants et adaptés à ce facteur de stress. Une perturbation anthropique supplémentaire comme un rejet organique ne sera pas à l'origine d'une modification considérable des peuplements. En revanche dans les étangs profonds où les conditions sont plus stables, un apport organique sera très perturbant.

Lorsque l'objectif de l'étude est le suivi d'une lagune ou d'une station dans le temps, le degré de confinement naturel reste le même et les changements observés ne peuvent être attribués qu'à des causes anthropiques. En revanche, si l'objectif est l'évaluation ponctuelle de la qualité d'une lagune ou une comparaison de lagunes entre elles, le degré de perturbation naturel doit être connu. Ces observations nous ont amené à proposer une typologie simplifiée des milieux lagunaires basée sur leur degré de confinement et aboutissant à deux types différents (tableau 6). La définition de ces types selon des critères simples doit donc précéder toute étude.

1.6.3. Les méthodes

a. les méthodes globales

Les peuplements benthiques peuvent être caractérisés par les variables simples que sont la richesse spécifique, le nombre d'espèces et la biomasse. Ces variables ont souvent été utilisées dans le cas de suivi des effets d'un enrichissement organique en mer où elles sont particulièrement bien adaptées et permettent une classification de 1 à 7 (figure 11) des milieux en fonction d'un

Tableau 6. Typologie lagunaire simplifiée, préalable à toute analyse de la macrofaune benthique dans une optique d'étude de l'enrichissement des milieux.

Type I:

Les lagunes ou les portions de lagunes présentant des variations de salinité et de température importantes, présentant un substrat généralement vaseux, présentant une relation avec la mer relativement faible. On ajoutera à ces lagunes les lagunes sursalées (> 45 ‰) ou soussalées (<15 ‰) même si elles présentent de faibles variations de salinité. Pour toutes ces lagunes, on retrouvera une biocénose de type Lagunaire Eurytherme et Euryhaline (LEE), un degré d'euryhalinité des espèces de 8 à 9 d'après Mars (1966), et un confinement au sens de Guelorget et Perthuisot (1983) de IV à VI. Ces lagunes seront caractérisées par un petit nombre d'espèces très résistantes aux conditions du milieu.

(Ex : Biguglia, le complexe lagunaire palavasien, l'étang de Berre...)

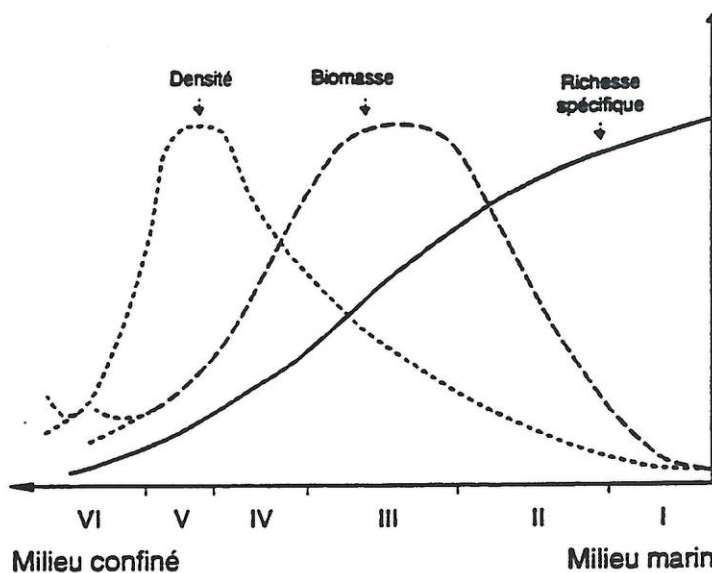
Type II:

Les lagunes ou les portions de lagune présentant une relation importante avec la mer (et donc une salinité proche de 37 ‰), des variations généralement modérées de cette salinité, et un sédiment généralement plus sableux que le précédent. On rencontrera dans ces stations des biocénoses de type Sables Vaseux de mode calme (SVMC) dégradé, un degré d'euryhalinité des espèces de 2 à 7, et un confinement au sens de Guelorget de II à III.

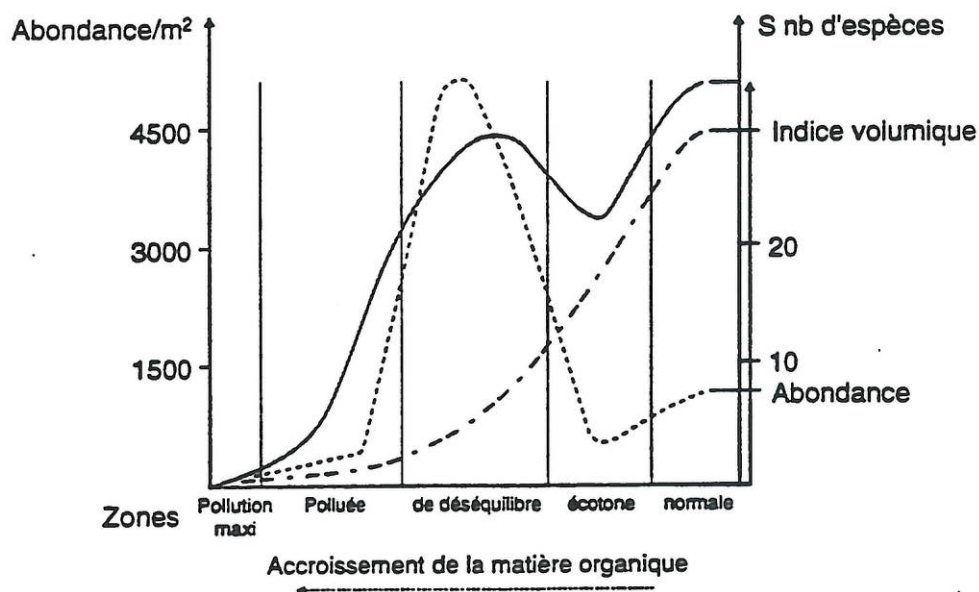
Elles comporteront un nombre d'espèces plus élevées que les lagunes précédentes et ces espèces seront moins résistantes au stress que les précédentes.

(Ex : l'étang de Thau, les étangs de Diana et d'Urbino...)

Figure 11 : Comparaison entre la zonation biologique naturelle des peuplements lagunaires et l'évolution des peuplements en fonction d'un accroissement organique.



Zonation biologique des lagunes méditerranéennes. (d'après Guelorget, 1985)



Effet d'un accroissement de la matière organique. (d'après Glemarec et Hily, 1981)

enrichissement organique. En lagune leur utilisation est possible mais plus limitée, le milieu lagunaire s'apparentant déjà à un des stades de dégradation (entre 2 et 4).

Cette méthode sera mieux adaptée aux lagunes de type II. Sa mise en oeuvre, une fois les déterminations effectuées, est facile (simple traçage de courbes), d'autant plus que même les déterminations systématiques semblent pouvoir être limitées à la famille ce qui réduit considérablement le travail d'analyse.

b. l'utilisation des espèces indicatrices

Là encore, la difficulté consiste à différencier les espèces indicatrices de stress naturel et de stress anthropique. Les rares études disponibles ont heureusement traité le problème en ce sens.

Nous disposons donc de listes complètes d'espèces indicatrices de perturbation maximale (lagunes de type I ou biocénoses LEE), et de pollution, d'enrichissement organique et à large répartition (lagunes de type II ou biocénoses SVMC), comme l'indique le tableau 7. Il est indispensable de ramener ces groupes à la typologie définie ci-dessus, les espèces indicatrices de richesse en matière organique par exemple, étant les mêmes que celles naturellement présentes dans les lagunes de type I.

L'exploitation de ces données est aisée puisqu'il suffit de comparer la présence d'une espèce à la liste fournie. En revanche cette méthode demande une détermination spécifique précise et est par ailleurs sujette aux explosions démographiques de certaines espèces.

D'une manière générale il faut tenir compte de la présence d'une espèce plutôt que de son absence éventuelle.

c. les indices synthétiques

Les indices synthétiques sont des combinaisons de variables dont l'interprétation simultanée aboutit à la caractérisation du milieu. Compte tenu de la complexité des milieux lagunaires, ils constituent *a priori* la méthode la plus séduisante, chaque variable apportant une information incomplète, mais l'ensemble donnant une image représentative de la qualité du milieu.

Pour les plans d'eau lagunaires, une méthodologie de ce type a été testée et associe les méthodes globales et les espèces indicatrices (tableau 8). Les résultats positifs montrent que ce type d'outil doit

Tableau 7. Classement biocénotique lagunaire.

<p>Blocénose SVMC (Sables vaseux de Mode Calme)</p> <p><u>Espèces caractéristiques exclusives :</u></p> <p>Stora, (1982) :</p> <ul style="list-style-type: none"> les mollusques <i>Venerupis aurea</i>, <i>Venerupis decussata</i>, <i>Loripes lacteus</i> ; les polychètes <i>Clymene cf oersterdi</i>, <i>Aricia foetida</i>, <i>Aonides oxycephala</i>, <i>Petaloproctus terricola</i>, <i>Arenicola claparedi</i>, <i>Chone collaris</i> ; les crustacés <i>Upogebia pusilla</i>, <i>Microdeutopus gryllotalpa</i>. <p>Cianzig, (1987) :</p> <ul style="list-style-type: none"> dans les herbiers de zostera : les mollusques <i>Parvicardium exiguum</i>, <i>Tricola tenuis</i>, <i>Gibbula adansonii</i>, <i>Rissoa spp</i>, <i>Bitium reticulatum</i>, <i>Gibbula albida</i> ; herbiers dégradés : <i>Aiptasia mutabilis</i>, <i>parvicardium exiguum</i> ; endotaune : <i>Loripes lacteus</i>, <i>Cerastoderma glaucum</i>, <i>Tapes decussata</i>, <i>Venerupis aurea</i> ; faune vagile : <i>cerithium vulgatum</i>, <i>carcinus mediterraneus</i>. <p><u>Espèces indicatrices d'enrichissement organique :</u></p> <ul style="list-style-type: none"> les cnidaires <i>Cereus pedunculatus</i>, <i>Cerianthus membranaceus</i> ; les polychètes <i>M. cf californiensis</i>, <i>Heteromastus filiformis</i>, <i>Platynereis dumerilii</i>, <i>Heterocirus alatus</i> ; les mollusques <i>Corbula gibba</i>, <i>Abra ovata</i>, <i>Brachidontes marioni</i>, <i>Venerupis decussata</i>, <i>Venerupis aurea</i>, <i>Thyasira flexuosa</i> ; les crustacés <i>Tanais cf cavolini</i>, <i>Erichthonius difformis</i>. <p><u>Espèces indicatrices de pollution :</u></p> <ul style="list-style-type: none"> les polychètes <i>Capitella capitata</i>, <i>Scoletepis fuliginosa</i>, <i>Audouina tentaculata</i>, <i>Nereis caudata</i>, <i>Staurocephalus rudoiphi</i> ; les mollusques <i>Nassa corniculum</i>, <i>Parvicardium exiguum</i> ; le crustacé <i>Nebalia bipes</i>. <p><u>Espèces à large répartition écologique de substrats meubles :</u></p> <p>Essentiellement des espèces marines sans intérêt ici.</p>	<p>Blocénose LEE (Lagunaire, Eurytherme, Eurhyaline) :</p> <p><u>Espèces caractéristiques exclusives :</u></p> <p>Stora, (1982) :</p> <ul style="list-style-type: none"> les polychètes <i>Nereis diversicolor</i>, <i>Nereis succinea</i>, <i>Mercierella (Ficopomatus) enigmatica</i> (éliminé des calculs de dominance car forme des amas d'individus), <i>Sirebospio shrubsoili</i> ; les mollusques <i>Hydrobia cf ulvae</i>, <i>Brachidontes marioni</i>, <i>Cerastoderma glaucum</i>, <i>Abra ovata</i>, <i>Scrobicularia plana</i> ; les crustacés <i>Balanus eburneus</i>, <i>Idothéa viridis</i>, <i>Sphaeroma hookeri</i>, <i>Cyathura carinata</i>, <i>Corophium insidiosum</i>, <i>Melita palmata</i> et <i>Echinogammarus stocki</i>. <p>Cianzig, (1987) :</p> <ul style="list-style-type: none"> les mollusques <i>Cerastoderma glaucum</i>, <i>Abra Ovata</i>, <i>Scrobicularia plana</i>. <p><u>Espèces caractéristiques d'un enrichissement organique (Stora, 1982) :</u></p> <p>Stora considère que toutes les espèces caractéristiques exclusives de la biocénose LEE sont caractéristiques d'enrichissement organique.</p> <p><u>Espèces indicatrices de pollution (Stora, 1982) :</u></p> <p><i>Scoletepis fuliginosa</i>, <i>Capitella capitata</i>.</p> <p><u>Espèces indicatrices de perturbation maximale (Stora, 1982) :</u></p> <p><i>Abra ovata</i>, <i>Nereis diversicolor</i>, <i>Sirebospio shrubsoili</i>, <i>Nereis succinea</i>, <i>Hydrobia cf ulvae</i>, larves de chironomes.</p>
---	--

Tableau 8. Les indices de Géhant et Jeanneret (1985)

Géhant et Jeanneret (1985) utilisent trois indices basés sur le benthos pour aider à la caractérisation des sites aquacoles. Ces indices sont établis à partir de :

- l'abondance d'espèces indicatrices de milieu sain : *Ruditapes aureus* (clovisse), *Loripes lacteus*, *Ruditapes decussatus* (palourde) ;
- l'abondance d'espèces indicatrices de milieu enrichi en matière organique; il s'agit des polychètes *Capitella capitata*, *Scolelepis fuliginosa*, *Nereis caudata* et *Audouinia tentaculata* ;
- l'abondance du gastéropode *Amycla corniculum* ; cette espèce est cosmopolite, mais sa forte représentation au côté des indicateurs de pollution organique traduit un faible renouvellement des masses d'eau.

Ces trois paramètres se voient attribuer des indices variant de :

/ : absence à +++ : forte abondance.

A côté de ces espèces indicatrices, ont été définies des espèces dont l'abondance et la biomasse permettent d'affiner la caractérisation du milieu :

Endofaune :

- * espèces vasicoles telles que *Corbula gibba*, *Nassa pygmaea*, *Acanthocardia paucicostatum* ...
- * lamellibranches fréquemment rencontrés dans les peuplements SVMC, comme *Abra alba*, *Gastrana fragilis*, *Cerastoderma glaucum*.

Epifaune :

- * gastéropodes le plus souvent associés aux peuplements SVMC, en particulier *Gibbula adansonii*, *Calliostoma striatum*, *Rissoa lineolata*.
- * crustacés non inféodés exclusivement à des paquets d'algues, par exemple *Microdentopus anomalus*, *Anatanaïs gracilis*, *Iphonoe trispinosa*...

Les autres espèces sont simplement dénombrées, sans qu'il soit utile de les déterminer précisément, et l'estimation de leur densité et de leur biomasse se fera toutes espèces confondues.

Toutefois les auteurs précisent bien que cette méthode est insuffisante pour caractériser certaines régions particulières de l'étang (Grau, Reculées lagunaires).

D'autre part, Géhant et Jeanneret ont sélectionné 6 variables permettant dans l'étang de Thau une caractérisation rapide des stations. Ce sont :

- la biomasse totale ;
- la richesse spécifique ;
- la biomasse des indicateurs SVMC ;
- la biomasse (en %) des indicateurs STP ;
- la densité (en %) des indicateurs STP ;
- la biomasse d'*Amycla*.

constituer un des principaux objectifs de travaux pour la suite de cette étude.

d. des méthodes nouvelles

Certaines méthodes ont été peu testées en mer et pas du tout en lagunes. L'une d'elles semble pourtant prometteuse. Elle fait appel au fonctionnement de l'écosystème beaucoup plus qu'à sa structure. Il s'agit de l'utilisation des groupes trophiques. En milieu marin, la répartition de ces groupes a été corrélée à la présence de polluants organiques : le principe étant que la nutrition des organismes s'adapte à la ressource et que ce type de polluants peut être considéré comme une ressource.

L'utilisation de ratios de type filtreurs/détritivores devrait permettre de caractériser le milieu en fonction de l'enrichissement organique mais aussi de savoir sous quelle forme se trouve cette matière organique et quelle est la capacité des peuplements à supporter des apports supplémentaires. Les techniques d'analyses de base restent communes aux méthodes précédentes (tri, déterminations, comptages) mais il est nécessaire en plus d'attribuer à chaque espèce un régime alimentaire ce qui pourrait être réalisé une fois pour toutes et intégré dans une base de données.

On trouvera en annexe un tableau qui compare les typologies réalisées par divers auteurs et souligne les espèces indicatrices d'enrichissement organique.

1.6.4. échantillonnage

Il est recommandé d'effectuer trois échantillonnages par an pour tenir compte des fluctuations saisonnières et d'éventuelles crises dystrophiques (printemps, automne, hiver), mais si un seul doit être effectué, ce doit être durant la saison hivernale (janvier-février). Les résultats, que ce soit en termes de composition spécifique ou de dénombrement sont peu constants et compte tenu de leur caractère multivariable, ces fluctuations doivent faire l'objet d'une analyse spécifique, de type fonctionnelle, intégrant les caractéristiques de l'écosystème lagunaire.

1.7 Ichthyofaune

L'information concernant l'ichthyofaune lagunaire peut être :

- qualitative (inventaire). La notion de présence/absence est la plus utilisée, elle peut être associée à une mention qualitative (très fréquent, fréquent, rare...), qui a fait l'objet d'une tentative de standardisation (Bourquard, 1985) ;
- quantitative. La liste des espèces peut être présentée de façon synthétique par la richesse spécifique, ou des indices comme la constance (ou occurrence). Les abondances (pondérales ou numériques) sont présentées en valeur absolue ou relative (par exemple par unité d'effort de pêche). Ces informations peuvent être, dans un second temps, exprimées sous forme d'indices (diversité, équitabilité) ou de rapports entre groupes d'espèces (sédentaires, migrants, dulçaquicoles) ;
- biologique. Il s'agit par exemple de la démographie, des tailles, des poids, d'indices de condition.

Dans la bibliographie, les espèces piscicoles lagunaires sont présentées :

- par classement systématique complet (espèces) ou, dans certains cas, de façon plus synthétique, ne mentionnant que les genres ou les familles ;
- par comportement écobioécologique commun. L'ichthyofaune lagunaire est en effet composée d'espèces vivant de façon pérenne en lagune (sédentaires), ou devant aller se reproduire en mer (migrants), ou limitées par l'élévation de la salinité (dulçaquicoles).

1.7.1. Classement des lagunes

Pour situer l'intérêt du poisson comme indicateur de niveau trophique, il faut distinguer les facteurs régissant leur distribution et qui ne sont pas trophiques :

- la salinité, qui limite l'extension des espèces du groupe "dulçaquicole" ;
- le fonctionnement de la communication avec la mer (pérenne, temporaire) et ses caractéristiques (courants, profondeur..) qui

commande la présence de tout ou partie du peuplement en espèces du groupe des "migrants" (Bourquard, 1985, Chauvet, 1986) ;

- la bathymétrie du lieu ; les faibles profondeurs limitent l'installation des individus et espèces atteignant des grandes tailles (voir par exemple pour la dorade les travaux de Lasserre, 1976) ;
- la présence de phanérogames, supports de ponte et refuge pour les individus et les espèces de petite taille ; ce sont aussi des biotopes où les ressources alimentaires sont importantes ;
- la biologie des espèces. La raréfaction des espèces migrantes dans une lagune et pour une année donnée dépend de nombreux facteurs, dont certains, extérieurs à la lagune et non trophiques :
 - * exploitation en mer, qui permet une reproduction plus ou moins importante ;
 - * hydrologie (essentiellement courants côtiers et dans les graus), favorables ou non à la colonisation de la lagune par les oeufs, larves et alevins (Bourquard, 1985). Un exemple frappant a été observé en Corse où, pour deux années consécutives et pour un même étang (Diana), le recrutement en alevin diffère totalement (Ximénès, 1980).

Monteiro (1989), étudiant un secteur d'une lagune portugaise sous influence de rejets urbains, montre que, comparativement au reste de la lagune, certaines espèces du groupe de "migrants" sont absentes et les effectifs de certaines espèces "sédentaires" sont plus faibles. Ces résultats ressortent de l'analyse comparée de la lagune entière, et ne peuvent donner lieu à généralisation car dans un autre site, l'absence des espèces du groupe des "migrants" pourrait avoir des causes autres que trophiques et les faibles effectifs des "sédentaires" pourraient être normaux.

On peut faire ressortir une différence entre deux catégories de lagunes :

- des lagunes profondes et peu eutrophisées où la richesse spécifique est forte, marquée par la présence de nombreuses espèces "migrantes", et la production halieutique faible, inférieure à 50 kg/ha/an (étangs de Thau, de Diana et d'Urbino),
- des lagunes peu profondes, moyennement à fortement eutrophisées, où la richesse spécifique est faible (disparition des espèces migrantes les moins euryhalines) et la production halieutique, supérieure à 50 kg/ha/an, dépasse parfois 100 kg/ha/an (étangs de Biguglia, de l'Or et de Bages-Sigean).

Mais, les données sont insuffisantes pour tenter une analyse statistique.

Lorsque l'eutrophisation est très importante, comme dans les lagunes palavasiennes (faibles superficies et apports trophiques très importants), l'absence des herbiers de phanérogames conduit à une raréfaction des espèces (syngnathes), ou des stades de développement (alevins), qui leur sont inféodés. Les crises dystrophiques détruisent les peuplements en place (mortalités, fuites) et les peuplements piscicoles sont alors fortement déséquilibrés (dominés par les jeunes individus et les espèces les moins exigeantes, comme les muges et les anguilles). Enfin, la dégradation des sédiments réduit leur valeur trophique pour les espèces malacophages (sparidés) qui disparaissent.

1.7.2. Conclusion

Les informations qualitatives ou quantitatives portant sur l'ichthyofaune se prêtent à une analyse du fonctionnement du milieu lagunaire, mais pas à une utilisation comme indicateur de niveau trophique. L'analyse de la variabilité spatiale et temporelle ne sera donc pas présentée ici.

1.8 Hydrodynamisme

Le fonctionnement hydrologique et hydrodynamique des milieux lagunaires est dépendant de facteurs climatiques, qui sont aléatoires et difficilement prévisibles (crues, vents, dépressions barométriques).

La circulation des masses d'eau se fait essentiellement sous l'action des vents et de la marée. Les vents induisent un déplacement turbulent, associant redistribution verticale et dispersion horizontale. La marée produit des déplacements uniquement horizontaux (sauf obstacle).

L'influence respective de ces deux facteurs dépend également de la morphologie des plans d'eau et peut être résumée dans le tableau suivant :

Influence de la marée	Influence du vent
<p>Importante au niveau des échanges Importante dans les plans d'eau peu profonds</p> <p>Décroissante au-delà des points de contact Transport horizontal des masses d'eau</p> <p>Ensemencement biologique Importance du rôle saisonnier des échanges avec l'extérieur</p>	<p>Conservatrice sur tout le plan d'eau Prépondérante dans tous les plans d'eau de superficie suffisante</p> <p>Découpage hydrodynamique du plan d'eau Diffusion turbulente et redistribution verticale</p> <p>Apport d'énergie turbulente Impact aléatoire dépendant de l'intensité et de la durée du coup de vent d'une part, de la "cohérence" avec les processus biologiques d'autre part</p>

L'influence de la marée ne se fait sentir que pour des étangs dont la profondeur n'excède pas 3 mètres. Le vent est susceptible de mettre en mouvement tout ou partie de la colonne d'eau selon la morphologie de la lagune : dans les étangs profonds, il pourrait exister un seuil en fonction du rapport surface/profondeur en deçà duquel l'influence du vent est limitée aux couches superficielles (cas de Diana et Urbino).

CHAPITRE 2 : RELATION ENTRE LES VARIABLES

RELATION ENTRE LES VARIABLES

Après avoir présenté au chapitre précédent les informations disponibles par variable, nous allons maintenant étudier les relations qui pourraient exister entre ces variables.

2.1. Relations entre apports (bassins versants) et variables mesurés dans les lagunes

2.1.1. Azote

Les concentrations moyennes annuelles en nitrates des eaux sont corrélées au volume d'eau apporté annuellement par le bassin versant ; au cours du cycle annuel, les teneurs maximales coïncident avec les périodes pluvieuses (étang de l'Or, Cemagref, 1991). D'une manière générale, les concentrations moyennes annuelles sont plus fortes et variables dans les lagunes qui reçoivent des volumes d'eau douce importants. Le rapport "volume d'eau apporté par le bassin versant / volume des eaux lagunaires" peut servir d'indication ; un seuil situé autour de 3 séparerait les deux catégories de lagunes.

Les tonnages d'azote apportés annuellement par le bassin versant (tonnages relatifs au volume de milieu récepteur) sont fortement corrélés aux concentrations moyennes annuelles en nitrates dissous ($R^2=0,963$; $p < 0,01$; figure 12). Mais les étangs intervenant dans cette relation ne sont pas soumis à de forts apports urbains (source d'ammoniaque), ni à des proliférations d'algues nitrophiles (fortes consommatrices de nitrates et d'ammoniaque).

L'azote des sédiments ne semble pas distribué dans une lagune selon les zones d'apports du bassin versant, mais les concentrations les plus élevées sont plus souvent trouvées dans les secteurs profonds ou de moindre circulation des eaux. On observe en outre un enrichissement localisé et important dans les zones aquacoles. Les stocks présents dans les lagunes ne sont pas proportionnels aux apports, ainsi que le montre la figure 13.

L'étang de Berre n'y est pas représenté, car les teneurs des sédiments y sont très élevées (37 mg / g de sédiment sec), pour des

Figure 12. Relation entre apports des bassins versants et nitrates des eaux.

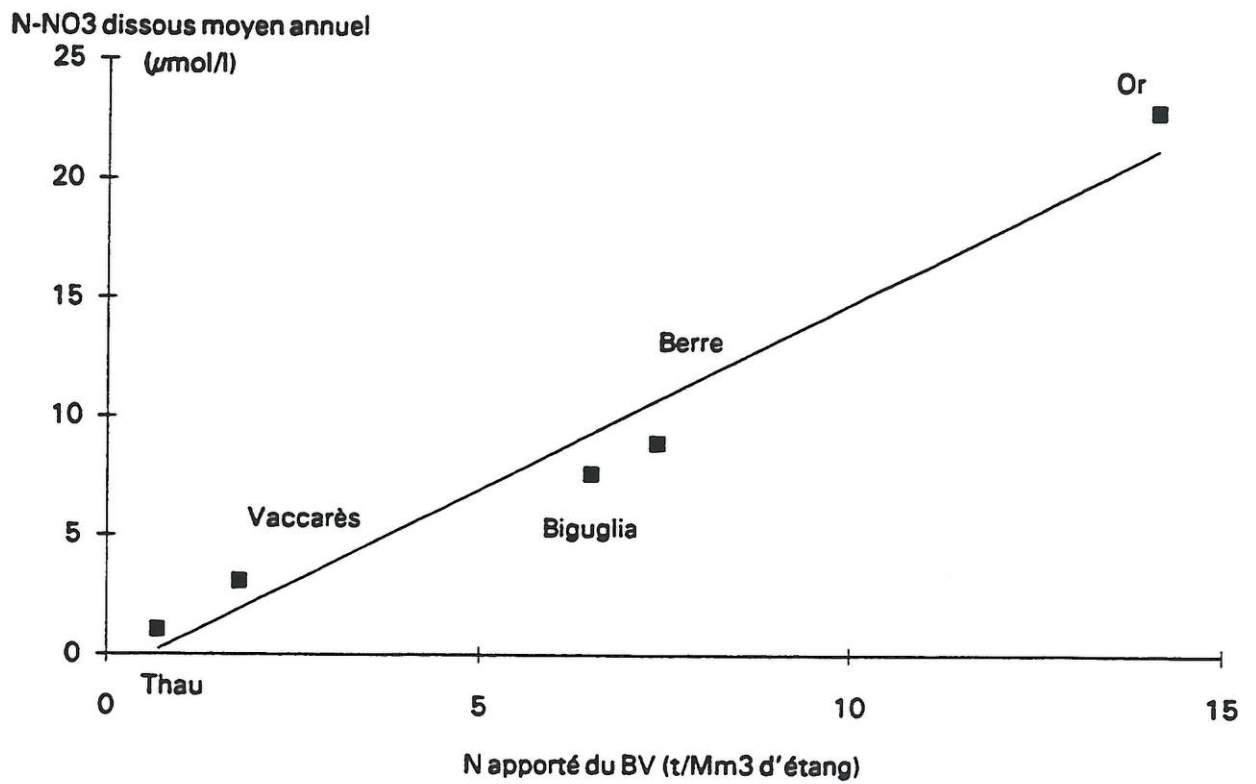
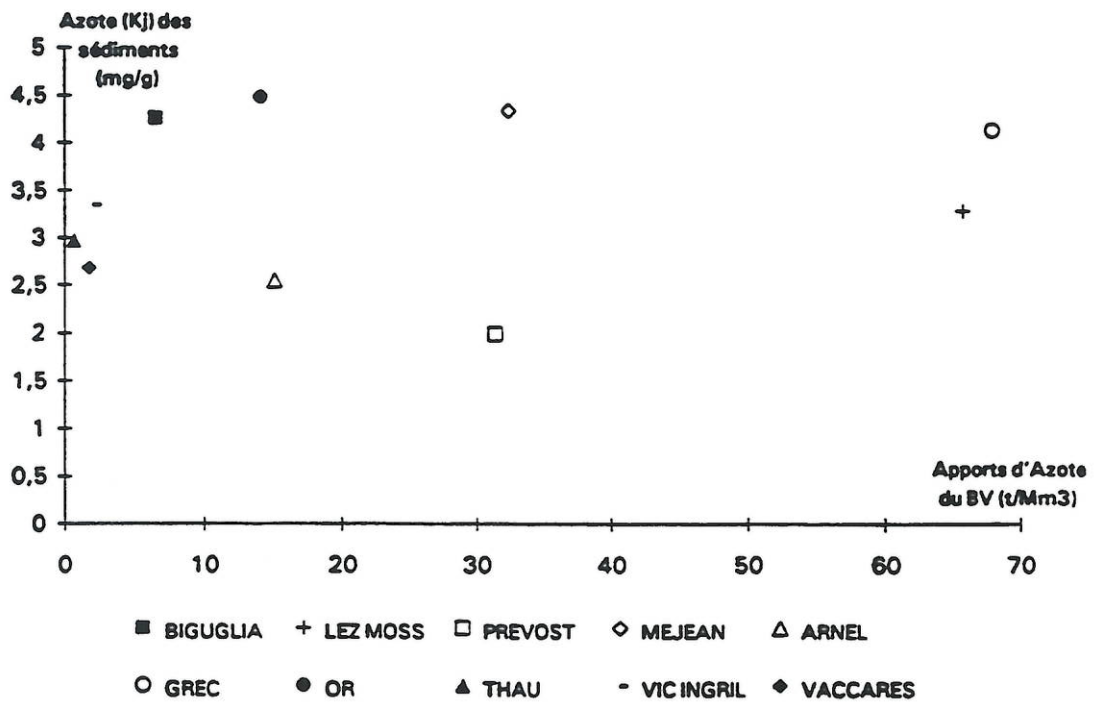


Figure 13. Relation entre apports des bassins versants et teneurs d'azote dans les sédiments de différentes lagunes françaises.



apports relatifs du bassin versant peu élevés (7,4 tonnes d'azote / Mm³ de volume lagunaire). Cette accumulation exceptionnelle pourrait résulter de la stratification des eaux, qui favorise l'accumulation dans les sédiments.

La figure 13 permet de constater que des stocks sédimentaires élevés peuvent être présents en cas de faibles apports de surface (étangs de Biguglia et de l'Or) ou d'apports moyens (étang de Méjean-Pérois). Des apports souterrains semblent dans ces cas intervenir : présence de nappes d'eau douce souterraines chargées en nitrates, agriculture maraîchère à proximité des lagunes ...

A l'inverse les stocks sédimentaires de l'étang du Prévost sont faibles, et on pourrait y voir un effet de dilution par la mer : cet étang est en effet en communication directe et permanente avec la mer et il fait partie des étangs où la marée se fait sentir, par transport horizontal (cf. paragraphe 1.8).

2.1.2. Phosphore

Une relation très grossière entre concentration moyenne annuelle en phosphates et le nombre d'habitants sur le bassin versant avait été établie sur des données antérieures à 1980, montrant une certaine élévation des teneurs dans l'eau avec les apports urbains (Frisoni, 1984).

Dans les données actuelles, il n'apparaît pas de relation entre la concentration moyenne annuelle des phosphates dissous et les tonnages apportés par les bassins versants, tels que nous avons pu les évaluer.

Ces deux observations ne portent pas sur des données comparables. En effet, les données les plus anciennes sont incomplètes (certains mois manquent, ce qui influe sur la valeur moyenne du phosphore dissous) et portent sur des étangs qui ont pour la plupart de très faibles apports en phosphore, alors que les données plus récentes sont complètes et portent sur des étangs aux gammes d'apports plus étendues.

Mais ces observations correspondraient bien à un mécanisme de précipitation du phosphore dans les eaux dures, étudié en particulier par Moutin (1992), qui limiterait les teneurs en orthophosphates dissous. Ce mécanisme permettrait aussi de rendre compte de la différence observée avec les lacs d'eau douce où il y a une forte relation entre charges entrantes et teneurs en phosphore total dans les eaux (OCDE, 1982).

Les concentrations de phosphore dans les sédiments des lagunes décroissent avec la profondeur. On peut penser à mettre ce

phénomène en relation avec l'ancienneté des apports (Moutin, 1992) ; cette hypothèse semble intéressante mais devrait être validée, en raison notamment de processus physico-chimiques internes aux sédiments qui favorisent une mobilité des éléments profonds et leur accumulation vers les couches superficielles.

Quoiqu'il en soit, dans la pratique, on observe que les concentrations de phosphore des sédiments sont plus élevées dans les secteurs recevant les apports du bassin versant, et particulièrement dans les zones d'apports urbains. On peut y voir ici encore l'effet de la précipitation des phosphates à l'arrivée dans les eaux lagunaires riches en calcium.

Une telle relation se retrouve aussi à l'échelle globale des lagunes, puisque les stocks de phosphore des sédiments augmentent avec les tonnages apportés par le bassin versant (figure 14 ; $R^2=0,62$; $p=0,05$).

Sur cette figure on constate en outre que les stocks sont particulièrement faibles sur deux sites :

- l'étang du Prévost, où le mécanisme de dilution par les eaux marines, évoqué pour l'azote, semble se confirmer pour le phosphore,
- l'étang de Biguglia où l'augmentation des apports du bassin versant est récente.

2.1.3. Végétaux

a. Phytoplancton

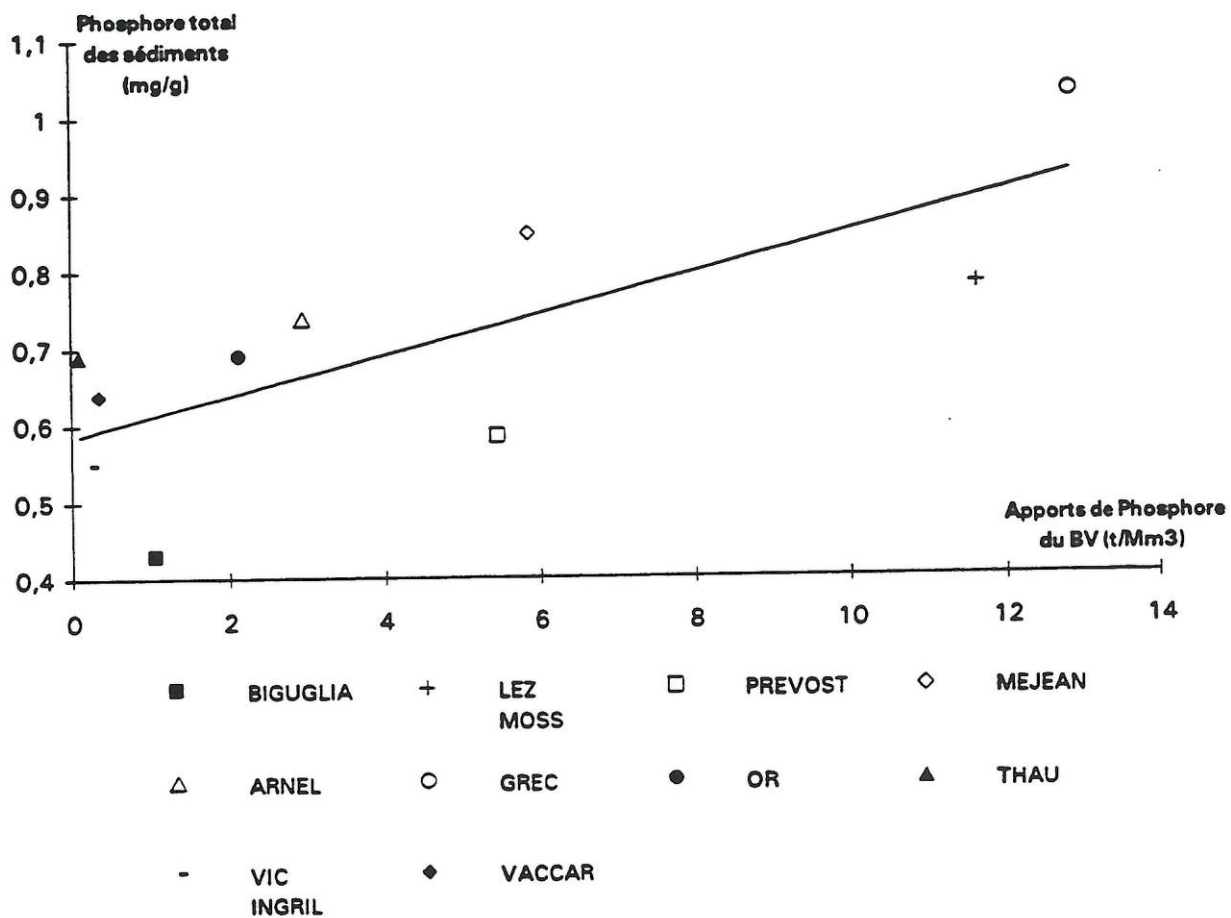
Il n'y a pas de relation statistique entre biomasses phytoplanctoniques et apports en nutriments (azote et phosphore) du bassin versant, tels qu'ils ont pu être évalués.

On peut simplement observer que des apports d'azote importants produisent, dans les étangs peu profonds, soit de fortes biomasses phytoplanctoniques (étang de l'Or), soit des proliférations de macroalgues (étang du Prévost). Nous n'avons pas d'exemple d'étangs profonds recevant des apports élevés.

De faibles apports trophiques s'accompagnent de faibles biomasses phytoplanctoniques, dans tous les types de lagunes.

Il pourrait donc y avoir une augmentation de la biomasse phytoplanctonique avec les apports, jusqu'à un certain point où une compétition avec les macroalgues pourrait intervenir, de façon plus importante dans les milieux peu profonds.

Figure 14. Phosphore : relation entre les apports du bassin versant et les stocks des sédiments



Les travaux de l'OCDE (1982) font ressortir pour les lacs d'eau douce une corrélation significative entre la teneur moyenne annuelle en chlorophylle a et la teneur moyenne en phosphore des eaux d'arrivée (après correction du flux hydraulique).

b. Macrophytes

L'augmentation des rejets anthropiques sur les bassins versants va de pair avec une modification de la composition spécifique des peuplements de macrophytes : les espèces les plus sensibles régressent, la richesse spécifique chute. L'extension spatiale des différents groupes évolue aussi : le groupe des phanérogames (herbiers) voit son extension spatiale se réduire, au profit des algues rhodophycées, puis des algues chlorophycées.

A cette description qualitative on peut ajouter des éléments quantitatifs : l'augmentation des apports azotés du bassin versant provoque une diminution des biomasses de phanérogames, une augmentation puis une régression de la biomasse des algues rhodophycées et une augmentation des biomasses d'algues chlorophycées. Les données disponibles sont trop peu nombreuses pour qu'il soit possible d'associer ces phases à des tonnages d'azote apportés ; tout au plus peut-on trouver des corrélations entre apports du bassin versant et équilibre entre les grandes catégories végétales. Les ratios des biomasses de phanérogames / chlorophycées et de rhodophycées / chlorophycées décroissent lorsque les apports azotés augmentent (figure 10). Il faut préciser que ces biomasses sont celles des zones végétalisées, afin d'exclure les zones impropres au développement des végétaux (fortes profondeurs, zones de courants importants).

2.2. Relations internes (variables mesurées en lagunes)

2.2.1. Azote et phosphore dans l'eau

Les concentrations moyennes annuelles en nitrates et en phosphates dissous augmentent conjointement ($R=0,62$). Ceci est observé de même par l'OCDE sur les lacs d'eau douce (formes totales, $R=0,75$).

L'analyse saisonnière ne conduit pas aux mêmes résultats, en raison d'un comportement différent des deux éléments : les nitrates sont présents massivement au cours de l'hiver et leurs teneurs diminuent très fortement l'été (jusqu'à disparaître, dans de nombreux cas), alors que les phosphates sont plus abondants en été, mais jamais absents du milieu.

On note en outre que :

- les teneurs estivales et hivernales en nitrates ne sont pas liées entre elles, les teneurs en nitrates hivernales étant dépendantes du ruissellement. Les nitrates pourront donc être considérés comme un indicateur d'apports,
- les teneurs en phosphates de l'été sont corrélées à celles de l'hiver, ce qui tend à montrer que les phosphates pourraient être un indicateur de l'enrichissement interne d'une lagune.

2.2.2. Azote et Phosphore dans les sédiments

L'azote et le phosphore des sédiments ne sont pas stockés en proportions égales dans toutes les lagunes : le tableau ci-dessous montre que ratio (pondéral) N/P des sédiments se situe entre 10 et 3,5, à comparer au ratio des apports du bassin versant qui est de 5 environ.

<u>N/P avoisine 3</u>	<u>N/P de l'ordre de 6</u>	<u>N/P de l'ordre de 10</u>
Grec, Arnel, Prévost	Méjean	Etang de Biguglia
Thau, Vaccarès	Or, Vic-Ingriil	

Le classement obtenu doit être analysé au regard de la dynamique des deux nutriments, décrite ci-dessus (cf. 2.1). Ainsi, par exemple, l'étang de Biguglia s'individualise en raison de faibles stocks en phosphore (apports récents).

2.2.3. Phytoplancton

Vaulot et Frisoni (1986) ont comparé conjointement les teneurs en nitrates, phosphates et chlorophylle phytoplanctonique de 5 lagunes (Or, Biguglia, Thau, Diana et Urbino). Ils concluent à une forte

relation entre nitrates et chlorophylle a (tableau 9a). Une analyse comparable a été conduite sur des données actualisées (concentrations moyennes annuelles des étangs de l'Or, de Berre, de Thau, de Diana, d'Urbino et du Vaccarès), indiquant aussi une forte corrélation entre nitrates et chlorophylle a.

Ces observations doivent être confirmées car les jeux de données disponibles ne comportent qu'un seul étang (Or) avec de très fortes valeurs, pendant que tous les autres sites ont des valeurs faibles. Ceci peut induire une fausse corrélation. Il apparaît d'ailleurs que la corrélation disparaît lorsque très fortes valeurs de l'étang de l'Or sont écartées.

Si l'azote (nitrates) semble au moins provoquer une augmentation des biomasses phytoplanctoniques en milieu lagunaire, le phosphore est considéré comme facteur limitant en eaux douces (OCDE, 1982, tableau 9b).

Ces comparaisons entre milieux lagunaires ne sont possibles que sur la base de valeurs moyennes calculées sur de longues périodes (au moins un an de données mensuelles). Elles ne traduisent pas les évolutions saisonnières, qui peuvent évoquer selon les étangs une limitation par les nitrates, les phosphates, voire successivement les deux. Toute analyse statistique saisonnière est alors délicate, car le faible nombre d'étangs et leurs comportements différents conduisent à des résultats qui varient selon le jeu de données sélectionnées.

Les secteurs d'étangs les plus riches en biomasse phytoplanctonique, situés à proximité des bassins versants, sont souvent les plus riches en nitrates et phosphates dissous. Ceci est particulièrement frappant sur l'étang de l'Or (Cemagref, 1989) et se retrouve aussi sur l'étang de Thau (Péna, 1989), mais sans que des liens statistiques puissent être établis, en raison du rôle prépondérant d'autres facteurs beaucoup plus influents que la richesse nutritive vis à vis de la répartition du phytoplancton.

En particulier, l'hydrodynamisme est un facteur important : Millet et Secchi (1990) ont montré l'effet d'un épisode de vent, qui induit tout d'abord un phénomène de turbulence, favorable à la production primaire, puis provoque un déplacement des masses d'eau, transportant et dispersant la biomasse produite. La prédation zooplanctonique, la filtration par les coquillages (étangs conchylicoles) ou la compétition avec les macroalgues (étangs peu profonds) contribuent alors à maintenir les biomasses phytoplanctoniques à un faible niveau.

Tableau 9a. Coefficients de corrélation simples (diagonale inférieure gauche) et partiels (diagonale supérieure droite), in Frisoni, 1984.

	SALINITE (g/l)	N-NO3 (μ mol/l)	P-PO4 (μ mol/l)	Chlorophylle a (μ g/l)	
SALINITE (g/l)		0,12	0,02	0,07	Corrélations partielles
N-NO3 (μ mol/l)	-0,38		0,04	0,18	
P-PO4 (μ mol/l)	0,03	0		0,24	
Chlorophylle a (μ g/l)	0,28	0,58	0,07		

Corrélations simples

Tableau 9b. Coefficients de corrélations simples et partiels, en milieu lacustre, in OCDE, 1982.

	Nt (μ mol/l)	Pt (μ mol/l)	Chlorophylle (μ g/l)	
Nt (μ mol/l)			-0,06	Corrélations partielles
Pt (μ mol/l)	0,75		0,79	
Chlorophylle (μ g/l)	0,64	0,88		

Corrélations simples

2.2.4. Macrophytes

Il a été montré que les biomasses de macroalgues (*Ulva sp.*) en milieu marin peu renouvelé étaient expliquées par les apports du bassin versant et non par les concentrations dans l'eau (baies bretonnes, Menesguen, 1980). Les travaux réalisés en milieu lagunaire vont dans le même sens : ils indiquent que les biomasses des macroalgues présentes en lagune à un moment donné ne sont pas liées aux concentrations en éléments dissous (étangs italiens, étang du Prévost).

Il est possible de mettre en évidence la disparition de certaines espèces d'algues lorsque les eaux sont enrichies en azote, à condition de retenir comme indicateur d'enrichissement des eaux la concentration maximale annuelle (cf.1.5.), qui est observée en hiver en réponse aux apports du bassin versant (cf.2.1.1).

Les phanérogames sont absents lorsque les concentrations d'azote des sédiments sont fortes ; les relations avec le phosphore sont moins évidentes par manque de données. Des travaux ont montré qu'il n'y avait pas de forts développements de phanérogames en cas de fortes concentrations en matière organique des sédiments (*Potamogeton pectinatus*, Wijck et al, 1992), non par manque d'azote disponible, mais par anoxie des sédiments et faibles valeurs du Redox. Cette observation permet de mieux comprendre celle présentée ci-dessus et qui ne traitait que de l'azote seul.

Outre le facteur trophique, la distribution des macrovégétaux est essentiellement liée :

- à la granulométrie des sédiments,
- à l'hydrodynamisme, qui autorise le développement des végétaux fixés dans les secteurs où les courants ne sont pas trop importants, qui transporte et accumule les algues dérivantes,
- à la bathymétrie et à la turbidité (éclairage permettant la photosynthèse).

Il a été observé une différence d'évolution saisonnière entre les étangs peu profonds et enrichis et les étangs profonds et faiblement enrichis (cf. 1.4) : dans les premiers, les biomasses phytoplanctoniques estivales sont généralement plus faibles, ce qui pourrait être lié au développement important des macrophytes, plus compétitifs que le phytoplancton en terme de croissance, d'assimilation des éléments nutritifs et d'utilisation de l'énergie lumineuse.

Ce phénomène a été bien mis en évidence dans les lagunes où prolifèrent les macroalgues (*Ulva* sp.) : le phytoplancton ne se développe qu'en l'absence des algues (étang du Prévost, Patey, 1991 ; lagune de Venise, Sfriso et al, 1988).

En termes de stocks, les macrophytes représentent de grosses quantités d'azote et de phosphore dans les lagunes, manifestant ainsi leur rôle important dans l'estimation d'un niveau trophique des milieux :

- dans les étangs profonds (exemple : étang de Thau), bien que leur développement soit limité par la profondeur, les macrophytes représentent des stocks d'azote (près de 40 kg d'azote / ha) et de phosphore (environ 2 kg de phosphore / ha), très supérieurs à ceux du phytoplancton,
- dans les étangs peu profonds et eutrophes (exemple du Prévost), les stocks d'azote et de phosphore sous forme de biomasse végétale sont encore plus élevés (respectivement 70 et 6 kg / ha). Il n'y a pas de relation entre les teneurs en éléments dissous et la biomasse végétale parce que les algues présentes stockent les éléments nutritifs pour les utiliser ensuite lorsqu'ils sont épuisés dans le milieu.

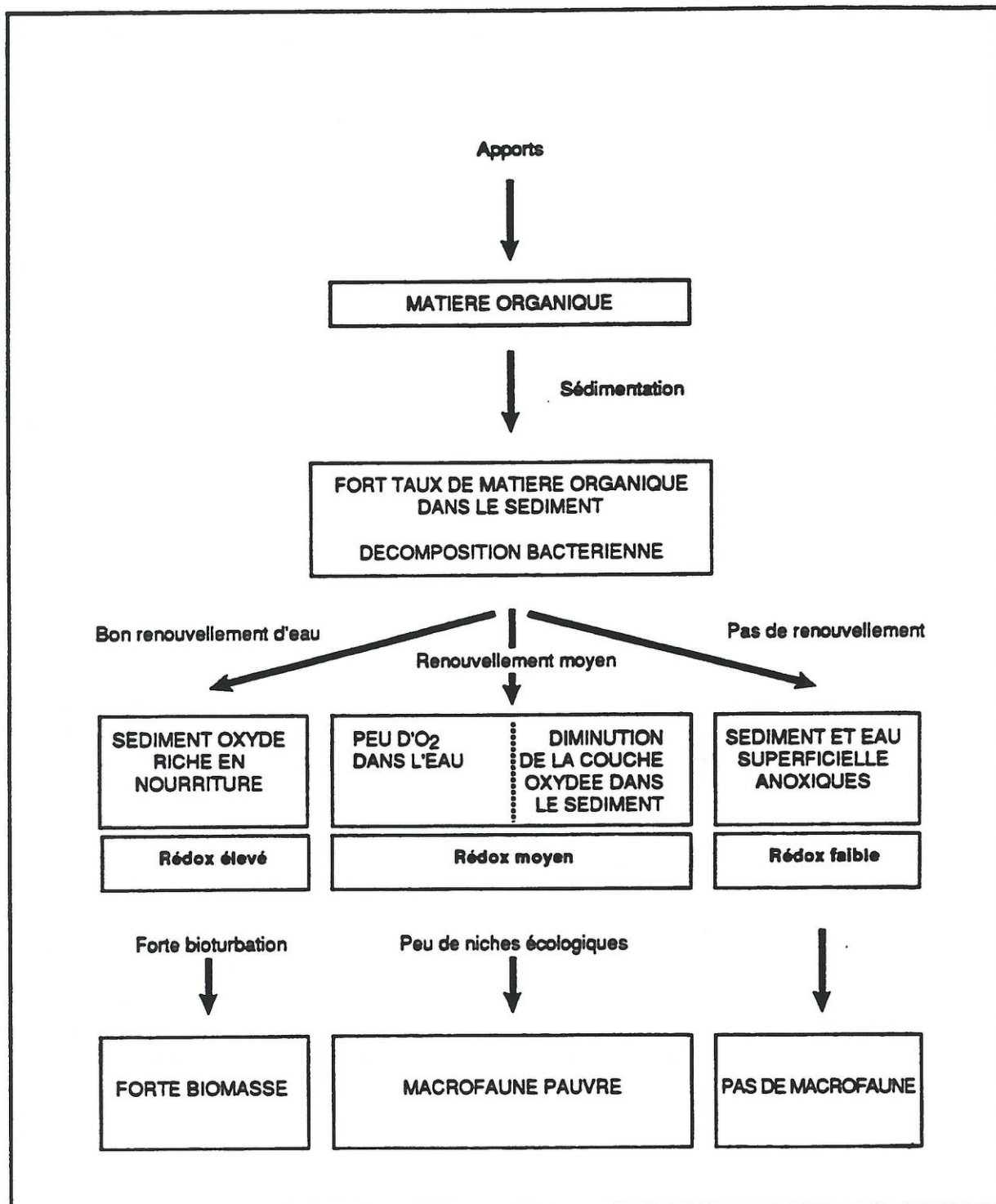
2.2.5. Macrofaune benthique

La macrofaune benthique dépend d'un ensemble de facteurs du milieu, comme la présence d'herbiers (accueil des crustacés), l'hydrodynamisme (favorable aux mollusques filtreurs), la granulométrie des sédiments (espèces de substrats meubles ou durs) et leur composition physico-chimique (teneur en matière organique, état d'oxygénation).

L'hydrodynamisme, par son effet dispersif et de renouvellement des eaux, a un rôle fondamental dans les conséquences qu'un apport de matière organique peut avoir sur la macrofaune benthique, ainsi que l'illustre le schéma de la figure 15.

Dans une zone où les apports en matière organique sont importants et où la circulation de l'eau permet une bonne oxygénation des sédiments, le potentiel d'oxydoréduction sera élevé et la faune benthique sera riche et diversifiée. Si le renouvellement de l'eau est moins bon, comme c'est souvent le cas en lagune, la couche de sédiment oxydée sera plus limitée, le Redox sera plus faible et la faune sera plus pauvre, enregistrant une baisse de la diversité consécutive à la disparition des espèces les plus sensibles et à la prolifération d'autres espèces opportunistes comme *Scololepis*

Figure 15 : Diagramme simplifié montrant les effets de différents taux de renouvellement d'eau en relation avec un apport organique donné.



(d'après Pearson et Rosenberg, 1978)

fuliginosa ou *Capitella capitata* . En l'absence d'oxygène, le potentiel d'oxydoréduction chute considérablement, quelque soit le taux de matière organique, provoquant des conditions inacceptables pour la macrofaune qui peut alors disparaître totalement. Cette situation est rencontrée lors des crises anoxiques estivales.

Les observations conjointes du Redox et de la macrofaune (figure 16) montrent que:

- un enrichissement localisé des sédiments s'accompagne d'un Redox très bas de la couche la plus superficielle et d'une chute importante de la richesse spécifique et de la densité des peuplements benthiques, allant parfois jusqu'à la disparition de la macrofaune,
- un enrichissement diffus s'accompagne très rarement d'une disparition de la macrofaune ; dans les zones les plus atteintes on observe la prolifération d'espèces opportunistes.

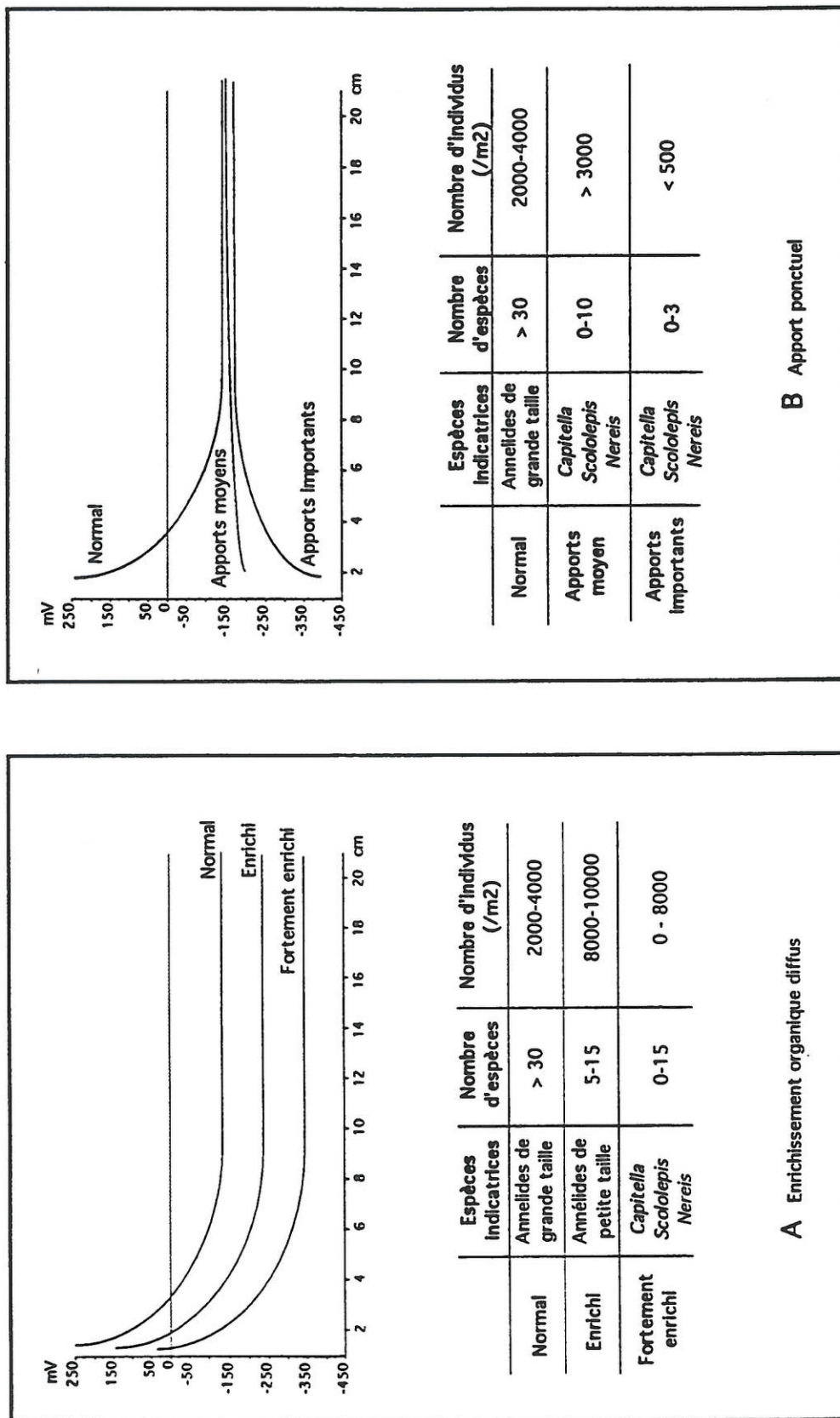
Il existe donc un lien entre potentiel redox d'un sédiment et structure de la macrofaune, c'est à dire qualité biologique d'un fond lagunaire, lien qui traduit non seulement l'intensité de la perturbation mais aussi, dans une certaine mesure, sa nature.

2.2.6. L'hydrodynamisme : une variable explicative

La mise en relation des informations fournies par les modèles hydrodynamiques et celles concernant les compartiments biologiques permet de montrer l'importance de la physique dans le fonctionnement des milieux lagunaires.

Il apparaît que les champs de courant et l'énergie induite au système par ces courants permettent d'expliquer certains processus biologiques (recrutement larvaire, répartition et évolution de la biomasse phytoplanctonique...) ; ils peuvent aussi être mis en relation avec diverses variables physiques comme la granulométrie (programme Ecothau). Ils ont parfois été couplés à un modèle biologique, mettant ainsi en évidence l'importance de la physique sur les peuplements benthiques (Millet) ou les échanges d'éléments nutritifs entre secteurs (milieu marin, Menesguen, 1992).

Figure 16 : Relations entre profil Redox et macrofaune benthique



De même, l'examen conjoint de cartes de champs de vitesse et de biomasses végétales dans l'étang de Tunis Nord (avant et après aménagement) suffit à lui seul à montrer une relation entre l'augmentation des champs de vitesse et la réduction de l'accumulation des algues dérivantes.

L'utilisation de ces modèles pourrait également trouver une application dans l'identification des zones de développement des processus d'eutrophisation ou de dystrophie.

Ainsi, par exemple, les perturbations induites par un engraissement organique sont-elles plus importantes dans les secteurs très peu renouvelés.

La recherche des conditions de déclenchement des anoxies estivales met aussi en évidence des périodes particulièrement critiques, qui sont des périodes de temps calme, avec arrêt de la circulation des eaux (étang de Thau, étude Verseau-Orstom).

L'analyse des processus dispersifs permet également une certaine prévision vis-à-vis des processus de contamination à l'aval des rejets.

Synthèse et Conclusions

SYNTHESE ET CONCLUSION

3.1. Typologie lagunaire

Cette étude bibliographique a mis en lumière une certaine hétérogénéité entre les lagunes, tout d'abord au plan physique : la profondeur, l'importance des apports d'eau douce et la sensibilité aux marées sont des facteurs essentiels qui régissent le fonctionnement chimique et biologique de ces milieux. Une typologie simplifiée en deux ou trois catégories peut être élaborée à partir des éléments donnés dans ce document.

Viennent ensuite l'importance et l'ancienneté des apports trophiques, dont les manifestations physico-chimiques et biologiques sont détaillés ci-dessous.

3.2. Principaux résultats : valeur indicatrice, échantillonnage, compléments de mesure par variable

Le tableau 10 résume les principaux résultats.

3.2.1. Azote dans l'eau

L'augmentation des tonnages apportés annuellement par le bassin versant provoque une augmentation des teneurs en nitrates dissous (moyenne annuelle) dans les eaux lagunaires. Une corrélation significative est établie, même en l'absence d'information sur l'ammoniaque, probablement parce que la base de données utilisée ne comprend pas de lagunes où les apports urbains (riches en ammoniaque) sont importants.

La concentration moyenne en nitrates est susceptible de fluctuer entre les années, d'autant plus que le volume relatif des eaux ruisselées sur le bassin versant est élevé ; ceci concernerait les lagunes dont le ratio "volume d'eaux apportées par le bassin versant / volume des eaux lagunaires" est supérieur à 3.

Tableau 10. Synthèse des principaux résultats de l'étude.

VARIABLES	VALEUR INDICATRICE	MESURE	A CONFIRMER
ELEMENTS NUTRITIFS (eau)	<p>NO3 Moyenne annuelle = f(apports BV)</p> <p>NH4 Importance prob. si influence urb. ou aquac.</p> <p>PO4 Moyenne annuelle ≈ f(temps)</p> <p>Indicateur probable de fonctionn^t interne</p>	<p>teneurs hivernales</p> <p>?</p> <p>teneurs mini et/ou maxi</p>	<p>* Sites sous influence urbaine avec algues nitrophiles</p> <p>* A mesurer avec NO3</p> <p>* Sites sous influence urbaine Suivi dans le temps</p>
ELEMENTS NUTRITIFS (Sédiments)	<p>N_{TOTAL} Intégrerait les influences BV + nappes + mer</p> <p>P_{TOTAL} Indicateur d'accumulation (global P = f(BV), ou local)</p> <p>de l'influence de la mer</p>	<p>Choix protocole d'échantillonnage (couche échantillonée et analyses)</p>	<p>N_i : Dénitrification</p> <p>Période d'échantillonnage</p> <p>P_i : P = f(BV), préciser qq sites</p> <p>Période d'échantillonnage</p>
PHYTO-PLANCTON	<p>Biomasse Classes = f(Volume BV, profondeur de la lagune) ...</p> <p>Espèces Groupes taxons : classes = idem biomasse</p> <p>Espèces fréquentes si enrichi présentes si pollué/eutrophe/dystrophe</p>	<p>? Forte Variabilité temporelle</p> <p>?</p>	<p>* Sites peu profonds + macroalgues (maintien ou compétition)</p> <p>* Rôle indicateur trophique / dessalure</p>
MACRO-PHYTES	<p>Biomasse Sur zones végétalisées : PHA/CHLO = f(N_{av}) ; RHO/CHLO = f(N_{av})</p> <p>Espèces Couvert végétal : PHA ≈ f(N_{add.}, eau) ; Alg. ≈ f(enrichiss^t eau)</p>	<p>Fin de printemps</p>	<p>Biom : relations / N_{av} sur sites méditerr.</p> <p>Esp. : valeur indic. PHA / (N_{av}, N_{add.})</p> <p>valeur indic. Alg. / (N_{av}, salinité)</p>
REDOX	<p>Indicateur d'activité biologique du sédiment (matière organique, benthos, hydrodynam.)</p>	<p>Surface (2cm) et Fond (10 cm)</p>	<p>* valeur indic. / mat. org., benth., hydr.</p> <p>* relations / apports exogènes</p>
MACROFAUNE BENTHIQUE	<p>Densité Indic. apports diffus (en fonction situation réf.) + effet profondeur</p> <p>Espèces Espèces indicatrices Ratio Mollusques/Polychètes = f(engrais^t) Ratio Filtrateurs/Détritivores</p>	<p>Hiver ou 3 saisons</p>	<p>Dens. : Idem Redox relation avec Redox</p> <p>Esp. : préciser ratio = f(engrais^t) pour Mollusques/Polychètes Filtrateurs/Détritivores</p>

En général, les teneurs en nitrates des eaux sont élevées en automne et en hiver et chutent jusqu'à devenir nulles en été ; il y a deux exceptions, correspondant à des rejets artificiels (Vaccarès et Berre). Il n'y a pas de lien statistique entre biomasses phytoplanctoniques et concentrations en nitrates durant l'hiver.

On peut alors considérer que les interférences entre nitrates et phytoplancton sont restreintes à cette période.

Les nitrates mesurés dans les eaux seraient indicateurs d'apports par ruissellement. Ceci reste à vérifier pour les étangs où prolifèrent des algues nitrophiles, qui interfèrent dans le cycle de l'azote de façon beaucoup plus importante que le phytoplancton. De plus, des compléments de mesure portant sur l'ammoniaque doivent être prévus car cet élément, souvent important, voire prépondérant (dans les sites recevant des rejets urbains) est méconnu.

L'échantillonnage des nitrates doit tenir compte de deux phénomènes :

- l'effet de la pluviométrie dans les étangs où le volume des eaux ruisselées est important,
- l'allure du signal, avec des valeurs généralement nulles en été et un pic automno-hivernal dont la durée moyenne est de 2 mois.

L'échantillonnage des nitrates au cours de la seule période d'hiver indique à elle seule les apports et produit une très bonne estimation de la valeur moyenne annuelle.

3.2.2. Azote des sédiments

L'augmentation des tonnages apportés par le bassin versant ne se traduit pas par une augmentation des stocks sédimentaires, ce qui pourrait être analysé comme résultant de la dénitrification. Une analyse plus fine montre cependant que d'autres phénomènes peuvent aussi jouer, tels que l'augmentation par apport des nappes ou la diminution lorsqu'une dilution par la mer est possible. On est alors tenté de faire intervenir dans la réflexion des éléments qui ressortent de bilans d'entrée-sortie, mais dont aucune estimation chiffrée n'a pu être trouvée.

Enfin, il faut signaler une accumulation très importante dans l'étang de Berre qui pourrait être due à la stratification des eaux.

Bien que complexe dans son interprétation, la teneur des sédiments en azote total intégrerait les influences du bassin versant, des nappes et des échanges avec la mer. Elle peut apporter des informations originales (cas de Berre).

Le protocole pour un échantillonnage de routine dans les sédiments (épaisseur de la couche échantillonnée, période de prélèvement) doit faire l'objet de travaux complémentaires.

3.2.3. Phosphore dans l'eau

L'augmentation des tonnages apportés par les bassins versants ne conduit pas à une augmentation statistiquement significative des teneurs en orthophosphates des eaux, pour la gamme d'apports du bassin versant sur laquelle l'étude a porté (apports moyens à faibles). Les séries chronologiques dont on dispose sont trop courtes ou incomplètes pour montrer clairement une tendance.

Cette absence de relation avec les apports du bassin versant doit être confirmée, par mesures sur des sites où les apports sont importants.

Hormis l'étang de Berre, dont les teneurs en phosphates dissous sont très basses et sans saisonnalité, les concentrations sont en général maximales en période chaude, durant plusieurs mois.

Trop d'informations manquent pour que l'on puisse affirmer l'absence de relations de certaines variables avec les phosphates de l'eau (bassins versants, macroalgues, ...).

Par ailleurs, les valeurs minimales (hivernales, jamais nulles), et maximales (estivales), assez corrélées entre elles, permettent une double discrimination des étangs qui doit être validée, en particulier pour les sites recevant des rejets urbains (absents dans l'analyse).

3.2.4. Phosphore des sédiments

Les apports du bassin versant sont corrélés aux teneurs dans les sédiments superficiels. Une précision de l'épaisseur de la couche à échantillonner et de la période de prélèvement doit être apportée.

Le phosphore diffère donc sensiblement de l'azote : il semble pouvoir être utilisé comme indicateur d'accumulation dans les sédiments, alors que l'azote (forme nitrate) serait plutôt indicateur des apports dans l'eau. Ceci peut être interprété comme un effet de la précipitation des phosphates, importante dans les eaux dures. Par ailleurs, ses formes dissoutes dans l'eau permettent une double discrimination des étangs selon un gradient d'enrichissement.

3.2.5. Phytoplancton

Il est difficile pour cette variable de distinguer ce qui relève de l'effet des eaux douces et ce qui relève de l'enrichissement des eaux, les deux allant souvent de pair en milieu lagunaire et dans les données utilisables.

On trouve des indications qualitatives, certaines espèces étant plus fréquentes en milieu enrichi, ou bien sont présentes dans des situations particulières (crise dystrophique par exemple).

Bien que les observations disponibles soient insuffisantes, certains taxons (voire espèces), fréquemment signalées lors d'enrichissement ou de déséquilibre trophique du milieu, pourraient faire l'objet de travaux complémentaires pour préciser leur valeur indicatrice.

Les biomasses permettent de classer les milieux lagunaires en deux grandes catégories, qui correspondent à deux types de milieux lagunaires :

- ceux qui sont peu profonds et qui reçoivent des volumes d'eau douce importants
- ceux dont la profondeur est plus élevée et qui ont un bassin versant peu important.

Dans les premiers, une forte interaction avec les algues macrophytes, mal prise en compte par manque d'information, pourrait parfois remettre en cause l'utilisation du phytoplancton.

Dans la plupart des seconds, le phytoplancton pourrait être un indicateur d'eutrophisation, puisque la compétition avec les macroalgues y est plus réduite ; mais la plupart de ces étangs ont une activité conchylicole qui modifie profondément les compositions qualitatives et quantitatives des peuplements phytoplanctoniques et l'interprétation doit être conduite avec prudence.

Quelque soit le type de lagune, les biomasses phytoplanctoniques ne peuvent pas rendre compte à elles seules d'un enrichissement du milieu au cours d'années successives ; on doit y adjoindre des données sur les éléments nutritifs et les macrophytes.

La mesure de la biomasse phytoplanctonique est aisée et se prête bien au suivi de routine. Un tel suivi dans les sites conchylicoles semble de toute façon incontournable, au vu de son rôle trophique et de la nécessaire surveillance de l'apparition de formes toxiques.

L'échantillonnage de la biomasse phytoplanctonique doit prendre en compte une variabilité temporelle importante, parfois plus élevée pour des pas de temps courts (journalier et horaire), ce qui conduit à remettre en cause la validité des suivis à pas de temps trop large (mensuels). Une réflexion est alors à mener sur une prise en compte occasionnelle ou ciblée de cette variable, lors des suivis de site.

3.2.6. Macrophytes

Il n'y a pas de données permettant d'étudier les relations entre le phosphore apporté par le bassin versant et les macrophytes ; il n'est pas apparu de relations entre le phosphore des eaux ou des sédiments et les macrophytes.

Les phanérogames (ou herbiers) ne se développent pas au-delà d'un certain seuil de concentration en azote dans les sédiments, qui irait de pair avec des teneurs en matière organique importantes et un risque d'anoxie estivale (avec chute du potentiel redox).

L'augmentation des tonnages d'azote apportés annuellement par le bassin versant a été mise en relation avec l'importance relative des grands groupes de macrophytes : il y a régression des phanérogames au profit des algues rhodophycées et des algues chlorophycées ; par disparition successive des deux premiers groupes et des espèces non opportunistes, il ne reste plus, à un stade ultime, que des algues chlorophycées nitrophiles.

Ce processus pourrait résulter d'une compétition pour utiliser l'azote apporté dans l'eau, favorable aux algues et défavorable aux phanérogames, qui utilisent plus volontiers les nutriments des sédiments. L'enrichissement des sédiments en azote n'étant pas apparemment lié aux apports de surface, la régression des phanérogames lorsque les seuls apports de surface augmentent résulterait plus d'une compétition avec les algues.

Il y aurait donc deux facteurs de distribution des phanérogames : l'un qui limiterait directement les phanérogames (enrichissement des sédiments), et l'autre qui les limiterait indirectement, en fonction de la compétition avec les algues dans l'utilisation des nutriments dissous.

Les macrophytes sont des indicateurs d'eutrophisation ; une forme simplifiée, par grandes catégories (phanérogames, algues rhodophycées, algues chlorophycées), pourrait être utilisée ; une précision des seuils à retenir est nécessaire.

L'intérêt d'une expression simple, comme la cartographie d'extension de chaque groupe, appliquant des méthodes par transect ou par moyens aéroportés doit aussi être précisé.

L'échantillonnage doit tenir compte des cycles de développement des grandes catégories végétales, et en particulier de celui des algues chlorophycées qui semble le plus marqué au cours des saisons. La fin du printemps semble la période la plus adéquate.

3.2.7. Redox

Le Redox est un intégrateur des conditions physiques (renouvellement des eaux), physico-chimiques (teneur en matière organique, oxygénation), biologiques (activité bactérienne, macrofaune benthique, phanérogames).

Il constitue une mesure rapide et opérationnelle de la qualité du milieu. Son calibrage avec les variables *in situ* dont il dépend (citées ci-dessus) et avec les apports est nécessaire si on veut préciser son rôle indicateur.

Les profils verticaux mesurés permettraient de mettre en évidence différents stades d'enrichissement en matière organique et le degré de réversibilité. Le protocole de mesure doit être précisé (période des mesures et profondeur).

3.2.8. Macrofaune benthique

La macrofaune benthique est soumise en milieu lagunaire à des conditions de stress important, par suite de fortes fluctuations des conditions de milieu ; la mise en évidence d'un stress supplémentaire lié à un enrichissement des sédiments y est alors beaucoup plus délicate qu'en milieu marin.

Il est nécessaire de différencier deux types de milieux : ceux qui présentent des variations de salinité et de températures importantes et dont les sédiments sont surtout vaseux (type I) et ceux qui sont caractérisés par des conditions plus stables (salinité, température) et par des sédiments généralement plus sableux (type II).

La présence d'espèces indicatrices d'enrichissement permet de révéler au sein de chacun d'entre eux des perturbations produites par un enrichissement en matière organique. Elles ne sont toutefois pas parfaitement fiables car si leur présence est absolument significative d'enrichissement, elles sont parfois absentes dans des sédiments enrichis.

Les apports ponctuels ont un impact plus fort sur la macrofaune, probablement parce que la qualité du sédiment superficiel est plus fortement dégradée (ainsi que le montrent les mesures de Redox). Les apports en matière organique provoquent une chute de la richesse spécifique et des densités des peuplements benthiques. Enfin, en pratique, il y a des espèces indicatrices d'enrichissement.

Les fluctuations rapides et imprévisibles des peuplements, liées aux conditions climatiques et saisonnières (fort impact en lagunes de type I) et à la reproduction des espèces (lagunes de type I et II), induisent une forte variabilité des dénombrements et secondairement de la composition spécifique.

Pour choisir les périodes d'échantillonnage, on peut se baser en priorité sur la période hivernale (janvier - février) où les sources de fluctuation des peuplements benthiques sont réduites.

La recherche d'indices de type ratios (filtreurs / détritivores ou mollusques / polychètes) semble être la voie à privilégier pour mettre en évidence un niveau trophique avec la macrofaune benthique des milieux lagunaires.

3.2.9. Ichthyofaune

Il n'a pas été trouvé d'information qui permette de montrer l'intérêt de cette variable et un développement possible d'une forme simplifiée qui réponde à l'objectif de cette étude.

3.3. Vers des classements par niveaux trophiques

Avec les données actuellement disponibles, des classements ont été tentés ; ils sont présentés au tableau 11.

Le classement à partir des variables mesurées dans l'eau utilise les critères mesurables par des prélèvements hivernaux : maxima moyens des nitrates, minima moyen des phosphates.

Il est à comparer avec le classement qu'on pourrait tenter avec les macrophytes (relevés de fin du printemps) : une différence de classement importante apparaît pour l'étang du Prévost, totalement envahit par les macroalgues et sans concentrations d'éléments nutritifs élevées ; ce phénomène a été expliqué précédemment : on ne trouve pas de relations entre algues et concentrations dans l'eau.

Il fait aussi ressortir la nécessité de prendre en compte le phytoplancton, dans des sites où cette variable n'est pas négligeable. Un travail complémentaire pour préciser les protocoles d'échantillonnage du phytoplancton est nécessaire.

Pour classer les lagunes à partir des données de l'eau, il faut donc associer éléments chimiques et biologiques.

La fréquence d'échantillonnage (intra- et inter-annuelle) de ces variables doit être précisée, selon ce qui a été dit plus haut pour chacune d'elles.

Le classement des lagunes selon les teneurs dans les sédiments n'est pas contradictoire avec celui obtenu pour les apports du bassin versant, sauf exceptions : dans l'étang du Prévost, l'accumulation est réduite (dilution par la mer et stockage par les macroalgues probables) ; dans l'étang de Berre, l'accumulation est très importante (stratification des eaux). L'information apportée pour l'étang de Berre est essentielle en termes d'aménagements (peut-on déstratifier cet étang ?). Apportant des informations originales, l'accumulation sédimentaire pourrait être suivie à pas de temps large (5, 10 ans ?, à ajuster probablement en fonction de la vitesse de développement des activités humaines en amont des

Tableau 11. Synthèse des classements possibles selon les différentes variables étudiées.

A. Classements par les éléments nutritifs de l'eau ($\mu\text{mol} / \text{l}$ de P-PO₄ ou N-NO₃)

Nitrates maximaux	Phosphates minimaux		
	<0,5	0,5-0,7	>0,7
< 10	Urbino (80)	Vaccarès (88) Prévost (75)	Thau (74/77)
> 10	Diana (76 et 80) Biguglia (80), Berre		Or, Biguglia (91)

B. Classements par les stocks des sédiments (mg / g de sédiment sec)

Azote Total	Phosphore Total			
	<0,5	0,5-0,7	0,7-0,9	>0,9
<2,2		Prévost (90)		
2,2 - 3,7		Vaccarès (90) Vic-Ingriil (90) Thau (87)	Arnel (90)	
3,7 - 5	Biguglia (91)	Or (90)	Méjean (90)	Grec (90)
> 5	Berre (81) pas de données de phosphore			

C. Classement par les données sur les macrophytes lagunaires

Non Eutrophe Herbiers dominant	Eutrophie Moyenne Herbiers + Algues	Très Eutrophe Herbiers absents
Urbino (80) Diana (76 et 80) Vaccarès (88)	Or (86/91), Thau (74/91) Bages-Sijean (92) Biguglia (80), Berre (90)	Prévost (75 et 90) Biguglia (91) Grec, Arnel, Méjean (obs. act.)

D. Classement par les apports nutritifs relatifs des bassins versants

Azote Phosphore (t/Mm ³ d'étang)	< 10 < 2 Faibles	10 - 20 2 - 4 Moyens	20 - 40 4 - 10 Forts	> 40 > ,10 Très Forts
	Classement des étangs	Biguglia, Berre, Thau, Vaccarès, Vic-Ingriil,	Arnel, Or	Méjean, Prévost

lagunes) ; une étude méthodologique pour définir l'épaisseur de la couche à échantillonner est nécessaire ; la calibration des variables chimiques avec le redox, dont la mesure est rapide et peu coûteuse, pourrait permettre une exploration rapide de grandes surfaces.

3.4. Conclusion

Si, contrairement aux lacs d'eau douce, l'azote paraît être un facteur de régulation important en milieu lagunaire, la non prise en compte du phosphore ne peut pas actuellement être proposée, car l'effet des apports importants n'a pu être étudiée, faute de données.

Certaines des variables présentées dans ce travail évoluent en réponse aux apports du bassin versant, avec un comportement de l'azote (réponse dans l'eau et les algues) qui semble différent de celui du phosphore (stockage dans les sédiments).

L'enrichissement progressif d'un milieu lagunaire peut être mesuré par un ensemble de variables sédimentaires qui évoluent conjointement (matière organique, azote, potentiel redox, macrofaune et phanérogames), ou, peut-être, par les phosphates dissous.

Enfin, le développement d'indicateurs est possible. Les différentes variables pourraient permettre de mesurer et de suivre l'évolution de la "qualité" des milieux lagunaires, localement (mesure d'un impact, essentiellement par les variables benthiques et sédimentaires) ou plus globalement (classement trophique, principalement par les éléments nutritifs et le chaînon primaire).

Pour définir ces outils et leur mise en oeuvre, des recherches complémentaires seraient à entreprendre :

- élargissement des bases de données (benthos, étangs sous forts apports, ...),
- précision des seuils d'apports induisant des perturbations du chaînon primaire (macrophytes ou phytoplancton),
- intercalibration des variables physico-chimiques et biologiques du sédiment,
- méthode de sélection des variables pertinentes sur la base de données plus complètes et développement d'une démarche d'interprétation.

Liste des figures et des tableaux

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Cycle annuel des concentrations en nitrates. a : étang de l'Or (années 1986 à 1991). b: étang du Vaccarès (1989).....	12
Figure 2. Teneurs en nitrates de certains étangs. a : moyennes annuelles. b: maxima moyens annuels.....	15
Figure 3. Cycle annuel des concentrations en orthophosphates pour plusieurs années et pour plusieurs étangs.....	17
Figure 4. Teneurs en phosphates de certains étangs. a : moyennes annuelles. b : maxima et minima moyens.....	20
Figure 5. Profils de potentiel Redox mesurés en dehors de zones d'apports montrant diverses situations d'enrichissement diffus.....	29
Figure 6. Evolution du profil Redox dans diverses situations d'apports ponctuels : en haut, à 150 m d'un rejet de lagunage	30
Figure 7. Classification de différents sédiments marins ou lagunaires en fonction des valeurs du potentiel Redox.....	32
Figure 8. Evolution de la biomasse chlorophyllienne.....	37
Figure 9. Cartographies des macrophytes de l'étang d'Orbetello (ENEA).....	42
Figure 10. Relations entre apports d'azote par les bassins versants et rapports des biomasses de phanérogame/chloro-phycées et de rhodophycées/chlorophycées.	45
Figure 11 : Comparaison entre la zonation biologique naturelle des peuplements lagunaires et l'évolution des peuplements en fonction d'un accroissement organique.....	50
Figure 12. Relation entre apports des bassins versants et nitrates des eaux.	61
Figure 13. Relation entre apports des bassins versants et teneurs d'azote dans les sédiments de différentes lagunes françaises.....	62
Figure 14. Phosphore : relation entre les apports du bassin versant et les stocks des sédiments.....	65
Figure 15 : Diagramme simplifié montrant les effets de différents taux de renouvellement d'eau en relation avec un apport organique donné.	72
Figure 16 : Relations entre Redox et Benthos sur les cas de Thau, Biguglia, Diana et Urbino.	74

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Comparaison des différentes formes d'azote minéral dissous (NH ₄ , NO ₃ , NO ₂) au cours du cycle annuel (étangs de Biguglia, Diana, Urbino et Thau).....	10
Tableau 2. Concentrations moyennes annuelles en nitrates dissous (μmol N /l).....	13
Tableau 3. Concentrations moyennes annuelles en phosphates dissous (μmol P /l).....	18
Tableau 4. Valeurs de biomasse chlorophyllienne dans diverses lagunes.....	34
Tableau 5. Liste des taxons recensés en eaux lagunaires méditerranéennes.	36
Tableau 6. Typologie lagunaire simplifiée, préalable à toute analyse de la macrofaune benthique dans une optique d'étude de l'enrichissement des milieux.....	49
Pour les plans d'eau lagunaires, une méthodologie de ce type a été testée et associe les méthodes globales et les espèces indicatrices (tableau 8). Les résultats positifs montrent que ce type d'outil doit.....	51
Tableau 7. Classement biocénotique lagunaire.....	52
Tableau 8. Les indices de Géhant et Jeanneret (1985).....	53
Tableau 9a. Coefficients de corrélation simples (diagonale inférieure gauche) et partiels (diagonale supérieure droite), in Frisoni, 1984.	69
Tableau 9b. Coefficients de corrélations simples et partiels, en milieu lacustre, in OCDE, 1982.....	69
Tableau 10. Synthèse des principaux résultats de l'étude.	78
Tableau 11. Synthèse des classements possibles selon les différentes variables étudiées.	86

Bibliographie par thèmes d'études

BIBLIOGRAPHIE PAR THEMES D'ETUDES**Bibliographie "Azote - phosphore des lagunes et bassins versants"**

- ADA et AQUASCOP, 1979 : Zones humides du Languedoc-Roussillon. Ministère de l'Environnement. 2 tomes. 189 p. et 239 p.
- AGENC, 1989 : Dossier scientifique - Propositions pour la création d'une réserve naturelle. AGENC, COAAPNRC, IARE, SRAE. Département de Haute Corse. 110 p.
- ALBIGES C., PIERRE D., SAGGLIOCCO M., 1991 : Evaluation des apports en azote et en phosphore des bassins versants (données statistiques et bibliographiques), application aux étangs du département de l'Hérault. Région Languedoc-Roussillon, Agence de l'eau RMC, Cemagref.
- ARFI R., 1991 : Etang de Berre , Suivi exceptionnel du milieu 1990 - Synthèse des travaux. Dept BDR, Région PACA, Agence de l'eau RMC, SMBDR. 26 p.
- ARFI R., 1991 : Etang de Berre, suivi exceptionnel du milieu - Qualité des eaux : hydrologie, matériel particulaire et plancton. C.O.M. 156 p.
- BAELDE P., 1982 : Bilan de l'état actuel de l'étang de Berre - Etude bibliographique. Convention ADER, Ministère de la Mer, DR aquaculture. 11 p. + annexes.
- BCEOM, 1990 : Etude par modélisation mathématique de l'hydrodynamique et du mouvement de la pollution - Etangs de l'Arnel, Prévost, Grec et Méjean-Pérois. La Grande Motte.
- BEISEL JN., 1991 : Analyse physico-chimique des sédiments en milieu lagunaire peu profond (cas des étangs palavasiens du Languedoc-Roussillon), Distribution spatiale et étude de corrélations. Rapport de Maîtrise. Faculté de Metz et Cemagref. 37 p.
- BOUTIERE H., 1974 : L'étang de Bages-Sigean, Modèle de lagune méditerranéenne. *Vie et Milieu*. 24 (1), sér. B, pp. 23-58.
- BRL, 1992 : Etang de Bages-Sigean, 25 ans d'évolution. Document de travail. BRL-AIBPA. 54 p.
- BROCHOT-GOARDOU S. et VAULOT D., 1977 : Zones humides en Corse. Rapport de stage Engref. Cemagref Montpellier. 72 p. + figures.
- BUSSI C., 1992 : Etude des relations entre apports du bassin versant depuis un siècle et stocks dans les sédiments à différentes profondeurs pour l'azote et le phosphore dans les lagunes palavasiennes. Mémoire de maîtrise, Programme Erasmus. Univ. Perpignan. 34 p. + annexes.
- CAHET G., FIALA M., LABAT JPh., JACQUES G., 1974 : Ecologie de deux étangs du Littoral Languedoc-Roussillon, Bages-Sigean et Salses-

- Leucate. Rapport d'étude EDF, Direction des Etudes et Recherches, Chatou (Yvelines).
- CEMAGREF, 1986-1992 : Suivi de la salinité et de l'état trophique de l'étang de l'Or. Rapports d'études. 6 rapports.
- CEMAGREF, 1989 : Etude écologique des étangs centraux de la Camargue : le Vaccarès et les Impériaux. Etude réalisée pour le Parc Naturel Régional de Camargue. 76 p.
- CEMAGREF, U.M. I et II, 1991 : Efficacité de la réduction de la masse de nutriments dans la prévention des malaïgues. 8 tomes.
- CTGREF, 1978 : Inventaire des zones humides du littoral oriental corse. Etude n°7. Group. de Bordeaux, Div. ALA. Mission Interministérielle pour la protection et l'aménagement de l'espace naturel méditerranéen. 230 p.
- DDA Bouches du Rhône, 1975 : La maîtrise des plans d'eau en Camargue, Livre Blanc.
- DE GROOT C-J, 1992 : Flux et transformations du phosphate et de l'azote dans les zones humides : la Camargue (Delta du Rhône). Thèse de 3e cycle. Université Claude Bernard - Lyon I. 2 tomes. 65p. et articles.
- ECOTHAU, 1991 : Edition des données brutes, Version préliminaire : mai 1991. 18 p. + tableaux.
- ESCAFFRE L., 1990 : Synthèse bibliographique sur l'azote et le phosphore en milieux lagunaires, variations spatio-temporelles. Rapport de DESS. Ustl Montpellier et Cemagref. 36p. + annexes.
- GUELORGET O. et PERTHUISOT J.P., 1983 : Le domaine paralique - Expressions géologiques, biologiques et économiques du confinement. Travaux du laboratoire de géologie. Presse de l'Ecole Normale Supérieure, 45 rue d'Ulm, Paris. 136p.
- HENARD D., 1978 : Production primaire d'une lagune méditerranéenne - Etang de Thau (Hérault) - Année 1976. Thèse de Dr Ingénieur. USTL. Montpellier. 85 p. + annexes.
- IARE, 1992 : L'étang de Biguglia - Diagnostic écologique 1991-1992. GF Frisoni et E. Dutrieux. 160 p.
- JEROME C., 1984 : Evolution récente des sédiments de l'étang de Berre. Thèse de 3e Cycle. Univ. Aix-Marseille II. Fac. Luminy. 141 p.
- LAPORTE J., 1979 : Structure hydrologique des étangs littoraux. Les cycles minéraux annuels dans l'eau et les sédiments dans les étangs du prévost et de Mauguio. in DGRST "Etangs Littoraux". Compte-rendu Scientifique des Travaux. pp.15-34.
- LIEUTAUD A., XIMENES M.C., MOUTIN T., 1991 : Lagoon eutrophication assessment for rehabilitation purposes. Nitrogen and phosphorus loadings in different compartments. in IWRB Special Publication n°20. pp 147-153.
- LONGERE P., DOREL D. et MARIN J., 1972 : Etude bathymétrique et sédimentologique des étangs de Diana et d'Urbino en Corse. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, 36 (1), 1972, p. 31-45.

- MANCINI P., 1988 : L'azote et le phosphore dans différents compartiments de l'étang de Thau (Sédiments, Macrophytes, Eau), Contribution au Programme Ecothau. Rapport de DEA de l'USTL Montpellier. 48p.
- MINAS M., 1974 : Distribution, circulation et évolution des éléments nutritifs, en particulier du phosphore minéral, dans l'étang de Berre. Influence des eaux Duranciennes. *Int. Revue Ges. Hydrobiol.*, 59 (4), p. 509-542.
- MOUTIN T., 1992 : Contribution à l'étude du cycle du phosphate dans les écosystèmes lagunaires. Thèse de 3e Cycle. Univ. Montpellier II. 251 p.
- NIXON S.W., 1982 : Nutrient dynamics, primary production and fisheries yields of lagoons. *Oceanologica Acta*. n°SP. p.357-371.
- OCDE, 1982 : Eutrophisation des eaux - Méthodes de surveillance, dévaluation et de lutte. 164 p.
- PENA G., 1989 : Sels nutritifs et micropolluants métalliques dans un écosystème lagunaire : l'étang de Thau. Thèse de 3e cycle. U.M. II (USTL). Montpellier. 143 p. + annexes.
- PIM, 1984a : Etangs côtiers du Languedoc-Roussillon. Cephalmar, Fiom-S.E.mer. 294 p.
- PIM, 1984b : Enquête sur l'assainissement et l'aménagement des étangs côtiers en région PACA. Office régional de la mer PACA, Région PACA, Fiom-S.E.mer. 243 p.
- SMBR, 1990 : Etang de Berre - Situation actuelle et évolution du milieu. Cellule Qualité des Eaux Littorales. Marseille. 53 p.
- SOMIVAC et CTGREF, 1978 : Etude écologique de l'étang de Diana. Mission Interministérielle pour la protection et l'aménagement de l'espace naturel méditerranéen ; DATAR. 68 p.
- SOMIVAC et CTGREF, 1979 : Etude des écosystèmes des étangs de Biguglia, Diana et Urbino. Mission Interministérielle pour la protection et l'aménagement de l'espace naturel méditerranéen. 59 p. + annexes.
- SOMIVAC, 1981 : Ecologie de l'étang de Biguglia - Surveillance des eaux ; Campagne de 1980-1981. 15 p. + annexes.
- SOMIVAC, 1981 : Ecologie des étangs de Diana et Urbino - Surveillance des eaux ; Campagne de 1980-1981. 28 p.
- SRAE PACA, 1990 : Suivi exceptionnel des apports à l'étang de Berre - Arc, Touloubre, Cadière. Groupe de travail "Etang de Berre".
- TOURNIER H., HAMON PY., LANDREIN S., 1982 : Synthèse des observations réalisées par l'ISTPM sur les eaux et le plancton de l'étang de Thau de 1974 à 1980. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, 45 (4), p. 283-318.
- VAULOT D. et FRISONI, G.F., 1986 : Phytoplanktonic productivity and nutrients in five Mediterranean lagoons. *Oceanologica Acta*. vol. 9. n°1. p. 57-63.
- VOLLENWEIDER R.A., 1971 : Les bases scientifiques de l'eutrophisation des lacs et eaux courantes sous l'aspect particulier du phosphore et de l'azote comme facteurs d'eutrophisation. OCDE. Paris. 182 p. + figures.

Bibliographie "Macrofaune benthique"

- Abu-Hilal A., 1993 : Observations on heavy metal geochemical association in marine sediments of the Jordan gulf of Aquaba. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 26, N°2, 85-90
- Addy J.M., Hartley J.P., Tibbetts P.J.C., 1984 : Ecological effects of low toxicity oil-based mud drilling in the Beatrice oilfield. *Marine Pollution Bulletin*, Vol 15, N°12, 429-436.
- AFNOR, 1985 : Essais des eaux. Détermination de l'indice biologique global (IBG). Normalisation française, T90-350, 7p.
- Amanieu M., Baleux B., Guelorget O., Michel P., 1975 : Etude biologique et hydrologique d'une crise dystrophique (Malaïgue) dan l'étang du Prévost à Palavas, Hérault. *Vie Milieu*, 25 (2B), 175-204
- Amanieu M., Guelorget O., Michel P., 1977 : Evolution saisonnière de la richesse et de la diversité de la macrofaune benthique d'une lagune littorale méditerranéenne. *Vie Milieu*, 28/29 (4 AB), 531-547
- Amanieu M., Guelorget O., Michel P., 1977 : Richesse et diversité de la macrofaune benthique d'une lagune méditerranéenne. *Vie Milieu*, 27 (1 B), 85-109
- Arnoux A., Stora G., Di Geronimo S., Sinatra F., 1992 : Approche normalisée de la vulnérabilité d'un écosystème benthique Méditerranéen. Contrat CEE : EV 4V 0191 - F - (EDB). 90 p + annexes
- Bagander L.E., Niemisto L., 1978 : An evaluation of the use of redox measurements for characterizing recent sediments. *Estuarine and Coastal Marine Science*, Vol. 6, 127-134.
- Bagge P., 1969 : Effects of pollution on estuarine ecosystems. I. Effects of effluents from wood-processing industries on the hydrography, bottom and fauna of Saltkallefjord (W. Sweden). *Merentutkimuslaitoksen julk./Havsforskningsinstitutets Skr. N°228*, 3-118
- Bagge P., 1969 : Effects of pollution on estuarine ecosystems. II. The succession of the bottom fauna communities in polluted estuarine habitats in the Baltic-Skagerak region. *Merentutkimuslaitoksen julk./Havsforskningsinstitutets Skr. N°228*, 119-130
- Bakke T., Berge J.A., Schaanning M., Skeie G.M., Orelid F., 1989 : Effects of low-aromatic drill cuttings on an enclosed deepwater sediment community. Engelhardt F.R., Ray J.P. & Gillam A.H. (ed), in "Proceedings of the 1988 International Conference on drilling wastes". Calgary, Alberta, Canada, 5-8 april. Elsevier Applied Science, 495-519
- Bellan, 1976 : Action des facteurs de pollution sur les communautés benthiques. in J.M. Pérès (ed), *La pollution des eaux marines*. Gauthier-Villars, Paris, 231p

- Bellan G., Bellan-Santini D., Picard J., 1980 : Mise en évidence de modèles éco-biologiques dans des zones soumises à perturbations par matières organiques. *Oceanologica Acta*, Vol.3 N°3, 383-390.
- Bellan-Santini D., 1970 : Salissures biologiques de substrats vierges artificiels immergés en eau pure, durant 26 mois, dans la région de Marseille (Méditerranée Nord-occidentale). I Etude quantitative. *Tethys* 2, 357-364.
- Bellan G., Desrosiers G., Willsie A., 1988 : Use of an annelid pollution index for monitoring a moderately polluted littoral zone. *Marine Pollution Bulletin*, Volume 19, N° 12, 662-665.
- Bernat M., Cauwet G., Chassefière B., Faguet D., Gadel F., Monaco A., Ouakad M., Thommeret Y., 1984 : Behaviour of metallic and radioactive elements in lagoonal sediments : the example of the Canet-St Nazaire Pond (Mediterranean coast). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol.18, 557-570
- Boesch D.J., 1972 : Species diversity of marine macrobenthos on the Virginia area. *Chesapeake Sci.*, Vol.13, 206-211
- Boutière H., De Bovee F., Delille D., Fiala M., Gros C., Jacques G., 1982 : Effets d'une crise dystrophique dans l'étang de Salses-Leucate. *Oceanologica Acta*, N° SP Actes Symposium International sur les lagunes côtières, SCOR/IABO/UNESCO Bordeaux
- Buchanan J.B., 1963 : The bottom fauna communities and their sediment relationships off the coast of northumberland. *OIKOS*, Vol 14, N°II, 154-175.
- Buchanan J.B., Warwick R.M., 1974 : An estimate of benthic macrofaunal production in the offshore mud of the northumberland coast. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, Vol 54, 197-222.
- Casabianca M.L., Kiener A., Huvé H., 1972-73 : Biotopes et biocénoses des étangs saumâtres Corses : Biguglia, Diana, Urbino, Palo. *Vie et Milieu*, Vol. XXIII, fasc.2, série C, 187-227
- Clanizig ., 1987 : Inventaire des invertébrés d'une lagune méditerranéenne des côtes de France, biocénoses et confinement : l'étang de Salses-Leucate. Dipl. EPHE 468 p.
- Cognetti G., 1982 : Adaptative strategy of Brackish-water fauna in pure and polluted waters. *Marine Pollution Bulletin*, Vol 13, n°7, 247-250.
- Connor P.M., 1972 : Acute toxicity of heavy metals to some marine larvae. *Marine Pollution Bulletin*
- Copeland B.J., 1970 : Estuarine classification and responses to disturbance. *Trans. Am. Fish. Soc.* Vol. 99, 826-835
- Dutrieux E., 1989 : Approche descriptive et expérimentale de l'impact des hydrocarbures sur la mangrove : le cas du delta de la Mahakam (Bornéo, Indonésie). Thèse de Doctorat, Université des Sciences et Techniques du Languedoc. Montpellier, 276p.
- Dutrieux E., 1991 : Study of the ecological functioning of the Mahakam delta (East Kalimantan, Indonesia). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* Vol. 32, :415-420

- Dutrieux E., Calvario J., Guelorget O., Gout B., 1991 : Répartition spatiale des peuplements benthiques de l'étang de Thau. in "Compte-rendu du programme ECOTHAU. Synthèse des résultats." Jouffre D. et Amanieu M. (ed). 300 p.
- Dutrieux E., 1992 : Experimental study of the impact of hydrocarbons on the intertidal benthic community : the Mahakam delta (East Kalimantan, Indonesia). Vol.15, n°2, 197-209.
- Dutrieux E., Denis J., Populus J., 1990 : Application of SPOT data to a baseline study of the Mahakam delta mangroves (East Kalimantan, Indonesia). Oceanologica Acta, Vol 13, N°3, 57-66.
- Dutrieux E., Martin F., Debry A., 1990 : Growth and mortality of *Sonneratia caseolaris* planted on an experimentally oil-polluted soil. Marine Pollution Bulletin, Vol 21, N°2, 62-68.
- Dutrieux E., Martin F., Guelorget O., 1989 : Oil pollution and polychaeta in an estuarine mangrove community. Oil and Chemical Pollution, Vol 5, 239-262.
- Fager E.W., 1972 : Diversity : a sampling study. The American Naturalist, Vol 106, N°949, 293-310.
- Fenchel T., 1969 : The ecology of marine microbenthos. IV. Structure and function of the benthic ecosystem, its chemical and physical factors and the microfauna communities. Ophelia N°6, 1-182
- Flassch J.P., Girin M., 1971 : Les peuplements sessiles de substrats durs artificiels dans la région de Banyuls -sur-mer. Thèse 3 ème cycle, Univ. Paris.
- Frisoni G.F., Cejpa A.M., 1989 : La malaïgue dans les étangs littoraux du Languedoc-Roussillon. A. Etat des connaissances scientifiques sur les crises dystrophiques, appelées malaïgues. B. Bilan des enquêtes effectuées auprès des professionnels du complexe palavasien et du bassin de Thau. Rapport Ronéo, IARE / CEPRALMAR, 48 p.
- Frisoni G.F., Dutrieux E., 1990 : Etude d'impact des effluents de la station de lagunage de Mèze sur une lagune littorale : l'étang de Thau. Publication de l'IARE, Ministère de l'Environnement, 150 p.
- Frisoni G.F. et E. Dutrieux, 1992 : L'étang de Bigulia : Diagnostic* écologique 1991-1992, 125 p. + annexes.
- Frontier S., 1977 : Réflexions pour une théorie des écosystèmes. Bull. Ecol., Vol 4, t8, 445-464.
- Géhan P., Jeanneret H., 1984 : La macrofaune benthique de l'étang de Thau : approche biocoenotique. Thèse, Université des Sciences et Techniques du Languedoc; Montpellier, 115p+annexes+biblio.
- Géhan P., Jeanneret H., 1985 : Etude de l'impact des activités aquacoles dans l'étang de Thau (suite). Rapport Ronéo, CEPRALMAR/CNARBRL, 41p+biblio+annexes.
- Glémarec M., Hily C., 1981 : Perturbations apportées à la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portuaires. Acta Oecologica, Oecol. Applic., Vol 2, N° 2, 139-150.

- Glémarec M., Hussenot E., 1979 : Définition d'une succession écologique en milieu meuble anormalement enrichi en matières organiques à la suite de la catastrophe de l'Amoco-Cadiz. In "Amoco Cadiz, conséquences d'une pollution accidentelle par les hydrocarbures". Actes du Colloque International-COB 19-22 Novembre 1979 CNEXO.
- Glémarec M., Hily C., Hussenot E., Legall C., Le Moal Y., 1980 : Recherches sur les indicateurs biologiques en milieu sédimentaire marin. Colloque: recherches sur les indicateurs biologiques. Association française des Ingénieurs écologues, Grenoble, XI-80
- Gray J.S., 1981 : Detecting pollution induced changes in communities using the log-normal distribution of individuals among species. Marine Pollution Bulletin, Vol 12, N°5, 173-176
- Gray J.S., Mirza B., 1979 : A possible method for the detection of pollution-induced disturbance on marine benthic communities. Marine Pollution Bulletin, Vol 10, 142-146
- Guelorget O., Michel P., 1976 : Recherches écologiques sur une lagune saumâtre méditerranéenne, l'Etang du Prévost (Hérault). I. Le milieu (95p), II. Les peuplements benthiques (122p). Thèse de spécialité USTL, Montpellier.
- Guelorget O., 1985 : Entre mer et continent. Contribution à l'étude du domaine paralique. Thèse présentée à l'USTL, Montpellier. 721 p
- Guelorget O. et J.P. Perthuisot, 1983 : Le domaine paralique. Expressions géologiques, biologiques et économiques du confinement. Trav. Lab. Géol. E.N.S., 16, 136p
- Guelorget O. et J.P. Perthuisot, 1984 : Indicateurs biologiques et diagnose écologique dans le domaine paralique. Bull. Ecol., 15, 1, 67-76
- Hamilton, 1993 : Sediment : what is being measured ? Marine Pollution Bulletin, Vol 26, N°2, 58-59
- Hartnoll R.G., Burrows M.T., Ellard F.M., 1984 : Species-abundance distributions : arbiters or artifacts ? in : P.E. Gibbs (ed) Proceedings of the nineteenth European Marine Biology Symposium, Cambridge, 381-390.
- Heatwole H., Levins R., 1972 : Trophic structure stability and faunal change during recolonization. Ecology, Vol 53, N°3, 531-534.
- Hily C., 1983 : Macrozoobenthic recolonization after dredging in a sandy mud area of the bay of Brest enriched by organic matter. Oceanologica Acta, N° SP, Actes 17 ème symposium européen de biologie marine, Brest, 27 septembre-1 octobre 1982, , 113-120.
- Hily C., 1983 : Modifications de la structure écologique d'un peuplement de *Melinna palmata* (Annélide-Polychète) soumis aux effluents urbains et industriels en rade de Brest. Ann. Inst. océanogr., tome 59, fasc. 1, 37-56
- Hily C., 1983 : Modifications de la structure écologique d'un peuplement de *Melinna palmata* (Annélide-polychète) soumis aux effluents urbains et industriels en rade de Brest. Ann. Inst. océanogr., Paris, 59 (1) , 37-56.

- Hily C., 1983 : Macrozoobenthic recolonization after dredging in a sandy mud area of the Bay of Brest enriched by organic matter. *Oceanologica Acta*, N°SP. Actes 17e Symposium Européen de Biologie Marine, Brest, 27 septembre-1 octobre 1982. 113-120
- Hily, 1984 : Variabilité de la macrofaune benthique dans les milieux hypertrophiques de la Rade de Brest. Thèse d'Etat. Université de Bretagne Occidentale, 359 + 337 p
- Hily C., Glémarec M., 1990 : Dynamique successionnelle des peuplements de fonds meubles au large de la Bretagne. *Oceanologica acta*, Vol 13, N°1, 107-115.
- Hily C., Le Bris H., Glémarec M., 1986 : Impacts biologiques des émissaires urbains sur le écosystèmes benthiques. *Océanis*, Vol. 12, fasc. 6, 419-426
- Hodda M., Nicholas W.L., 1986 : Nematode diversity and industrial pollution in the hunter river estuary, Australia. *Marine Pollution Bulletin*, Vol 17, N°6, 251-255.
- Hughes R.G., 1984 : A model of the structure and dynamics of benthic marine invertebrate communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, Vol 15, 1-11.
- James A., Evison L. : Biological indicators of water quality. 12.1, 11-39.
- Jernelov A., Rosenberg R., 1976 : Stress tolerance of ecosystems. *Environ. Conser.*, Vol.3, 43-46
- Lamshead P.J.D., Platt H.M., 1985 : Neutral model analysis of patterns of marine benthic species diversity. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, Vol 24, 75-81
- Lassus P., Bogé G., Gentien P., Loarer R., Pagano G., Quiniou F., 1990 : Toxicité des rejets urbains. In "La mer et les rejets urbains". Colloque IFREMER, Bendor
- Legendre L., Legendre P., 1984 : Ecologie numérique. Tome 1 : La traitement multiple des données écologiques. Tome 2 : La structure des données écologiques. MASSON, Paris 260 et 335 p
- Leppakoski E., 1969 : Transitory return of the benthic fauna of the Bornholm basin after extermination by oxygen insufficiency. *Cahiers de Biologie Marine*. Tome X, 163-172
- Levinton J., 1972 : Stability and trophic structure in deposit-feeding and suspension-feeding communities. *The American Naturalist*, Vol 106, N°950, 472-486.
- Longbottom M.R., 1970 : The distribution of *arenicola marina* (L.) with particular reference to the effects of particle size and organic matter of the sediments. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, Vol 5, 138-157.
- Luoma, 1990 : Processes affecting metal concentrations in estuarine and coastal marine sediments. 51-66. in "Heavy metals in the marine environment, R.W. Furness & P.S. Rainbow (ed). 256 p.
- Mars P., 1966 : Recherches sur quelques étangs du littoral méditerranéen français et sur leur faunes malacologiques. *Vie et Milieu*, Supplément n°20, 360 pp.

- Martin F., Dutrieux E., Debry A., 1990 : Natural recolonization of a chronically oil-polluted mangrove soil after de-pollution process. *Ocean & Shoreline Management*, Vol.14, 173-190.
- Massie L.C., Davies J.M., 1986 : Environmental surveys to study the recovery of marine sediments contaminated by oiled drill cuttings. Conference organized by the institute of petroleum microbiology committee and held in Aberdeen in April 1986. Edited by E.C. Hill, J.L. Shennan, R.J. Watkinson., 125-145.
- McManus J.W., Pauly D., 1990 : Measuring ecological stress : variations on a theme by R.M. Warwick. *Marine Biology* 106, 305-308.
- Muus B.J., 1979 : General aspects of the estuarine fauna. In : Tidal power and estuary management. Severn R.T., Dineley D.L., Hawker L.E. Publ. Scientifica; Bristol, U.K., 214-227
- Newell R.C, Maughan D.W, Trett M.W, Newell P.F, Seiderer L.J, 1991 : Modification of benthic community structure in response to acid-iron wastes discharge. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 22, N°3, 1991, 112-118.
- Nicolaidou A., Zenetos A., Bogdanos C., Papadopoulos D., 1985 : The effects of pollution on marine ecosystems. *FAO FISHERIES REPORT N° 352 Supplement*, Papers presented at the FAO/UNEP meeting prepared as part of the long-term programme for pollution monitoring and research in the mediterranean (MED POL Phase II), Food and agriculture organization of the united nations, 183-191.
- Odum E.P., 1969 : The strategy of ecosystem development. An understanding of ecological succession provides a basis for resolving man's conflict with nature. *Science*, Vol 164, 262-270.
- Oudot J., Dutrieux E., 1989 : Hydrocarbon weathering and biodegradation in a tropical ecosystem. *Marine Environmental Research*, Vol 27, 195-213.
- Pearson T.H., Rosenberg R., 1978 : Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, Vol 16, 229-311.
- Pearson T.H., Stanley S.O., 1979 : Comparative measurement of the redox potential of marine sediments as a rapid means of assessing the effect of organic pollution. *Marine Biology*, Vol 53, 371-379.
- Piélou E.C, 1969 : An introduction to mathematical ecology. . Wiley-interscience, New York, 289 p.
- Plante-Cuny M.R., Le Campion-Alsumard T., Vacelet E., 1981 : Influence de la pollution due à l'Amoco Cadiz sur les peuplements bactériens et microphytiques des marais maritimes de l'île Grande. 2. Peuplements microphytiques. p 429-442. In "Amoco-Cadiz. Fates and effects of the oil spill". Proc. International symposium, Brest (France) november 19-22, Paris, CNEXO, 881p
- Plante-Cuny M.R., Bodoy A., 1987 : Biomasse et production primaire du phytoplancton et du microphytobenthos de deux biotopes sableux (Golfe de Fos, France). *Oceanologica Acta*, Vol.10, N°10, 223-237

- Plante R., Alcolado P.M., Martinez-Iglesias J.C., Ibarzabal D., 1989 : Redox potential in water and sediments of the Gulf of Batabano, Cuba. *Estuarine and Coastal Shelf Science*, Vol. 28, 173-184
- Pérès J.M. et J. Picard, 1964 : Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Recu. Trav. St. mar. Endoume*, 31 (47), 1-137
- Raman A.V., Ganapati P.N., 1983 : Pollution effects on ecobiology of benthic polychaetes in Visakhapatnam Harbour (Bay of Bengal). *Marine Pollution Bulletin*, Vol 14, n°2, 46-52.
- Reish D.J., 1973 : The use of benthic animals in monitoring the marine environment. *Journ. Environm. Plan. Pol. Cont.*, Vol.1 N°3, 32-38
- Reish D.J., : The relationship of the polychaetous annelid *Capitella capitata* (Fabricius) to waste discharges of biological origin. Department of biology and the Allan Hancock Foundation, university of southern California, 195-200.
- Rhoads D.C., Young D.K., 1970 : The influence of deposit feeding organisms on sediment stability and community trophic structure. *J. Mar. Res.*, 28(2) 150-178
- Roméo M., 1991 : Toxicologie des métaux traces dans l'environnement marin. *Océanis*, vol 17, Fasc.4, pp. 383-402
- Rosenberg R., 1977 : Benthic macrofaunal dynamics, production, and dispersion in an oxygen-deficient estuary of west Sweden. *j. exp. mar. Biol. Ecol.*, Vol 26, 107-133.
- Sacchi C., 1985 : Le sel de La Palice : réflexion sur le paralin méditerranéen. *Memorie di Biologia Marina e di Oceanografia*, Vol. 15 , 71-89.
- Sanders H.L. 1958 : Benthic studies in Buzzard bay. I. Animal-sediment relationships. *Limnology and Oceanography*, Vol.III, N°3, 245-258
- Sanders H.L., 1968 : Marine benthic diversity : a comparative study. *The American Naturalist*, Vol 102, N°925, 243-282.
- Sanders H.L., Grassle J.F., Hampson, G.R., 1972 : The West Falmouth oil spill. I. Biology. *Woods Hole oceanogr. Inst. tech. Rep.* , 72-120
- Satsmadjis J., 1985 : Comparison of indicators of pollution in the mediterranean. *Marine pollution bulletin*, Vol. 16 N°.10, 395-400.
- Sfriso A., Pavoni B., Marcomini A., Orio A.A., 1988 : Annual variations of nutrients in the lagoon of Venice. *Marine Pollution Bulletin*, Vol.19, N°2, 54-60
- Sfriso A., Pavoni B., Marcomini A., 1989 : Macroalgae and phytoplankton standing crops in the central Venice lagoon : primary production and nutrient balance. *The Science of the Total Environment*, Vol.80, 139-159
- Shaw K. M., Lamshead P.J.D., Platt H.M., 1983 : Detection of pollution-induced disturbance in marine benthic assemblages with special reference to nematodes. *Marine Ecology-Progress Series*, 11, 195-202
- SOMIVAC,CTGREF, 1979 : Etude des Ecosystème des étangs de Biguglia, Diana, Urbino. Mission Interministérielle pour la Protection et l'Aménagement de l'Espace Naturel Méditerranéen, 60 p.

- Stora G., 1982 : Recherches de bionomie descriptive et expérimentale (in vivo et in vitro) dans quelques biotopes littoraux soumis à des variations naturelles ou artificielles des conditions du milieu (notamment dans l'étang de Berre et le golfe de Fos) Tome I : texte, Tome II : annexes. Thèse pour l'obtention du grade de Docteur d'état - Sciences, Université d'Aix-Marseille II, Faculté des sciences de Luminy, 197 pp + 203 pp.
- Sweden W., 1969 : Effects of pollution on estuarine ecosystems I : Effects of effluents from wood-processing industries on the hydrography, bottom and fauna of saltkällefjord. Merentutkimulait. Julk./Havsforskningsint.skr, N°. 228, 3-118.
- Trave-Morlot L., 1987 : Contribution à l'étude des peuplements annéliens et de la pollution de l'étang de Thau. Thèse, Université des Sciences et Techniques du Languedoc; Académie de Montpellier, 153p + bibliographie.
- Verhoeven J.T.A., Van Vierssen W., 1978 : Structure of macrophyte dominated communities in low brackish lagoons on the island of Corsica (France). Aquatic Botany (5), 77-86
- Verneaux J., 1982 : Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes. Anns Scient. de l'Univ. Besançon, 4(3), 11-21
- Waldichuk M., 1985 : Biological availability of metals to marine organisms. Marine Pollution Bulletin Vol.16, 7-11
- Warwick R.M., 1986 : A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. Marine Biology, Vol 92, 557-562.
- Warwick R.M., 1988 : The level of taxonomic discrimination required to detect pollution effects on marine benthic communities. Marine Pollution Bulletin, Vol. 19 N° 6, 259-268
- Warwick R.M., Pearson T.H., Ruswahyuni, 1987 : Detection of pollution effects on marine macrobenthos: further evaluation of the species abundance/biomass method. Mar. Biol., Vol. 95, 193-200.
- Worms J., 1976 : Approches pour une nouvelle méthodologie d'évaluation des pollutions en milieu lagunaire. Aspects technologiques et mathématiques. Mémoire d'ingénieur, 42 pp.
- Whitfield M., 1969 : Eh as an operational parameter in estuarine studies. Limnol. Oceanogr., Vol 14, 547-558.
- Whitlatch R.B., 1981 : Animal-sediment relationships in intertidal marine benthic habitats : some determinants of deposit-feeding species diversity. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., Vol 53, 31-45.

Bibliographie "Phytoplancton et Hydrodynamisme"

- Arfi R., Dufour P. et Maurer D., 1981 : Phytoplancton et pollution : Premières études en baie de Bietri. *Oceanologica acta*, 4 (3), 319-329.
- Arfi R. et al., 1991 : Etang de Berre : Suivi exceptionnel du milieu 1990. Document de synthèse Agence de l'Eau RMC - Services Maritimes Bouches-du-Rhône, 26 p.
- Borsa P., 1990 : Génétique des populations de bivalves en milieu lagunaire : La palourde dans l'étang de Thau (Méditerranée). Thèse Université Paris VI, 162 p. + annexes.
- Borsa P. et Millet B., 1992 : Recruitment of the clam *Ruditapes decussatus* in the lagoon of Thau, Mediterranean Estuarine. *Coastal and Shelf Sciences*, 35, 289-300.
- Boutière H., de Bovée F., Delille D., Fiala M., Gros C., Jacques G., Knoepffler M., Labat J.-P., Panouse M. et Soyer J., 1982 : Effet d'une crise dystrophique dans l'étang de Salses-Leucate. *Oceanologica Acta*, n° spécial, 231-242.
- CEMAGREF, 1986 : Bilan du suivi scientifique de l'étang de l'Or. Rapport SMNLR - Conseil Général Hérault.
- CEMAGREF 1991 : Efficacité de la réduction de la masse des nutriments dans la prévention des malaïgues : Application aux étangs palavasiens. Rapport Agence de l'Eau RMC - Région L.-R.
- Costa-Moreira A.-L. et Carmouze J.-P., 1991 : La lagune de Saquarema (Brésil) : Hydroclimat, seston et éléments biogéniques au cours d'un cycle annuel. *Rev. Hydrobiol. Trop.*, 24 (1), 13-23.
- Crouzet P., 1972 : Contribution à la connaissance de la physico-chimie et de la production primaire du lac nord de Tunis. Thèse 3^e cycle.
- CTGREF et SOMIVAC, 1977 : Etude écologique de l'étang de Diana. Rapport mission interministérielle pour la protection et l'aménagement de l'espace naturel méditerranéen, 68 p.
- CTGREF et SOMIVAC, 1979 : Etude des écosystèmes des étangs de Biguglia, Diana et Urbino. Rapport mission interministérielle pour la protection et l'aménagement de l'espace naturel méditerranéen, 59 p.
- Frisoni G.-F., 1984 : Contribution à l'étude du phytoplancton dans le domaine paralytique. Thèse 3^e cycle, Montpellier II.
- Frisoni G.-F. et Dutrieux E., 1990 : Etude d'impact des effluents de la station de lagunage de Mèze sur une lagune littorale : l'étang de Thau. Rapport IARE - Ministère de l'Environnement, 125 p. + annexes.
- Ge C.B., 1988 : Contribution à la modélisation physico-chimique de l'étang de Thau. Thèse Université Montpellier II, 195 p.
- Hénard D., 1978 : Production primaire d'une lagune méditerranéenne : L'étang de Thau (Hérault) : Année 1976. Thèse 3^e cycle, Montpellier II.

- Hénard D. et Vaultot D., 1979 : Production primaire de l'étang de l'Or. Comptes-rendus des travaux DGRST. Action concertée - Etangs littoraux méditerranéens.
- Hodgkin E.P. et Birch P.B., 1981 : "Eutrophication" d'un système de lagunes côtières en Australie Occidentale. Communication ISCOL, UNESCO, Bordeaux, sept. 1981.
- IARE, 1991 : L'étang de Biguglia : Diagnostic écologique 1991-1992. Rapport AGENC - Conseil Général Haute-Corse.
- Jarry V., 1990 : Etude pluridisciplinaire en écologie lagunaire (Etang de Thau, France) : Stratégie d'échantillonnage et organisation spatiale du phytoplancton. Thèse Université Montpellier II, 137 p. + annexes.
- Jarry V., Fiala M., Frisoni G.-F., Jacques G., Neveux J. et Panouse M., 1990 : The spacial distribution of phytoplankton in a mediterranean lagoon (Etang de Thau). *Oceanologica Acta*, 13 (4), 503-512.
- Jouffre D., 1990 : Etude de l'organisation spatiale du zooplancton dans l'étang de Thau (France) et de l'influence des échanges entre la lagune et la mer. Thèse Université Montpellier II.
- Kalff J. et Knoechel R., 1978 : Phytoplankton and their dynamics in oligotrophic and eutrophic lakes. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 9, 475-495.
- Leendertse J.J. et Gritton E.C., 1971 : A water-quality simulation model for well mixed estuaries and coastal seas. Vol. II, Computational Procedures R-708-NYC.
- Lorenzen C.J., 1965 : Fluorimetric determination of chloropyll. *J. Cons. Term. Int. Explor. Mer*, 30 (1), 3-15.
- Lund J.W.G., 1970 : Primary production. *Water Treat. Exam.*, 19, 332-358.
- Marschall H.G., 1986 : The seasonal influence of Chesapeake Bay phytoplankton to continental shelf. The role of freshwater outflow in coastal marine ecosystems. 1896, 319-328. *Nato adv. stud. int. ser. ser. G., Ecol. Sci.*, 7.
- Mee L.D., Cortes-Altamirano R. et Garcia de la Parra L.M., 1984 : Di-nitrogen fixation in a eutrophic tropical bay. *Estuar. Coastal Shelf Sci.*, 19 (4), 477-483.
- Menesguen A., 1991 : "ELISE", an interactive software for modelling complex aquatic ecosystems. In : Computer Modelling in Ocean Engineering 91, Arcilla A.S., Pastor M., Zienkiewicz O.C. et Schrefler B.A., eds, Proc. 2nd Int. Conf., Barcelone, 30 sept.-4 oct. 1991. Balkema, Rotterdam, 87-94.
- Millet B., 1989 : Fonctionnement hydrodynamique de l'étang de Thau : Validation écologique d'un modèle numérique de circulation (programme Ecothau). *Oceanologica Acta*, 12 (1), 37-46.
- Millet B. et Cecchi P., 1992 : Wind-induced hydrodynamic control of phytoplankton biomass in a lagoon ecosystem. *Limnol. Oceanogr.*, 37 (1), 140-146.

- Millet B. et Guelorget O., 1993 : Relationship between benthic communities and physical environment in a lagoon ecosystem. *J. Coastal Res.*, 9 (1), sous presse.
- Neveux J. et Panouze M., 1987 : Spectrofluometric determination of chlorophylls and pheophytins. *Arch. Hydrobiol.*, 109, 567-581.
- Ohtake H., Kondo K., Hayashi N., Oda K., Kawata S. et Date Y., 1980 : Phytoplankton studies in the brakish lake Nakanoumi, Japon. I. Phytoplankton in lake Nakanoumi, 1974-1978. *Arch. Hydrobiol.*, 90 (3) 309-323.
- Parson T.R., Takahashi M. et Hargrave B., 1977 : Biological oceanography processes. Pergamon Press, 2nd ed.
- Péna G., 1989 : Sels nutritifs et micropolluants métalliques dans un écosystème lagunaire : l'étang de Thau. Thèse Université Montpellier II, 143 p + annexes.
- Piriou J.Y. et Menesguen A., 1992 : Environmental factors controlling the *Ulva* sp. blooms in Brittany. 25th European marine biology Symposium. Colomba G., Ferrar I., Ceccherelli V.U. et Rossi R., eds. Olsen et Olsen, Fredensborg.
- Queguiner B. et Treguer P., 1986 : Freshwater outflow in a coastal, macrotidal ecosystem as revealed by hydrological, chemical and biological variabilities (Bay of Brest, Western Europ). The role of freshwater outflow in coastal marine ecosystems, 1896, 319-328, *Nato adv. stud. inst. ser. ser. G, Ecol. Sci.*, 7.
- Rosello-Tournoud M.-G., 1991 : Analyse du comportement d'un écosystème lagunaire à diverses échelles de temps et d'espace : application à l'étang de Thau. Thèse Université Montpellier II.
- Ryther J. H. et Dunstan W. M., 1970 : Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in the coastal marine environment. *Science*, 171, 1008-1013.
- Sakamoto M., 1966 : The chlorophyll content in the euphotic zone in some japanese lakes and its significance in the photosynthesis production of phytoplankton communities. *Bot. Mag. Tokyo*, 79, 77-79.
- Sampayo de M.A., 1989 : Red tides of the portuguese coast. 1st Symposium on red tides, nov. 1987, Japan, Okaichi T, Anderson DM, Nemoto T eds.
- Ségala B., 1985 : Contribution à l'étude de la dynamique et de la qualité des eaux en milieu lagunaire et côtier par télédétection aérienne. Thèse 3^e cycle, Montpellier II, 150 p.
- Smith V.H., 1979 : Nutrients dependence of primary productivity in lakes *Limnol. Oceanogr.*, 24, 1051-1064.
- Steemann-Nielsen E., 1952 : The use of radioactive carbon (¹⁴C) for measuring organic production in the sea. *J. Cons.*, 18, 117-140.
- Tolomio C. 1976a : Il Phytoplankton de la laguna di Caorle. *Bull. Pesca Piscic. Idrobiol.*, 31, 1-2.

- Tolomio C., 1976b : Sur la vivification marina attraverso il porte canale di primero (laguna di Grado). *Bull. Pesca Piscic. Idrobiol.*, 31, 1-2.
- Tournier H. et Pichot Y., 1987 : Répartition de la chlorophylle a dans l'étang de Thau : Richesse nutritive pour les mollusques d'élevage. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, 49, 13-24.
- Troussellier M. et Jouffre D., 1992 : Valorisation de données scientifiques récentes récoltées sur l'étang de Thau. Compte rendu Contrat de Plan Etat - Région L.-R.
- Utermohl, 1958 : Zur vervollkommung der quantitaven phytoplankton methodik. *Mitt. int. Verein. Theor. angew. Limmol.*, 9, 1-38.
- Vaulot D. et Frisoni G.-F., 1986 : Phytoplankton productivity and nutrients in five mediterranean lagoons. *Oceanologica acta*, 9 (1), 57-63.

Bibliographie "Macrophytes"

- ANONYME -1984-. Etangs côtiers du Languedoc-Roussillon. Tome I : Situation actuelle. CEPRALMAR - FIOM - PiM, 294 p.
- ANONYME -1984-. Enquête sur l'assainissement et l'aménagement des étangs côtiers en Région Provence-Alpes-Côte d'Azur. ORM - FIOM - PIM, 243 p.
- ANONYME -1984-. Canal du Rhône à Sète. Etude d'impact de la déviation de Frontignan. Etat initial du site. SMNLR. Doc. Ronéo.
- ANONYME -1991- Ecothau - Programme de recherches intégrées sur l'étang de Thau. Edition des données brutes. Version préliminaire, mai 1991. Doc. Ronéo.
- ANONYME -1990-. Résultats des travaux de la Commission Scientifique de l'étang de Vendres. Rapport de synthèse. A.I.B.P.A. Narbonne. 29 p.
- ANONYME - 1992- Etang de Bages Sigean. 25 ans d'évolution. Document de travail. AIBPA - BRL. 54 p.
- ALOISI J.-C., GADEL F., PAUC H. -1989-. L'étang de Vendres (Hérault). Etude sédimentologique et géochimique des dépôts. Evolution du milieu naturel. A.I.B.P.A Narbonne. 26 p.
- AQUASCOP -1979- Zones humides du Languedoc-Roussillon. MINISTERE de L'ENVIRONNEMENT et du CADRE de VIE, A.D.A. Tomes I :186 et 232 p.
- AQUASCOP -1979- Zones humides du Languedoc-Roussillon. MINISTERE de L'ENVIRONNEMENT et du CADRE de VIE, A.D.A. Tomes II : 232 p.
- ARFI R. -1990- Etang de Berre: Suivi exceptionnel du milieu. Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse. Service maritime des Bouches du Rhône, Cellule qualité des eaux littorales. 26 p.

- BARDOU G. -1984- Etude préliminaire de quelques caractéristiques de l'eau et des sédiments de l'étang de Vaccarès (Camargue) et de leurs interactions avec la macrovégétation immergée. Rapport de DEA "Ecologie méditerranéenne, option phyto écologie". Université Aix-Marseille III. 21 p.
- BEISEL J-N. -1991- Analyse physicochimique des sédiments en milieu lagunaire peu profond (cas des étangs Palavasiens, Languedoc-Roussillon) : Distribution spatiale et étude de corrélations. Rapport de Maîtrise "Mesure et Contrôle". Université de Metz. 36 p.
- BOKN T. -1979-. Use of benthic algae as indicators of eutrophication in estuarine and marine waters. Aarb.-Norsk-Inst.-Vannforsk.
- BONANI P., CAPRIOLI R., GHIARA E., MIGNUZZI C., ORLANDI C., PAGANIN G., A. MONTI A. -1990- Sediment and interstitial water chemistry of the Orbetello lagoon. Nutrients diffusion across water-sediment interface. International Symposium on the interactions between sediments and water. Uppsala 6 - 9 / 8 / 1990.
- BOUTIERE H., de BOVEE F., DELILLE D., FIALA M., GROS C., JACQUES G., KNOEPFFLER M., LABAT J.P., PANOUSE M., SOYER J. - 1981- Effet d'une crise dystrophique dans l'étang de Salses Leucate. Oceanol. Acta, 1982. Actes du Symposium International sur les lagunes côtières, SCOR/IABO/UNESCO, Bordeaux, 8-14 septembre 1981, 231-242.
- BUCCI M., GORELLI V., VINCENZI D. - 1988 - Risanamento ambientale della laguna di Orbetello ; studi idrologici ed idrogeologici. ENEA Technical report RT/PAS/88/10.
- BUCCI M., CANDITELLI M., CAPRIOLI R., CREO C., GHIARA E., GORELLI V., GRAGNANI P., GROSSO G., IZZO G., MIGNUZZI C., MORGANA J.C., NAVIGLIO L., ORLANDI C., PAGANINI A., SIGNORINI A., UCELLI R., VINCENZI D. - 1989 a - Risanamento ambientale della laguna di Orbetello : relazioni delle attività svolte nel 1988. ENEA Rapporti tecnici RT/PAS/89/18. 237 p.
- BUCCI M., IZZO G., GHIARA E., GORELLI V., GRAGNANI R., J.G. MORGANA, NAVIGLIO L., UCELLI R. -1990- Ecological Conditions in the Orbetello Lagoon and Suggested Actions for its Restoration. Marine Coastal Eutrophication. Congresso Internazionale Bologna : 21-24 marzo 1990 : pp 1 - 14.
- BUCCI M., GHIARA E., GORELLI V., GRAGNANI R., NAVIGLIO L., UCELLI R. -1990- Eutrophication of the Orbetello lagoon (Grosseto, Italy) and suggested actions for its restoration. Environmental Contamination. 4 th International Conference - Barcelona, October 1990. Editor : J. Barcelo. pp : 293 - 295.
- CAHET G , M. FIALA, J-Ph. LABAT, G. JACQUES -1974- Ecologie de deux étangs du littoral Languedoc Roussillon : Bages-Sigean et Salses-Leucate. Rapport préparé pour Electricité de France. 82 p.
- CAPRIOLI R., GHIARA E., MIGNUZZI C., ORLANDI C.-1987- Risanamento ambientale della laguna di Orbetello : Ciclo stagionale dei nutrienti (marzo-dicembre 1987) e caratteristiche geochimiche delle acque. ENEA

- Comitato nazionale per la ricerca e per lo sviluppo dell'energia nucleare e delle energie alternative. 34 p.
- CARPENTER J., LEE V., OLSEN S., -1985- Eutrophication and management initiatives for the control of nutrient inputs to Rhode Island Coastal Lagoons. *Estuaries* Vol. 8 N° 2B, p 191-202.
 - CHAIGNE V. -1987- Le roseau (la "Sagne") en Languedoc Roussillon. Analyse socio économique de son exploitation. Rapport de DESS "Aménagement Rural et Développement Local". Université de Montpellier III. 90 p.
 - COSSU R., de FRAJA FRANGIPNE E., DEGOBBIS D., ORIO A.A., ANDREOTTOLA G., -1987-. Pollution and eutrophication in the Venice lagoon. *Wat Sci. Tech.* Vol. 19, Rio : pp,813-822.
 - DESLOUS-PAOLI J.M., SORNIN J.M., DURAND F., CHEVALIER M., LAGABRIELLE R., PELLISSIER M., TOURNIER H., JUGE C.-1991- Cartographie et caractéristiques des sédiments superficiels du secteur conchylicole de l'étang de Thau. Région Languedoc Roussillon - ECOCEAL - CALLIGEE - IFREMER Direction des Ressources Océaniques, Laboratoire Environnement Méditerranéen. Rapport DRO/EM 91.03 : 59 p.
 - DELUME N. -1989-. Etude prévisionnelle de la malaïgue de l'étang de Thau et valorisation des végétaux responsables de ce fléau. Mémoire de 3e année de l'Ecole Nationale des Ingénieurs des Travaux Ruraux et des Techniques Sanitaires. 41 p.
 - DENIZOT M., RIOUALL R. -1978- Biomasses, répartition et estimation de la production des végétaux benthiques des étangs. Mesures directes. Apports éventuels de la photographie aérienne. in DGRST. Action concertée étangs littoraux méditerranéens. Compte rendu des travaux : pp 144-160.
 - DONAZZOLO R., DEGOBBIS D., SFRISO A., PAVONI B., A.A. ORIO, -1989-. Influence of Venice lagoon macrofauna on nutrient exchange at the sediment-water interface. In *The science of the total environment*. Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam - Printed in The Netherlands.: pp 223-238.
 - DUBOIS A., LAURET M. -1991- Macroflore benthique. In *Ecothau - Programme de recherches intégrées sur l'étang de Thau. Synthèse des résultats*. Jouffre D. et Amanieu M. Edit. : 115-118.
 - DUTRIEUX E., G.F. FRISONI - 1990 -. Aménagement du lac de Tunis. Diagnose écologique et directives d'aménagement. Rapport de mission effectué à Tunis du 26 février au 3 mars 1990. IARE Montpellier. 65 p.
 - ESCAFFRE L. -1990- Synthèse bibliographique sur l'azote et le phosphore en milieu lagunaire. Variation spatio-temporelles. Rapport de DESS "Activités et Aménagement Littoraux et Maritime". CEMAGREF - U.S.T.L., Montpellier. 36 p.
 - FRISONI G-F., D. MOULIN, O. GAYTE, -1988- Proposition pour l'aménagement de la réserve de chasse de l'étang de Campagnol (Aude). IARE, Montpellier. 20 p.

- FRISONI G.F., ALLAG-DHUISME F., XIMENES M.C., RIEUCAU J., LHERITIER J.N., DOMANGE O., BOUCHERON C., LILIN C. -1990- Les espaces lagunaires du Languedoc Roussillon. Connaissance et Aménagement. IARE - Conseil Régional Languedoc Roussillon - Secrétariat d'Etat à l'Environnement,. 95 p.
- GADEL F. , R. BUSCAIL, A. MONACO - Aspects sédimentologiques et géochimiques de quelques lagunes du Languedoc Roussillon (Golf du Lion). Vie Milieu, 1984, 34 (4) : p 161-172.
- HARLIN M.M., THORNE MILLER B. -1982- Seagrass-sediment dynamics of a flood-tidal delta in Rhode Island (U.S.A.). Aquatic Botany 14 : 127-138.
- HOGKIN E.P., BIRCH P.B. - 1982 - Eutrophication of a western australian estuary. Oceanol. Acta. Proceedings International Symposium on coastal lagoons, SCOR/IABO/UNESCO, Bordeaux, France, 8-14 september, 1981, 313-318.
- HYDRATEC, AQUASCOP -1989-. Etude du fleuve Lez. -Milieu prioritaire- Analyse de la situation actuelle. Agence de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse. R.7990.1; 93 p.
- JACOBS R.P.W.M. -1979- Distribution and aspects of the production and biomass of Eelgrass, *Zostera marina L.*, at Roscoff, France. Aquatic Botany, 7 : 151-172.
- JENSEN K. -1975- Biomass net production and growth dynamics in an Eelgrass (*Zostera marina L.*) population in Vellerup Vig, Denmark. Ophelia, 14 : 185-201.
- KELLY M., NAGUIB M.-1984- Eutrophication in coastal marine areas and lagoons : a case study of "Lac de Tunis". UNESCO report in marine science, 1984. 53 p.
- LAURET M. -1989- Etat des connaissances sur les herbiers de l'étang de Thau. (Non publié).
- LAURET M. -1990- Les herbiers de zostères de l'étang de Thau. Campagne 1990 des Onglous à Mèze. (Non publié).
- LAVERY P. S., LUKATELICH R. J., Mc COMB A. J. -1990- Changes in the biomass and species composition of macroalgae in a eutrophic estuary. Estuarine, Coastal and Shelf Science : 33, 1-22.
- LEE V., OLSEN S. -1985-. Eutrophication and managment initiatives for the control of nutrients inputs to Rhode Island coastal lagoons. Estuaries 8 (2B) : 191-202.
- MANCINI P. -1988-. L'azote et le phosphore dans différents compartiments de l'étang de Thau (Sédiments, Macrophytes, Eau). -Contribution au programme ECOTHAU-. Rapport de DEA "Sciences de l'eau et Aménagement". USTL, Montpellier. 47 p.
- MERCIER A. -1973- Etude écologique de la végétation du complexe lagunaire de Bages-Sigean. Biomasse et production primaire des macrophytes. Thèse 3e cycle. Univiv. Paris. 105 p.
- MITTEMPERGHER M., METALI P. , BUCCI M., GRAGNANI R., IZZO G., NAVIGLIO L. -1988- Results of an integrated multidisciplinary study aimed at the environmental restoration of the Orbetello lagoon

- (Grosseto, Italy). Environmental Contamination. 3rd International Conference - Venice, September 1988 -. Editor A.A. Orio. pages 330 à 335.
- MOULIS D., LHERITIER J-N., CORRE J-J. -1986- Berges du nord de l'étang de l'Or (Candillargues-Hérault). Analyse du milieu. Bilan écologique et bases pour des propositions de gestion. I.A.R.E., Montpellier. 60 p.
- MOUTIN T. et PICOT B. Echanges de phosphore eau-sédiment en milieu saumâtre. Application aux étangs de l'Or et du Prévost. (Annexes III-B). 27 p.
- NAVIGLIO L., UCELLI R., FALCHI G., LENZI M., -1988- Risanamento ambientale della laguna di Orbetello : Indagine preliminare sulla distribuzione e sull'abondanza della vegetazione macrofita. ENEA. RT/PAS/88/11 : 67 p.
- NIENHUIS P.H., DE BREE H.H. -1977- Production and ecology of Eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Grevelingen Estuary, The Netherlands, before and after closure. *Hydrobiologia* (52) : 55-66.
- NIENHUIS P.H., DE BREE H.H. -1980- Production and growth dynamics of Eelgrass (*Zostera marina*) in brakish lake Grevelingen (The Netherlands). *Netherlands Journal of Sea Research* 14 (1) : 102-118.
- O.N.C. -Septembre 1986- Le Roseau : biologie et écologie. Bulletin mensuel : n° 105, p 24-35.
- O.N.C. -Octobre 1986-. Les autres hélophytes : biologie et écologie. Bulletin mensuel : n°106, p 27-34.
- PAVONI B., SFRISO A., DONAZZOLO R., ORIO A.A., -1990-. Influence of waste waters from the city of Venice and the Hinterland on the eutrophication of the lagoon. *The science of the total environment*, 96 : 235-252.
- PIRIOU J.Y., MENESGUEN A., SALOMON J.C. - 1991-. Les marées vertes à ulves : conditions nécessaires, évolution et comparaison de sites. In *Estuaries and coasts : spatial and temporal intercomparisons*. Publ : Olsen et Olsen, Fredensborg (Denmark) : 117-122.
- PENA G. -1989-.Sels nutritifs et micopolluants métalliques dans un écosystème lagunaire : l'étang de Thau. Thèse présentée à l'USTL de Montpellier II. 136 p.
- PERTHUISOT J-P. et GUELORGET.O. -1983- 5e Congrès Européen de sédimentologie à Marseille. Etude comparée de deux bassins paraliques actuels : l'étang de l'Or (Languedoc) et le marais salant de Salin de Giraud (Camargue). Groupe d'étude du domaine paraliq. 47p.
- 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). Agence de l'Eau (RMC) - GIS Posidonie - Ce"llule qualité des eaux littorales. 52 p.
- SFRISO A. -1987- Flora and vertical distribution of macroalgae in the lagoon of Venice : a comparison with previous studies. Estratto da "Giornale Botanico Italiano" Vol. 121, N°1-2, p 69-85.

- SFRISO A., PAVONI B., MARCOMINI A., -1987-. Relationships between macroalgal biomass and nutrient concentrations in a hypertrophic area of the Venice lagoon. *Marine environmental research* 22 (1987), p 297-312.
- SFRISO A., PAVONI B., MARCOMINI A., ORIO A.A., -1988-. Annual variations of nutrients in the lagoon of Venice. *Marine pollution bulletin*, Vol 19, N° 2, p 54-60.
- SFRISO A., PAVONI B., MARCOMINI A., -1989-. Macroalgae and phytoplankton standing crops in the central Venice lagoon : Primary production and nutrient balance. *The science of the total environment*, 80 (1989), p 139-159.
- SFRISO A., MARCOMINI A., PAVONI B., ORIO A.A., -1990-. Eutrofizzazione e Macroalghe. La laguna di Venezia come caso esemplare. *Inquinamento*, anno XXXII, N°4, aprile 1990. p 62-77.
- STORA G. -1982-. Recherches de bionomie descriptive et expérimentale (in vivo et in vitro) dans quelques biotopes littoraux soumis à des variations naturelles ou artificielles des conditions du milieu (Notamment de l'étang de Berre et le Golf de Fos).
- TEWARI A., JOSHI H.V. -1988-. Effect of domestic sewage and industrial effluents on biomass and species diversity of seaweeds. *Botanica Marina*, 31 : 389-397.
- THORNE-MILLER B., HARLIN M.M., THURSBY G.B., BRADY-CAMPBELL M.M., DVORETZKY B.A.-1983- Variations in the distribution and biomass of submerged macrophytes in five coastal lagoons in Rhode Island, U.S.A. *Botanica Marina* (XXVI) : 231-242.
- THORNE MILLER B., HARLIN M.M. -1984- The production of *Zostera marina* L. and other submerged macrophytes in a coastal lagoon in Rhode Island, U.S.A. *Botanica Marina* (XXVII) : 539-546.
- VAN WIJK R. J., DE GROOT C.J., GRILLAS P. -1992- The effect of anaerobic sediment on the growth of *Potamogeton pectinatus* : the role of organic matter, sulphide and ferrous iron. *Aquatic Botany*.
- VAQUER A., HEURTEAUX P. -1989-. Modifications récentes de la végétation aquatique de l'étang du Vaccarès (Camargue, France), liées aux perturbations anthropiques. *Annls Limnol.* 25 (1) : 25-38.
- VIAROLI P., NALDI M. - 1992- Ricerche sui cicli di azoto e fosforo in una laguna costiera (Sacca di Goro, Delta del Pô). Quinto congresso nazionale società italiana di ecologia. Milano : 21-25 / 09 / 1992.
- VERHOEVEN J. T. A. -1979- The ecology of *Ruppia* dominated communities in Western Europe. I - Distribution of *Ruppia* representatives in relation to their autecology. *Aquatic Botany* 1 : 197-268.
- XIMENES M.C., PIERRE D., SAGLIOCCO M. -1989-. Suivi de la salinité et de l'état trophique de l'étang de l'Or. Rapport de synthèse 1986-88. CEMAGREF : pp 25.
- XIMENES M-C., SAGLIOCCO M., FRISONI G-F., LABOURG P-J. -1990-. Étude écologique des étangs centraux de la Camargue : Le Vaccarès et Les Impériaux. CEMAGREF, Montpellier. 76 p.

Bibliographie Poissons

- LECOMTE FINIGER R., 1983. Contribution à la connaissance de l'écobiologie de l'anguille *Anguilla anguilla* L. des milieux lagunaires méditerranéens du Golfe du Lion : Narbonnais et Roussillon. Thèse Doctorat d'Etat. Université de Perpignan. 203 p.
- MARFIN J.P., 1981. Biologie de l'athérine (*Atherina boyeri* R.) dans trois milieux saumâtres du Roussillon : Leucate, Canet, Bourdigou. Thèse 3e cycle. USTL. Montpellier. 146 p.
- MALLAWA A., 1987. Dynamique des stocks exploités et halieutique de l'anguille européenne (*A. anguilla* L.) des lagunes du Narbonnais et du Roussillon (Bages Sigeon et Canet St Nazaire), Golfe du Lion. Thèse 3e cycle. Université de Perpignan. 361 p. + annexes.
- MELACK J.M., 1976. Primary productivity and fish yields in tropical lakes. Trans. Am. Fish. Soc., 105 (5) : 575-580.
- MOREAU J., De SILVA S.S., 1981. Predictive fish yield models for lakes and reservoirs of the Philippines, Sri Lanka and Thailand. Fao Fisheries Technical paper. N°319. Rome, FAO. 42 p.
- NAKASHIMA B.S., GASCON D., LEGGETT W.C., 1977. Species diversity of littoral zone fishes along a phosphorus-production gradient in Lake Memphremagog, Quebec-Vermont. J. Fish. Res. Board Can. 34 : 167-170.
- OGELSBY R.T., 1977. Relationships of fish yield to lake phytoplankton standing crop, production and morphoedaphic factors. J. Fish. Res. Board Can., 34 : 2271-9.
- PAULMIER G., 1985. Etude bibliographique et synthèse des travaux et études relatifs aux étangs littoraux de la Corse. IFREMER. 63 p.
- POTTER I.C., LONERGAN N.R., LENANTON R.C.J., CHRYSAL P.J., GRANT C.J., 1983. Abundance, distribution and age structure of fish populations in a Western Australian estuary. J. Zool. Lond. 200 : 21-50.
- PURWANTO J., 1981. Etude comparée de deux écosystèmes lagunaires "non aménagé et aménagé" : étang du Piémanson en Camargue et étang de la Sarrazine à Palavas. Thèse 3e cycle. USTL. Montpellier. 173 p.
- QUIGNARD J.P., PARIS J., 1971. La faune ichthyologique des étangs languedociens de Sète à Carnon. Vie et Milieu, Supp., 22 : 301-27.
- QUIGNARD J.P., ZAOUALI J., 1980. Les lagunes périméditerranéennes. Bibliographie ichthyologique annotée. Première partie : les étangs français de Canet à Thau. Bull. Off. natn. Pêch. Tunisie, 4 (2) : pp293-360.
- QUIGNARD J.P., ZAOUALI J., 1981. Les lagunes périméditerranéennes. Bibliographie ichthyologique annotée. Deuxième partie : les étangs français d'Ingril à Porto-Vecchio. Bull. Off. natn. Pêch. Tunisie, 5 (1) : pp41-96.

- QUIGNARD J.P., 1984. Les caractéristiques biologiques et environnementales des lagunes en tant que base biologique de l'aménagement des pêcheries. *Etud. Rev. CGPM*, 61 (1) : 3-38.
- REYNAL L., 1980. La pêche sur les étangs de la côte orientale corse. DEA. USTL, Montpellier. 25 p. + tab. et fig.
- ROSSI R., 1979. An estimate of the production of the eel population in the valli of Comacchio (Pô Delta) during 1974-1976. *Boll. Zool.*, 46 : 217-223.
- ROSSI R., CARRIERI A., FRANZOI P., 1985. Production estimate of the total fish fauna in the hyperhaline lagoons of Porto-Pino (Southern Sardinia). *SITE Atti*, 5 : 247-249.
- ROSSI R., COLOMBO G.O., 1978. Environmental influences on growth and sex-ratio in different eels populations (*Anguilla anguilla* L.) of Adriatic coasts. In *Physiology and behaviour of marine organisms. Proceed. of the 12th European Symp : on Mar. Biol.* Stirling. Ed. by D.S. Mc LUSKY and A.J. BERRY, Scotland : 313-320.
- RYDER R.A., 1965. A method for estimating the potential fish production of north-temperate lakes. *Trans. Am; Fish. Soc.*, 111 : 141-50.
- SEILLER K. 1989. Essai d'analyse des relations entre les facteurs hydroclimatiques et les pêches en milieu lagunaire. Etang de la Grande Palun (Camargue). Rapport avant projet Ingéniorat ISIM. USTL, Montpellier. 83 p.
- SKUBICH M., 1978. Contribution à l'étude de la faune ichthyologique d'un étang de l'embouchure du Grand Rhône : le Grau du Piémanson. Mémoire d'ingéniorat ISIM. USTL. Montpellier. 203 p.
- XIMENES M.C., 1980. Observations sur les faunes ichthyologiques des étangs corses : Biguglia, Diana, Urbino (inventaire, alevinage, croissance et démographie de certaines espèces). Mémoire Ingéniorat ISIM - CTGREF. USTL, Montpellier : 98 p.
- XIMENES M.C., FRISONI G.F., 1986. Diagnose écologique en vue de la gestion d'un milieu naturel. Secteur du domaine de la Palissade (Bouches du Rhône). CEMAGREF - Syndicat mixte de gestion du Domaine de la Palissade - Office Régional de la Mer. 103 p.
- XIMENES M.C., LE CORRE G., LECOMTE-FINNIGER R., MALLAWA A., SAGLIOCCO M., LEFRANCOIS J., 1986. L'anguille en Méditerranée française. Aspects écobiologiques et halieutiques. Ministère de la Mer - CEMAGREF. 99 p. + annexes.
- XIMENES M.C., FRISONI G.F., 1987. L'étang de Terrenza (Haute Corse). Caractérisation écologique du site en vue de sa gestion. CEMAGREF. AGENC. Conservatoire du Littoral.
- XIMENES M.C., 1989. L'étang de Vendres. Peuplement piscicole et pêche. CEMAGREF. AIBPA. 40 p. + annexe.
- XIMENES M.C., SAGLIOCCO M., FRISONI G.F., LABOURG P.J., 1989. Étude écologique des étangs centraux de la Camargue : le Vaccarès et les Impériaux. CEMAGREF. Parc Naturel Régional de Camargue. 76 p.

XIMENES M.C., LIEUTAUD A., PIERRE D., De ROBERT A., DO CHI T., DERIJARD R., GRAZIANI M.P., 1990. La production d'anguilles en lagunes de Méditerranée. Analyse et comparaison des sources statistiques. Secrétariat d'Etat à la Mer - Régions PACA - Région Corse - CEMAGREF. 101 p. + annexes.

Bibliographie Générale Complémentaire

- ABDULLAH M.I., DANIELSEN M., 1992. Chemical criteria for marine eutrophication with special reference to the Oslofjord, Norway. Sediment water interactions. Hart B.T., Sly P.G. Eds. pp 711-722.
- BRECK W.G., 1978. Organisms as monitors in time and space of marine pollutants. Proceedings of the fourth international symposium on the chemistry of the Mediterranean, 14 (1-2) : 157-170.
- GANNON J.E., EDWARDS C.J., REYNOLDSON T.B., HARTIG J.H., 1986. Indicator approaches used in the Great Lakes international surveillance program. In Monitoring stratégies symposium. Marine technology Soc. Washington DC USA : 894-900.
- GIOVANARDI F., TROMELLINI E., 1992. Statistical assesment of trophic conditions. Application of the OECD methodology to the marine environment. Marine coastal eutrophication. Wollenveider R.A., Marchetti R., Viviani R. Eds. pp 211-234.
- JAMES A., EVISON L., 1979. Biological indicators of water quality. Wiley and sons Eds.
- LE CREN E.D., LOWE-McCONNEL R.H., 1980. The functioning of fresh water ecosystems. International Biological Programme 22. Cambridge University Press. 588 p.
- OCDE, 1971. Bases scientifiques de l'eutrophisation des lacs et eaux courantes sous l'aspect particulier du phosphore et de l'azote comme facteurs d'eutrophisation. 182 p + annexes.
- OCDE, 1982. Eutrophisation des eaux. Méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte. 164 p.
- SHUBERT L.E., 1984. Algae as ecological indicators. Academic Press Inc. London. 434 p.
- WILSON J.G., DUCROTOY J.P., DESPREZ M., ELKAIM B., 1987. Application d'indices de qualité écologique des estuaires en Manche centrale et orientale. Comparaison de la Seine et de la Somme. Vie et Milieu, 37(1) : 1-11.

Annexe

TYPOLOGIE LAGUNAIRE ET ESPECES INDICATRICES DE POLLUTION

Salinités approximatives	Degré relatif d'euryhalinité	Espèces caractéristiques du degré d'euryhalinité	Degré de confinement	Espèces caractéristiques du degré de confinement	Blocénozes	Nombre moyen d'espèces prélevées par échantillon Surface prélevée : 0,1m ²	Méthodes de détection des pollutions
37 ± 0	0 (théorique)	Sténohalines strictes					Méthodes numériques Abondance (% de la biomasse et de la densité sur la biomasse et la densité totales de l'échantillon) d'espèces indicatrices de richesse en matière organique : <i>Capitella capitata</i> , <i>Scolelepis fuliginosa</i> , <i>Nereis caudata</i> , <i>Audouinia tentaculata</i> , <i>M. cf. californiensis</i> , <i>Heteromastus filiformis</i> , <i>Platynereis dumerillii</i> , <i>Heteroceramus alatus</i> , <i>Streblospio shrubsoii</i>
37 ± 3	1	<i>Corculum papillosum</i> , <i>Muricea blainvillei</i> , <i>Rissoa ventricosa</i>	I		Divers		"
34 ± 6	2	<i>Chlamys opercularis</i> , <i>Columbella rustica</i> , <i>Conus ventricosus</i> , <i>Diodora graca</i> , <i>Gibbula varia</i> , <i>Nassa mutabilis</i> , <i>Oisania maculosa</i>	I - II		Divers	45	"
32 ± 8	3	<i>Cerithium mediterraneum</i> , <i>Chlamys varia</i> , <i>Macra corallina</i> , <i>Middendorffia caprearum</i> , <i>Monodonta turbiniformis</i> , <i>Murex trunculus</i> , <i>Nassa pygimasa</i> , <i>Tritonalia edwardsi</i>	II	Mollusques : <i>Acanthocardia echinata</i> , <i>Brachydontes marioni</i> , <i>Donax semistriatus</i> , <i>Donax trunculus</i> , <i>Dosinia exoleta</i> , <i>Macra corallina</i> , <i>Macra glauca</i> , <i>Tellina tenuis</i>	En général SVMC ou SFBC	35	Abondance (% de la biomasse et de la densité sur la biomasse et la densité totales de l'échantillon) d'espèces indicatrices de richesse en matière organique : <i>Capitella capitata</i> , <i>Scolelepis fuliginosa</i> , <i>Nereis caudata</i> , <i>Audouinia tentaculata</i> , <i>M. cf. californiensis</i> , <i>Heteromastus filiformis</i> , <i>Platynereis dumerillii</i> , <i>Heteroceramus alatus</i> , <i>Streblospio shrubsoii</i>
30 ± 10	4	<i>Acera bullata</i> , <i>Cerithium vulgatum</i> , <i>Cardium paucicostatum</i> , <i>Chlamys glabra</i> , <i>Gibbula divaricata</i> , <i>Modiolus adriaticus</i> , <i>Nassa incrassata</i> , <i>Tritonalia erinacca</i>	II	Polychètes : <i>Audouinia tentaculata</i> , <i>Magelona papillocornis</i> , <i>Owenia fusiformis</i> , <i>Pectinaria koreni</i> , <i>Phyllodoce mucosa</i> Crustacés : <i>Portunus latipes</i> Présence d'échinodermes Herbiers : dominance de petites phanérogrammes telles que <i>Cymodocea nodosa</i> , <i>Zostera noltii</i> , <i>Caulerpa prolifera</i>	En général SVMC ou SFBC	30	"

27 ± 17	5	III	<p><i>Abra alba</i>, <i>Corbula mediterranea</i>, <i>Haminea navicula</i>, <i>Macoma tenuis</i>, <i>Macra subtruncata</i>, <i>Mytilus galloprovincialis</i>, <i>Ostostomia rissoides</i>, <i>Ostrea edulis</i>, <i>Retusa truncatula</i>, <i>Scrobicularia plana</i>, <i>Tapes aureus</i>, <i>Tapes decussatus</i></p>	III	<p>Mollusques : <i>Cerithium vulgatum</i>, <i>Corbula gibba</i>, <i>Gastrana fragilis</i>, <i>Loripes lacteus</i>, <i>Parvicardium exiguum</i>, <i>Rissoa</i> spp., <i>Tapes aureus</i>, <i>Tapes decussatus</i></p> <p>Polychètes : <i>Armandia cirrosa</i>, <i>Glycera convoluta</i>, <i>Nephtys hombergii</i></p>	En général SVMC Facès particulier en zone profonde (> 5m) envasée (Corbulla gibba...)	25	"
32 ± 18	6	III	<p><i>Bititium reticulatum</i>, <i>Gibbula adansoni</i>, <i>Nassa reticulata</i></p>	III	<p>Polychètes : <i>Armandia cirrosa</i>, <i>Glycera convoluta</i>, <i>Nephtys hombergii</i></p>	En général SVMC Facès particulier en zone profonde (> 5m) envasée (Corbulla gibba...)	25	"
30 ± 22	7	III	<p><i>Brachidontes marioni</i>, <i>Cyclonassa neritea</i>, <i>Loripes lacteus</i>, <i>Rissoa grossa</i></p>	III	<p>Crustacés : <i>Upogebia littoralis</i></p> <p>Persistance éventuelle de quelques échinodermes (Clanzig, 1987)</p>	SVMC - LEE Facès particulier en zone profonde (> 5m) envasée (Corbulla gibba...)	20	"
32 ± 28	8	IV	<p><i>Abra ovata</i>, <i>Cardium glaucum</i>, <i>Hydrobia acuta</i></p>	IV	<p>Mollusques : <i>Abra ovata</i>, <i>Cerastoderma glaucum</i>, <i>Hydrobia acuta</i></p> <p>Polychètes : <i>Nercis diversicolor</i>, <i>Nercis succinea</i>, <i>Mercierella enigmatica</i>, <i>Streblospio shrubsolii</i>, <i>Scolecopsis fuliginosa</i></p> <p>Crustacés : <i>Corophium insidiosum</i>, <i>Cyathura carinata</i>, <i>Gammarus aequicauda</i>, <i>Gammarus insensibilis</i></p> <p>Herbiers : apparition de <i>Ruppia spiralis</i></p>	LEE	15	Abondance (% de la biomasse et de la densité sur la biomasse et la densité totales de l'échantillon) d'espèces indicatrices de richesse en matière organique : <i>Capitella capitata</i> , <i>Scolecopsis fuliginosa</i> , <i>Nercis caudata</i> , <i>Audouina tentaculata</i> , larves de chironomes En milieu dessalé : abondance de <i>Nereis diversicolor</i> et des larves de chironomes.

Toutes salinités (théorique)	9 (théorique)	Holohalines	VI	<p>Mollusques : <i>Hydrobia acuta</i>, <i>Pirenella conica</i>, <i>Brachidontes marioni</i></p> <p>Crustacés : <i>Corophium insidiosum</i>, <i>Idothea baltica</i>, <i>Idothea viridis</i>, <i>Sphaeroma hookeri</i>, <i>S. rugicauda</i></p> <p>Polychètes : <i>Nercis diversicolor</i></p> <p>Insectes : chironomides</p> <p>Apparition de faune dulçaquicole (Tricoptères, Oligochètes, Odonates)</p> <p><i>Artémia salina</i> en milieu sursalé</p> <p>Herbiers : <i>Potamogeton pectinatus</i>, herbiers mixtes</p> <p>Crustacés : <i>Gammarus insensibilis</i>, <i>Microdeutopus grillotalpa</i>, <i>Sphaeroma hookeri</i></p> <p>Tapis algaires</p>	LEE	10	"
---------------------------------	------------------	-------------	----	--	-----	----	---