



**HAL**  
open science

## La macrofaune benthique indicatrice de l'état des lagunes oligohalines méditerranéennes ?

C. Provost, Muriel Gevrey, Christine Argillier

### ► To cite this version:

C. Provost, Muriel Gevrey, Christine Argillier. La macrofaune benthique indicatrice de l'état des lagunes oligohalines méditerranéennes ?. [Rapport de recherche] irstea. 2012, pp.37. hal-02597249

**HAL Id: hal-02597249**

**<https://hal.inrae.fr/hal-02597249>**

Submitted on 15 May 2020

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

2011 – Domaine Qualité des masses d'eau (cours d'eau, plans d'eau, masses d'eau en transition) - Action 13



# La macrofaune benthique indicatrice de l'état des lagunes oligohalines méditerranéennes?

Rapport final

**Cédric PROVOST**  
**Muriel GEVREY**  
**Christine ARGILLIER**

Février 2012



Ifremer

En partenariat avec :



- **AUTEURS**

**Cédric PROVOST**, Ingénieur d'étude (Irstea, Pôle hydroécologie plans d'eau Onema/Irstea)

**Muriel GEVREY**, Ingénieur de recherche (Irstea, Pôle hydroécologie plans d'eau Onema/Irstea),  
muriel.gevrey@irstea.fr

**Christine ARGILLIER**, Responsable du pôle hydroécologie plans d'eau (Irstea),  
christine.argillier@irstea.fr

- **CORRESPONDANTS**

**Onema : Yorick REYJOL**, Chargé de mission, Onema, yorick.reyjol@onema.fr

**Marie-Claude XIMENES**, Chargée de mission, Onema, marie-claude.ximenes@onema.fr

**Irstea : Christine ARGILLIER**, Responsable du pôle hydroécologie plans d'eau,  
christine.argillier@irstea.fr

- **AUTRES CONTRIBUTEURS**

**Valérie DEROLEZ**, cadre d'études et de recherche (Ifremer), Valerie.Derolez@ifremer.fr

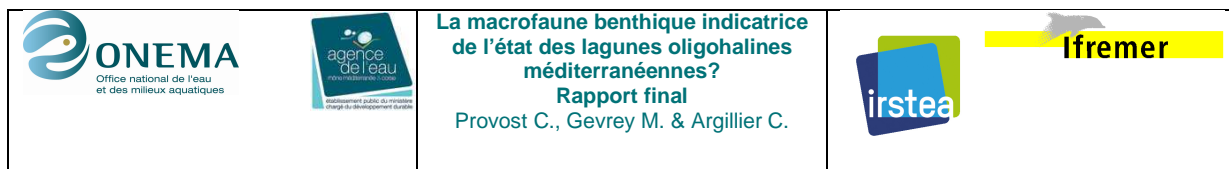
**Anaïs GIRAUD**, chargée d'étude DCE et DCSMM (Agence de l'eau RM&C),  
Anais.GIRAUD@eurmc.fr

**Droits d'usage** : accès libre

**Niveau géographique** : régional

**Couverture géographique** : Région méditerranéenne, lagune de Bolmon, Crey, Charnier, Scamandre, Grande Palun et Grand Bagnas

**Niveau de lecture** : professionnels, experts



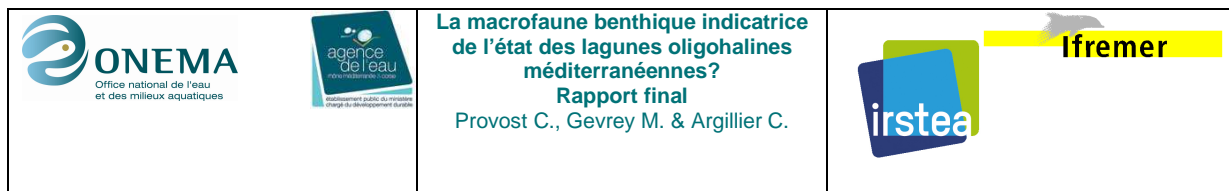
- **RÉSUMÉ**

La macrofaune benthique est un des éléments de qualité biologique entrant dans la caractérisation de l'état écologique des lagunes. Sur les milieux oligohalins à mésohalines méditerranéens, les indices classiquement utilisés en milieux lagunaires plus salés ne sont pas applicables ; Dans ce contexte, nous avons exploré la possibilité de sélectionner des métriques issues des travaux conduits en milieux d'eau douce, pour rendre compte d'une altération de la qualité physico-chimique de 6 lagunes oligohalines à mésohalines du pourtour méditerranéen.

Les prélèvements biologiques ont été effectués au printemps dans la zone centrale des lagunes et les taxons identifiés au laboratoire. A partir des compositions faunistiques observées, une cinquantaine de métriques candidates à la bioindication décrivant la composition et la diversité des communautés ont été calculées. Parallèlement, des prélèvements et mesures ont été faits afin de définir les principales caractéristiques physico-chimiques de l'eau et des sédiments à même d'influencer les peuplements d'invertébrés. Des données de pressions/forces motrices s'exerçant sur ces milieux ont aussi été collectées dans la littérature. Les données biologiques ont ensuite été confrontées aux données de milieux.

Les résultats montrent de fortes variabilités dans les communautés biologiques, d'un point de vue qualitatif et quantitatif. Ils mettent en évidence aussi d'importantes différences dans les conditions environnementales naturelles et de pressions des 6 lagunes. Les communautés observées sont dominées par des taxons communément rencontrés en eaux douces ; de ce fait, une partie importante des métriques utilisées en bioindication sur ces milieux ont pu être calculées. La mise en relation des valeurs prises par ces métriques avec les variables de pression ne montre cependant pas de tendance nette et/ou écologiquement interprétable. Outre le fait que ces prélèvements ponctuels ne sont pas suffisants pour caractériser les lagunes, le nombre limité de sites et leur forte variabilité environnementale représente une difficulté majeure dans la démarche. Des solutions alternatives sont évoquées en perspectives.

- **MOTS CLÉS : LAGUNES OLIGOHALINES ET MESOHALINES MEDITERRANNÉENNES, INVERTEBRES BENTHIQUES, OLIGOCHETES, BIOINDICATION, DCE**



- **BENTHIC MACROFAUNA, A BIOLOGICAL ELEMENT TO ASSESS THE ECOLOGICAL STATUS OF MEDITERRANEAN OLIGOHALIN LAGOONS?**

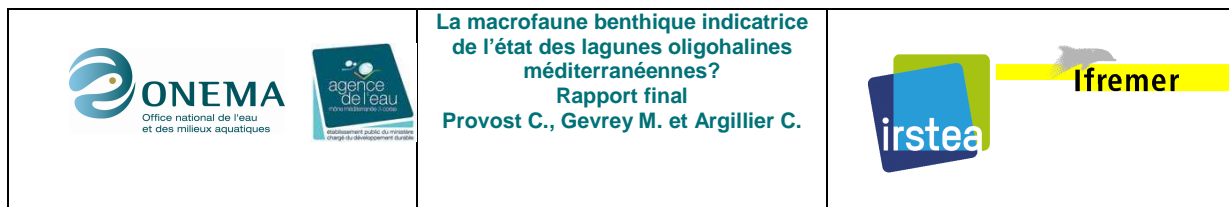
- **ABSTRACT**

Benthic macrofauna is a biological quality element required for the lagoons' ecological status assessment in application of the water framework directive. In the Mediterranean area, indices were developed to assess the ecological status of saline lagoons; however they are not relevant in oligohalin to mesohalin ones. The aim of this study was (i) to characterise the benthic macrofauna of six oligo-mesohalin lagoons, (ii) to explore the possibility to calculate benthic macrofauna metrics commonly included in indices dedicated to freshwater lakes assessment, (iii) to analyse the responses of these metrics to physico-chemical stressors.

Benthic macrofauna was sampled in spring, in the central part of lagoons and taxa were identified in the laboratory. About 50 metrics were then calculated to characterise composition and diversity of the communities. In the same time, water and sediment were sampled to assess the main physico-chemical characteristics of the lagoons. The pressures occurring in the catchment were collected in the literature. Graphical analyses were then conducted to highlight metrics responses to these environmental parameters.

The variability between lagoons of benthic macrofauna is high but always dominated by freshwater taxa; consequently it has been possible to calculate most of the candidate metrics commonly used in freshwater systems. The natural and anthropogenic parameters of the six lagoons are also very different. No sound relationship was found between the intensity of pressures and the values of the metrics. These one-off samplings are not sufficient to get a robust description of the fauna communities; additionally, scarcity of the sites classified in oligohalin or mesohalin and the high environmental variability of these sites, prevent robust analyses. Some perspectives are discussed.

- **KEY WORDS : MEDITERRANEAN OLIGOHALIN LAGOON, BENTHIC MACROFAUNA, OLIGOCHETAE, BIOINDICATION, WFD**



## • SYNTHÈSE POUR L'ACTION OPÉRATIONNELLE

La macrofaune benthique est un élément de qualité biologique à considérer pour rendre compte de l'état écologique des eaux de transition, en application de la directive cadre européenne sur l'eau. Pour les lagunes méditerranéennes d'eau douce ou faiblement salée dans lesquelles les peuplements d'invertébrés sont dominés par une faune benthique d'eau douce, aucun indicateur existant n'est applicable. En région méditerranéenne française, seulement trois masses d'eau oligohalines (Bolmon, Grande Palun et le complexe Scamandre/Crey/Charnier) et quatre masses d'eau mésohalines faiblement salées (Bagnas, Vendres, Marette et Campagnol) sont concernées. Ce travail consistait à explorer les possibilités de développement d'une méthode de bioindication basée sur la macrofaune benthique, conforme aux exigences de la DCE et adaptée à ces lagunes méditerranéennes faiblement salées (oligohalines à mésohalines).

Pour cela, les peuplements d'invertébrés benthiques de la zone centrale de 6 lagunes oligohalines à mesohalines méditerranéennes i.e. Bolmon, Scamandre, Charnier, Crey, Grande Palun et Grand Bagnas, ont été échantillonnées au printemps 2010 et 2011. Ces peuplements ont été décrits au moyen d'une cinquantaine de caractéristiques (métriques) reflétant leur composition, leur abondance et leur diversité ; ces caractéristiques des peuplements ont ensuite été analysées en regard de l'environnement naturel et des pressions qui s'exercent sur les milieux. Des tendances évolutives ont été recherchées entre l'intensité des pressions et les valeurs prises par chacune des métriques sur chacun des sites.

Ces travaux mettent en évidence que

- les lagunes étudiées abritent beaucoup d'espèces classiquement rencontrées en plans d'eau douce. Ainsi, la plupart des métriques utilisées en bioindication lacustre ont pu être calculées.
- malgré une certaine homogénéité géographique et climatique, une forte diversité des conditions environnementales (et notamment du substrat) à même d'influencer la macrofaune benthique a aussi été notée.
- les relations entre les valeurs prises par les métriques de caractérisation des peuplements et les mesures de pressions ne permettent pas de dégager de tendances évolutives suggérant la possibilité d'une réponse écologique des peuplements aux pressions.

Ainsi, il n'a pas été possible d'identifier des descripteurs à utiliser pour rendre compte du niveau de dégradation des lagunes oligohalines à mésohalines. Ces résultats convergent avec ceux obtenus sur les lacs naturels et les retenues françaises.

Dans l'hypothèse d'une poursuite des travaux sur le développement d'un bioindicateur basé sur les communautés d'invertébrés benthiques de la zone centrale des lagunes, les perspectives suivantes peuvent être suggérées pour :

- améliorer les connaissances sur la représentativité spatiale et temporelle des échantillons biologiques et physico-chimiques analysés ici. Est-ce que les métriques calculées sont stables ? Est-ce que les mesures ponctuelles effectuées sur eau et sédiment sont représentatives de l'état des lagunes ? Si c'est le cas, il est peu probable que les travaux complémentaires donnent des résultats satisfaisants. Dans le cas contraire, auxquels nous donnons plus de crédit, on peut espérer, par une démarche de type experte, définir des conditions spécifiques à chacun des peuplements des lagunes, pour rendre compte de leur état.
- calculer des relations plus robustes en augmentant le nombre de sites prospectés. Il faut pour cela rechercher de nouveaux sites présentant des caractéristiques comparables, dans d'autres pays du pourtour méditerranéen. Une première prospection en Espagne a donné des résultats peu concluants mais mériterait d'être poursuivie.
- calculer des relations plus robustes en augmentant le nombre de points échantillonnés. Il peut être envisagé, à l'instar de ce qui est fait sur la plupart des lacs naturels européens, de

travailler sur des échantillonnages effectués en zone littorale. Dans ce cas, c'est la réponse des invertébrés à l'hydromorphologie et à son altération qui est plutôt recherchée avec de bons résultats.

Une solution peut aussi consister à justifier l'abandon au moins temporaire de ce compartiment biologique pour rendre compte de l'état écologique de ces lagunes. La décision pourrait être argumentée par la variabilité des conditions environnementales et des peuplements observées d'une part (que nous avons au moins partiellement mise en évidence), et par le faible nombre d'observation (de sites) disponibles d'autre part. Ces deux faits hypothèquent le développement d'un indicateur fiable présentant des relations pressions/impacts avec des bons coefficients de corrélation et avec des incertitudes associées acceptables, conditions exigées par la DCE. L'utilisation d'autres éléments de qualité biologique pour rendre compte de l'enrichissement en nutriment et en matière organique pourrait venir appuyer cette décision. Des nombreuses propositions comparables ont été faites dans le cadre de l'intercalibration. L'Autriche propose par exemple l'abandon de l'utilisation des invertébrés pour évaluer l'état écologique des lacs naturels alpins ; l'Espagne n'utilisera pas l'ichtyofaune pour suivre la qualité de ses lacs naturels...

***Pour en savoir plus :***

***Provost C., Gevrey M. et Argillier C. 2011 - La macrofaune benthique indicatrice de l'état des lagunes oligohalines méditerranéennes? Rapport convention Onema/Istrea, 39 pages***

***Giordano L., Provost, C., Gevrey, Muriel., Argillier, C. 2010 - Adaptation du protocole lagunaire aux lagunes oligo-halines: Préconisation en terme d'échantillonnage. Rapport d'avancement convention Onema/Cemagref, 23 pages***

- **SOMMAIRE**

<b>1. Introduction .....</b>	<b>8</b>
<b>2. Sites d'étude .....</b>	<b>9</b>
<b>2.1. Les caractéristiques mésologiques.....</b>	<b>9</b>
<b>2.2. Caractérisation des pressions sur le bassin versant .....</b>	<b>10</b>
<b>2.3. Les caractéristiques physico-chimiques de l'eau et du sédiment.....</b>	<b>10</b>
2.3.1. <u>Méthodes de prélèvements et mesures</u> .....	11
2.3.2. <u>Résultats</u> .....	13
2.3.2.1. <u>Support eau</u> .....	13
2.3.2.2. <u>Support sédiment</u> .....	14
<b>2.4. Caractérisation physique des substrats .....</b>	<b>15</b>
<b>3. Les peuplements d'invertébrés .....</b>	<b>17</b>
<b>3.1. Prélèvements de la macrofaune benthique.....</b>	<b>17</b>
<b>3.2. Tri et détermination de la macrofaune benthique.....</b>	<b>18</b>
<b>3.3. Caractérisation des peuplements faunistiques .....</b>	<b>18</b>
3.3.1. <u>Les résultats des analyses</u> .....	18
3.3.2. <u>Quelques éléments d'interprétation</u> .....	20
<b>4. Les métriques candidates à la bioindication .....</b>	<b>21</b>
<b>4.1. Définition des métriques candidates .....</b>	<b>21</b>
<b>4.2. Sélection des métriques .....</b>	<b>25</b>
4.2.1. <u>Distribution des valeurs</u> .....	25
4.2.2. <u>Réponse à la pression</u> .....	25
<b>5. Conclusion.....</b>	<b>27</b>
<b>6. Glossaire.....</b>	<b>29</b>
<b>7. Bibliographie .....</b>	<b>30</b>
<b>8. Table des illustrations .....</b>	<b>33</b>
<b>9. Annexes .....</b>	<b>34</b>
<b>9.1. Annexe 1 : Composition de la macrofaune benthique des lagunes .....</b>	<b>34</b>
<b>9.2. Annexe 2 : Niveaux d'habitabilité des substrats d'après la norme AFNOR..</b>	<b>35</b>
<b>10. Remerciements .....</b>	<b>36</b>



- **LA MACROFAUNE BENTHIQUE INDICATRICE DE L'ÉTAT DES LAGUNES OLIGOHALINES MÉDITERRANÉENNES?**

## 1. Introduction

En Europe, la Directive Cadre européenne sur l'Eau ou DCE (Communauté Européenne, 2000) vise à mettre en œuvre une politique durable et intégrée, tant pour la protection et l'amélioration des écosystèmes aquatiques, que pour l'utilisation prudente et rationnelle de la ressource. L'objectif principal de cette directive est l'atteinte d'un bon état écologique et chimique des masses d'eau à l'horizon de 2015, pour les eaux souterraines et les eaux de surface, incluant les eaux continentales, les eaux de transition et les eaux côtières. L'évaluation de l'état écologique des masses d'eau s'appuie sur des paramètres biologiques, physico-chimiques et hydromorphologiques.

Le terme « eaux de transition », au sens de la DCE, regroupe trois « types » très distincts entre eux par leurs propriétés environnementales dans le bassin Rhône Méditerranée et Corse : les bras du Rhône, la partie marine du Delta du Rhône et les lagunes.

En France, le long de la côte méditerranéenne, il existe une vingtaine de systèmes lagunaires. Une étude réalisée par l'agence montpelliéraine de Créocéan (Créocéan 2008), sur l'ensemble de ces systèmes a mis en évidence de grandes différences hydromorphologiques entre ces milieux. De plus, le fonctionnement de ces lagunes étant clairement différent selon leurs caractéristiques mésologiques (surface, profondeur) et certains paramètres physico-chimiques comme le degré de salinité et la composition des sédiments, Créocéan a proposé quatre grands types de lagunes méditerranéennes

- type 1 : les lagunes reliées à la mer et recevant des eaux douces
- type 2 : les lagunes non reliées à la mer et recevant des eaux douces ou lagunes oligohalines
- type 3 : les lagunes déconnectées de la mer et ne recevant pas de tributaire
- type 4 : les lagunes profondes.

Cette étude a permis de poursuivre les réflexions autour de la typologie et de consolider aujourd'hui le travail autour de 2 types :

- type 1 : lagunes mésohalines, polyhalines et euhalines – Avec grau et tributaire
- type 2 : lagunes oligohalines – Absence de grau et avec tributaire

En terme de bioindication, des travaux réalisés notamment par l'Ifremer sur l'ensemble des masses d'eau de transition ont permis le développement de divers outils d'échantillonnage et de diagnostic basés sur les communautés macrobenthiques (Gouilleux, Bachelet, & Montaudouin, 2010; Lavesque, Blanchet, & de Montaudouin, 2009). Les indices de qualité s'appuient sur l'abondance de divers taxons ainsi que sur la présence/absence d'espèces polluosensibles et d'espèces invasives. Cependant, ces protocoles et indices se sont avérés mal adaptés aux lagunes oligohalines. En effet, le protocole d'échantillonnage ne permet pas le recueil d'une grosse partie de la macrofaune de ces milieux constitués de petits individus. Les échantillons récoltés sur ces lagunes peu salées renferment des cortèges d'invertébrés très différents de ceux classiquement observés en milieux saumâtres ou salés; ils sont dépourvus ou très faiblement pourvus de la plupart des taxons utilisés en milieux lagunaires pour construire les outils de bioindication (Créocéan, 2010; Giordano, Provost, Gevrey, & Argillier, 2010). Ainsi, les indices couramment employés en lagunes mésohalines, euhalines et polyhalines ne sont pas applicables à ces systèmes faiblement salés. C'est le cas par exemple de l'indice BOPA (Dauvin & Ruellet, 2007) basé sur les amphipodes et les polychètes indicateurs comme *Ficopotamus enigmaticus*. C'est également le cas de l'indice AMBI (Borja et al. 2000) et de son dérivé M-AMBI (Borja et al. 2008), basés sur les abondances de taxons marins appartenant à différents groupes écologiques (sensibles, opportunistes, tolérants...). Une étude préliminaire réalisée en 2010 par l'Irstea (Giordano et al., 2010) a confirmé ces observations et une adaptation du protocole d'échantillonnage développé initialement par Ifremer (IFREMER, 2005) a été proposée (maillage de 500µm au lieu de 1mm, période d'échantillonnage plutôt au printemps) afin d'obtenir une image plus représentative de l'ensemble du cortège faunistique. Les nouveaux échantillons analysés ont montré que la faune macrobenthique récoltée se compose majoritairement de taxons dulçaquicoles de petite taille (Giordano et al., 2010).

C'est dans la poursuite de ces travaux que s'inscrit l'étude présentée ici, fruit d'une collaboration entre Irstea et Ifremer. Son objectif général est le développement d'une méthode de bioindication basée sur la macrofaune benthique, conforme aux exigences de la DCE et adaptée aux lagunes faiblement salées (oligohalines à mésosalines).

Ce document présente dans un premier temps, les nouvelles données acquises en 2011 et le jeu de données biologiques et environnementales complet disponible pour réaliser l'analyse. A partir de ces données et de notre expertise, la diversité faunistique et fonctionnelle potentielle des milieux oligohalins sera discutée. Sur les mêmes bases, il s'agira ensuite d'analyser la convergence possible entre les indicateurs développés sur les lacs naturels d'eau douce et sur ces lagunes dessalées et de proposer des métriques sensibles aux pressions identifiées sur ces milieux.

## 2. Sites d'étude

### 2.1. Les caractéristiques mésologiques

Trois lagunes (Bolmon, Scamandre et Grande Palun) ont été échantillonnées en 2010 et trois autres (Charnier, Crey et Grand Bagnas) en 2011. Les principales caractéristiques de ces milieux sont données dans le tableau suivant

**Tableau 1 - Localisation et caractéristiques environnementales des 6 lagunes étudiées**

Site d'étude	Bolmon	Charnier	Crey	Scamandre	Grande Palun	Grand Bagnas
Coordonnées géographiques	43°24.806' N / 05°10.809' E	43°61.915' N / 04°29.972' E	43°37.863' N / 04°19.204' E	43°37.350' N / 04°21.603' E	43°21.093' N / 04°48.636' E	43°19.639' N / 03°31.291' E
Superficie (m <sup>2</sup> )	6000000	4880000	1420000	5880000	1250000	1380000
Surface du bassin versant (m <sup>2</sup> )	112000000	34600000	34600000	34600000	59200000	42000000
Périmètre (m)	16250	15066	10428	10403	11010	11872
Profondeur maximum (m)	2.5	1.75	1.5	2	0.5	1.3
Profondeur moyenne (m)	1.4	1.2	0.7	1.4	0.3	0.4
Volume (m <sup>3</sup> )	8400000	5848000	994000	8230000	375000	538200
Salinité Moyenne Annuelle	6.6	1	1	0.8	3.4	5.7
Date de prélèvement	07/04/2010	01/04/2011	31/03/2011	08/04/2010	09/04/2010	13/04/2011

Les localisations de milieux lagunaires étudiés sont illustrées dans la carte ci-dessous.

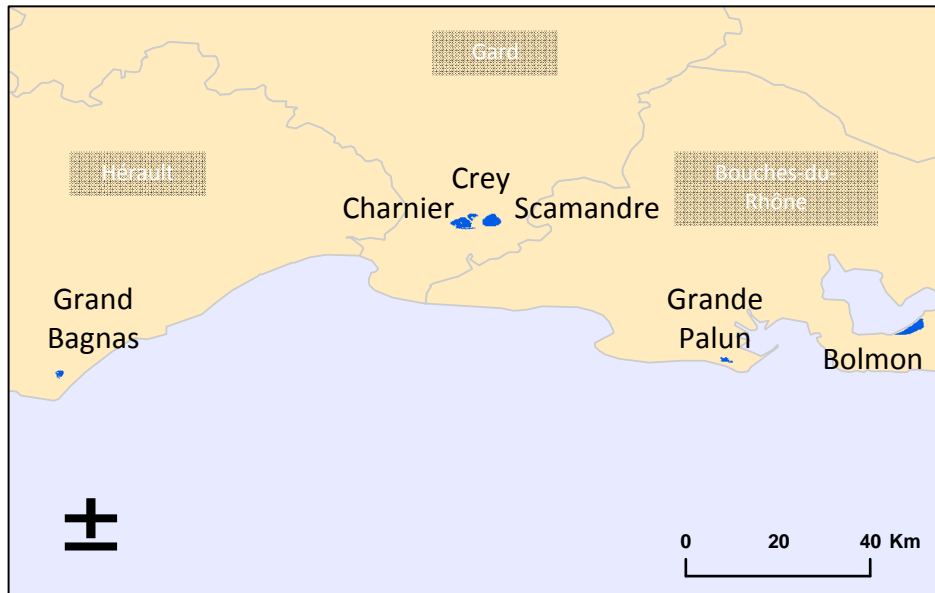


Figure 1 - Localisation des lagunes méditerranéennes étudiées

## 2.2. Caractérisation des pressions sur le bassin versant

Sur la base d'un bilan des données disponibles sur les lagunes dessalées méditerranéennes (Battut 2010), 3 grands types de pressions anthropiques ont été identifiées comme susceptibles d'affecter les communautés biologiques des masses d'eau lagunaires étudiées :

- Les pressions polluantes
- Les pressions hydromorphologiques
- Les pressions directes sur le vivant

Parmi ces différents types de pressions, on considère que celles liées à l'hydromorphologie ainsi que celles concernant le vivant (ex espèces invasives) n'ont pas « d'impact » sur la structure des communautés macrobenthiques de la zone centrale ; ces pressions n'ont donc pas été prises en compte dans les analyses.

Les forces motrices d'occupation du sol comme (i) le nombre d'habitants par unité de surface, (ii) la surface d'urbanisation et d'agriculture sur le bassin versant peuvent être calculées pour chaque lagune mais trois d'entre elles ont le même bassin versant (Scamandre, Crey et Charnier). Ces trois valeurs ne permettent donc pas d'identifier un gradient de pressions sur les 6 lagunes et ne seront pas utilisées.

Par contre les flux de (i) matières organiques, de (ii) nitrate et de (iii) phosphore ont été utilisés pour étudier l'impact potentiel des substances polluantes sur diverses métriques. Ces données sont regroupées dans le Tableau 3.

## 2.3. Les caractéristiques physico-chimiques de l'eau et du sédiment

Les variables physico-chimiques du milieu sont à même d'influencer fortement les peuplements d'invertébrés. Peu profonds et situés à l'interface entre le continent et la mer, les systèmes lagunaires 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). Ainsi, des mesures ont été effectuées pour mieux interpréter les observations biologiques.

Certaines informations ont été recueillies par Ifremer (Chlorophylle a dans l'eau et azote total dans les sédiments par exemple).

De plus, sur le terrain, des mesures directes de pH, de conductivité ( $\mu\text{S}$ ), de température ( $^{\circ}\text{C}$ ), de salinité (PSU) et d'oxygène (mg/L et %) ont également été effectuées au centre de chaque lagune. Le matériel utilisé est un analyseur Consort NV muni de sondes de température, de pH et

de conductivité et un appareil de type wtw oxi 197i. Après calibration à l'aide de solutions tampons respectives, les sondes ont été plongées dans le milieu entre 3 et 30 cm de profondeur jusqu'à obtention d'une valeur stable.

Lors des échantillonnages, des prélèvements d'eau et de sédiment ont été effectués en vue d'analyses complémentaires en laboratoire.

### 2.3.1. Méthodes de prélèvements et mesures

Les prélèvements ont été effectués à l'occasion des échantillonnages de la macrofaune benthique, aux printemps 2010 et 2011, entre la fin du mois de mars et le début du mois d'avril. Les paramètres physico-chimiques du milieu analysés sur les prélèvements sont donnés dans le tableau suivant. Les mesures ont été réalisées par le laboratoire d'Analyses des Terres et des Eaux de la Société du Canal de Provence<sup>1</sup>.

**Tableau 2 – Paramètres chimiques analysés**

Support EAU	Support SEDIMENT
Phosphore total (Pt)	Matières organiques (MO)
Azote Kjeldahl (Nkj)	Phosphore Total (Pt)
Ammonium (NH4)	Azote organique (No)
Nitrites (NO2)	Azote total (Nt)
Nitrates (NO3)	Nitrites (NO2)
Orthophosphates (PO4)	Nitrates (NO3)
Matière en suspension (MES)	C/Nt
	C/No

<sup>1</sup> Société du Canal de Provence et d'aménagement de la région provençale. Le Tholonet – CS70064, 13182 Aix en Provence Cedex 05

**Tableau 3 – Forces motrices et pressions utilisées pour tester la réponse des métriques**

		Type	Bolmon	Scamandre	Charnier	Crey	Grande_Palun	Grand_Bagnas
Pressions occupation_sol	pop_BV	nb d'habitants_BV	645900	27300	27300	27300	58600	30100
	Urb_BV	Zones urbanisées du BV (ha)	2325.80	0.00	0.00	0.00	123.47	605.27
	Agri_BV	Surface d'occupation agricole totale (ha)	2401.72	43.93	43.93	43.93	51.68	1835.65
Pressions polluantes	STEP_MO	Flux MO en T/an	124.59	2.31	2.31	2.31	4.39	45.34
	STEP_N	Flux N réduit en T/an	24.13	0.61	0.61	0.61	1.28	16.45
	STEP_Pt	Flux P total en T/an	5.07	0.57	0.57	0.57	0.76	3.92
	Ind_MO	Flux MO en T/an	16.51	3.26	3.26	3.26	895.81	13.37
	Ind_N	Flux N réduit en T/an	0.56	0.03	0.03	0.03	202.31	0.79
	Ind_Pt	Flux P total en T/an	0.34	0.01	0.01	0.01	9.13	0.20
	STEP_MO	Flux MO en T/an/Volume de la lagune	148.33	2.81	3.94	23.24	117.04	842.48
	STEP_N	Flux N réduit en T/an/volume de la lagune	28.72	0.74	1.04	6.12	34.02	305.74
	STEP_Pt	Flux P total en T/an/volume de la lagune	6.03	0.69	0.97	5.71	20.35	72.87
	Ind_MO	Flux MO en T/an/volume de la lagune	19.65	3.96	5.57	32.83	23888.13	248.37
Ind_N	Flux N réduit en T/an/volume de la lagune	0.66	0.04	0.06	0.33	5394.93	14.61	
Ind_Pt	Flux P total en T/an/volume de la lagune	0.40	0.01	0.01	0.05	243.47	3.76	

### 2.3.2. Résultats

Le Tableau 4 regroupe les résultats de l'analyse des paramètres physico-chimiques. Ces résultats font l'objet, pour une majorité de paramètres, d'une seule mesure ; Néanmoins, quand cela a été possible, une moyenne a été faite avec des données issues d'autres campagnes, c'est le cas pour le pourcentage de matière organique (%MO) et le phosphore total (TP) mesurés sur 2 années (2010 et 2011). Les paramètres chimiques comme l'ammonium, les orthophosphates, les nitrites et les nitrates dont les valeurs étaient inférieures à la valeur du seuil de détection des appareils de mesures n'ont pas été traités dans ces analyses. Le pH a également été retiré en raison d'une trop faible variabilité entre les milieux. Le protocole de mesure de salinité mis en œuvre ici a été jugé peu informatif des conditions réelles des habitats des peuplements macrobenthiques. La salinité mesurée ponctuellement lors de cette campagne n'a donc pas été prise en compte, les lagunes étudiées appartenant à la gamme oligohaline (< 5 PSU) et au bas de la gamme mésohaline (5 à 18 PSU)<sup>2</sup>.

**Tableau 4 – Valeurs des paramètres chimiques analysés aux printemps 2010 et 2011.**

		Bolmon	Charnier	Crey	Scamandre	Grande Palun	Grand Bagnas
eau	Turbidité (NTU)	20.75	55.27	5.32	46.77	99.65	3.28
	Chl-a (µg/L)	41.40	19.33	3.90	18.07	12.39	7.45
	TP (µM)	5.80	4.19	1.61	1.93	1.93	5.48
	NKj (mg/L)	2.50	2.70	1.60	1.60	1.00	1.60
	Oxygène (mgO2/L)	7.64	8.65	9.64	7.60	7.57	10.20
	Conductivité (mS/cm)	5.97	3.80	2.75	2.64	3.83	6.07
	MES (mg/L)	36	86	7	45	42	120
sédiment	MO (%)	12.76	9.80	17.20	6.60	2.59	6.93
	Pt (mg/kg)	1630.00	1080.00	1210.00	729.00	883.00	1630.00
	Nkj (g/kg)	4.08	3.89	7.65	2.72	1.27	2.14
	No (g/kg)	4.02	3.81	7.51	2.66	1.26	2.13
	Nt (g/kg)	4.10	3.91	7.68	2.73	1.28	2.15
	C/Nt	13.08	12.48	11.23	11.42	14.41	16.12
	C/No	13.31	12.78	11.48	11.72	14.64	16.28

#### 2.3.2.1. Support eau

La turbidité de l'eau varie en fonction de la matière en suspension (MES) présente dans le milieu. Néanmoins, la relation entre ces 2 paramètres est difficilement quantifiable car la turbidité dépend aussi de la taille, de la forme et de l'indice de réfraction des particules en suspension provenant de rejets urbains, industriels et/ou agricoles ainsi que des phénomènes d'érosion des sols (liés notamment aux précipitations). Ces paramètres de rejets et d'érosion, quand ils sont élevés, peuvent donc induire un état de pollution et/ou d'eutrophisation de l'eau qui se traduit par une augmentation de la turbidité. Les valeurs obtenues ici montrent que les niveaux de turbidité sont très variables selon les lagunes avec des écarts observés allant de 3,2 NTU pour la lagune de Grand Bagnas à 99,6 NTU pour la lagune Grande Palun. Des niveaux dépassant les 35 NTU sont considérés comme élevés traduisant une eau trouble et donc potentiellement des apports exogènes de matières, ce qui est le cas sur Grande Palun mais également sur les lagunes de Charnier et de Scamandre.

<sup>2</sup> Salinités moyennes annuelles : Scamandre-Crey-Charnier : 0.9, Grand Palun : 3.4, Grand Bagnas : 5.7, Bolmon : 6.6 (Créocéan, 2008 ; V.Derolez, comm. Pers.)

En parallèle, les teneurs de matières en suspension sont très différentes d'une lagune à l'autre. Une valeur minimale de 7mg/L est enregistrée pour la lagune de Crey et une valeur maximale de 120mg/L pour la lagune de Grand Bagnas. Sur cette dernière, la charge importante en MES n'altère pas son niveau de turbidité qui demeure relativement faible ce qui n'est pas le cas pour la lagune de Grande Palun. Ces 2 critères (turbidité et matières en suspension) sont difficilement interprétables car sur ces systèmes lagunaires de faible profondeur, les phénomènes météorologiques comme le vent ou les précipitations sont sources de fortes variations. De plus, aucune grille d'aide à l'interprétation n'est disponible car c'est la transparence qui est plutôt mesurée en plans d'eau. Néanmoins, en eau douce, il a été montré que le facteur turbidité pouvait influencer fortement les peuplements d'invertébrés benthiques (Gallardo et al. 2011). Ainsi, des mesures répétées seront nécessaires pour appréhender la part du phénomène lié à la météorologie de celle liée aux activités anthropiques.

La chlorophylle a (Chl-a) est un indicateur de biomasse d'algues microscopiques ; sa concentration augmente avec la concentration en matières nutritives et donne une indication du niveau trophique du milieu. La forte teneur de la lagune de Bolmon reflète donc une forte productivité de ce système par rapport aux autres.

Les teneurs enregistrées en oxygène dissous dans l'eau sont relativement homogènes entre ces 6 systèmes et toutes supérieures à 7mg/L, ne traduisant pas un déficit en oxygène pour ces milieux lagunaires.

Concernant les valeurs du phosphore total (TP) dans l'eau, 2 groupes de lagunes semblent se différencier : les lagunes de Crey, de Scamandre et de Grande Palun sur lesquelles les teneurs sont inférieures à 2µM et les lagunes de Bolmon, de Charnier et de Grand Bagnas avec des teneurs supérieures à 4µM et donc a priori, sur lesquelles les apports de nutriments sont plus élevés.

L'analyse de l'azote Kjeldahl (NKj) ne montre pas de réelles perturbations de ce composé dans les systèmes étudiés.

Les analyses faites sur l'eau permettent de considérer la lagune de Bolmon comme le système le plus impacté, ce qui est en adéquation avec les pressions observées sur son bassin versant (Tableau 3). A l'inverse, la lagune de Crey semble être le milieu le moins dégradé. Par contre, les lagunes de Charnier et de Scamandre pourtant situées sur le même bassin versant de l'étang de Crey présentent un état d'altération plus important ; ces différences peuvent s'expliquer soit par d'autres facteurs d'altération locaux non répertoriés dans cette analyse qui agiraient sur Charnier et Scamandre, soit par une différence de réponse aux pressions des systèmes liée à leurs caractéristiques mésologiques. Le niveau de turbidité élevé de Grande Palun et la concentration importante en MES sur la lagune de Grand Bagnas sont également à noter mais ces paramètres sont très variables, et principalement sur ces systèmes peu profonds, fortement influencés par des événements climatiques et donc difficile à interpréter ici avec une seule mesure ponctuelle.

#### 2.3.2.2. Support sédiment

Les sédiments constituant le milieu de vie des macroinvertébrés benthiques, leurs caractéristiques et en particulier leur niveau de perturbation peuvent s'avérer particulièrement informatifs.

Les résultats des mesures réalisées sur le sédiment présentent de fortes variabilités du pourcentage en matières organiques (MO) mais aussi en quantité d'éléments minéraux entre les 6 milieux étudiés.

Les sédiments de Bolmon et de Crey sont les plus chargés en matières organiques avec des valeurs de 12,8 % et 17,2 % respectivement. Les flux importants en provenance du bassin versant peuvent expliquer ce résultat pour Bolmon. A l'inverse, les faibles pressions d'occupation du sol ou de flux en éléments relevés sur le bassin versant de la lagune de Crey suggèrent une origine endogène de cette matière organique.

Les lagunes de Bolmon et de grand Bagnas sont caractérisées par un sédiment riche en phosphore total (Pt) atteignant des valeurs supérieures à 1600mg/kg. Les lagunes de

Grande Palun et de Scamandre ont les valeurs les plus faibles (inférieures à 900mg/kg). Les valeurs mesurées sur les lagunes de Crey et de Charnier sont intermédiaires.

Les valeurs des dérivés de l'azote (Nt, Nkj, No) sont toutes homogènes entre elles au sein d'un même milieu. De plus, ces valeurs révèlent que la lagune de Charnier, de Bolmon et particulièrement celle de Crey ont un sédiment riche en éléments azotés par rapport aux autres systèmes lagunaires.

Le rapport C/N rend compte de l'origine « éventuelle » de la matière organique à savoir son caractère endogène ou exogène au milieu. Plus la valeur de ce rapport est faible, plus la matière organique provient du milieu. Une augmentation de ce rapport traduirait un enrichissement en matières organiques issues du bassin versant. Les résultats des analyses permettent d'observer que le complexe fluvio-lacustre regroupant les lagunes de Scamandre, de Charnier et de Crey est moins alimenté en apport en matières organiques provenant du bassin versant que les 3 autres systèmes comme le suggèrent les données de pressions et de flux notées dans le Tableau 2.

Ces analyses sur sédiment mettent en évidence des différences de fonctionnement des lagunes. En effet, avec des niveaux d'apports exogènes (occupation du sol et flux de matières) très différents, les sédiments des lagunes de Crey et de Bolmon ont des richesses en matières organiques et minérales très différentes. Le rapport C/N montre que les éléments azotés présents dans le sédiment sont favorisés par un apport du bassin versant pour la lagune de Bolmon alors que ceux présents dans les sédiments de la lagune de Crey semblent être produits en majorité par le milieu. Les valeurs des paramètres analysés montrent également que les lagunes de Scamandre et de Grande Palun sont les milieux les moins impactés en terme de quantité d'accumulation de matières organiques et minérales présents dans les sédiments. Ces données sont importantes à considérer dans l'analyse de la réponse des invertébrés aux pressions.

## 2.4. Caractérisation physique des substrats

Les relations habitats - faune macrobenthique ont fait l'objet de nombreux travaux montrant la sensibilité de la macrofaune aux paramètres abiotiques du milieu tels que la granulométrie et la composition du substrat (Reizopoulou and Nicolaidou 2007) (Reizopoulou and Nicolaidou 2004, Teske and Wooldridge 2003).

De même, M. Lafont (Lafont 1989) montre que les oligochètes ont des préférences d'habitats variables selon les taxons. Il montre en particulier que les Tubificinae, et plus particulièrement les formes matures, ont une préférence pour les sédiments fins contrairement aux familles des Naididae (autres que Tubificinae), Lumbriculidae et Enchytraeidae qui sont plus inféodés aux sédiments plus grossiers.

Ainsi, il s'est avéré pertinent d'analyser la composition des substrats des échantillons de lagunes étudiées.

La norme XP T90-333 (AFNOR 2009) donne des notes de potentialité d'accueil du cortège taxonomique macrobenthique pour chaque type de substrats (annexe 2). Elles sont comprises entre 0, pour les substrats de type dalles et argiles et 11, note maximum de potentialité d'accueil pour les bryophytes.

Les niveaux d'habitabilité des substrats en zone centrale des lagunes oligohalines étudiées sont relativement bas puisqu'aucun d'entre eux n'a une valeur supérieure à 3 (Tableau 4).

En se référant à ce niveau d'habitabilité, les lagunes de Bolmon (72.09%), Grand Bagnas (67.17%) et de Grande Palun (66.77%) semblent avoir une potentialité d'accueil supérieure aux 3 autres lagunes. Cependant, les substrats de ces mêmes lagunes se composent également en quantité relativement élevée de sables et d'argile, ces phases étant peu biogènes pour les peuplements macrobenthiques.

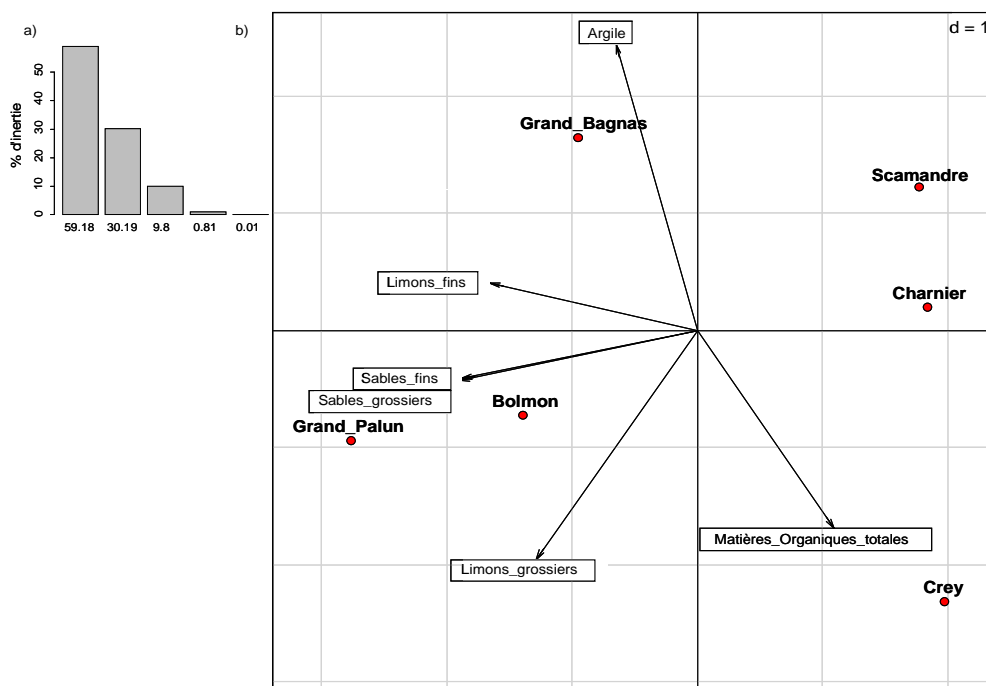
Les lagunes de Crey, de Charnier et de Scamandre ont un type de substrat comparable. Il se compose d'un tiers de Limons (3), de très peu de sable (<1%) et d'une quantité relativement importante d'argile par rapport aux autres phases.



**Tableau 4 – Pourcentage de chaque phase du substrat des lagunes et notes d'habitabilités (Hab) associées (C.E.N., 2009)**

Granulométrie (%)	Bolmon	Crey	Charnier	Scamandre	Grande Palun	Grand Bagnas	Hab
Limons fins (2 à 20µm)	53.67	19.35	20.88	16.09	43.15	53.72	<b>3</b>
Limons grossiers (20 à 50µm)	18.42	18.82	11.15	9.59	23.62	13.45	<b>3</b>
<b>Somme (Habitabilité 3)</b>	<b>72.09</b>	<b>38.17</b>	<b>32.03</b>	<b>25.68</b>	<b>66.77</b>	<b>67.17</b>	
Sables fins (50 à 200µm)	11.93	0.75	0.19	0.25	20.47	8.27	<b>2</b>
Sables grossiers (200 à 2000µm)	0.24	0.02	0.01	0.00	0.32	0.15	<b>2</b>
<b>Somme (Habitabilité 2)</b>	<b>12.17</b>	<b>0.77</b>	<b>0.20</b>	<b>0.25</b>	<b>20.79</b>	<b>8.42</b>	
Matières Organiques totales	10.71	17.20	9.80	6.20	3.68	6.93	<b>1</b>
Argile (<2µm)	12.35	4.39	11.16	14.93	11.28	<b>22.45</b>	<b>0</b>

Ces caractéristiques sont illustrées par la position des lagunes sur l'ACP réalisée à partir des variables de substrat indiquées dans le tableau précédent.



**Figure 2 - Variabilité de la composition du substrat des 6 lagunes sur le plan factoriel de l'analyse en composantes principales réalisée sur les paramètres physiques analysés. a) Histogramme des valeurs propres correspondant au pourcentage de la variabilité totale expliquée par chaque axe, b) Représentation de la position des stations sur le plan factoriel F1xF2 (deux premiers axes).**

Le diagramme des valeurs propres (Figure 2a) montre que les axes F1 et F2 expliquent respectivement 59.1% et 30.1% de l'inertie totale des paramètres de granulométrie du substrat. Le premier plan factoriel de l'analyse de la granulométrie du substrat sur les 6 lagunes étudiées sépare principalement les lagunes de Crey, de Charnier et de Scamandre (F1>0) des 3 autres lagunes (Bolmon, Grande Palun et Grand Bagnas) situées en F1<0. De plus, sur le second axe, les substrats de Crey se démarquent de celui de Grand Bagnas (F2>0). Le substrat de la lagune de Grand Bagnas se distingue particulièrement par sa proportion en argile alors que le substrat de la lagune de Crey est lié à des valeurs élevées de matières organiques totales.

### 3. Les peuplements d'invertébrés

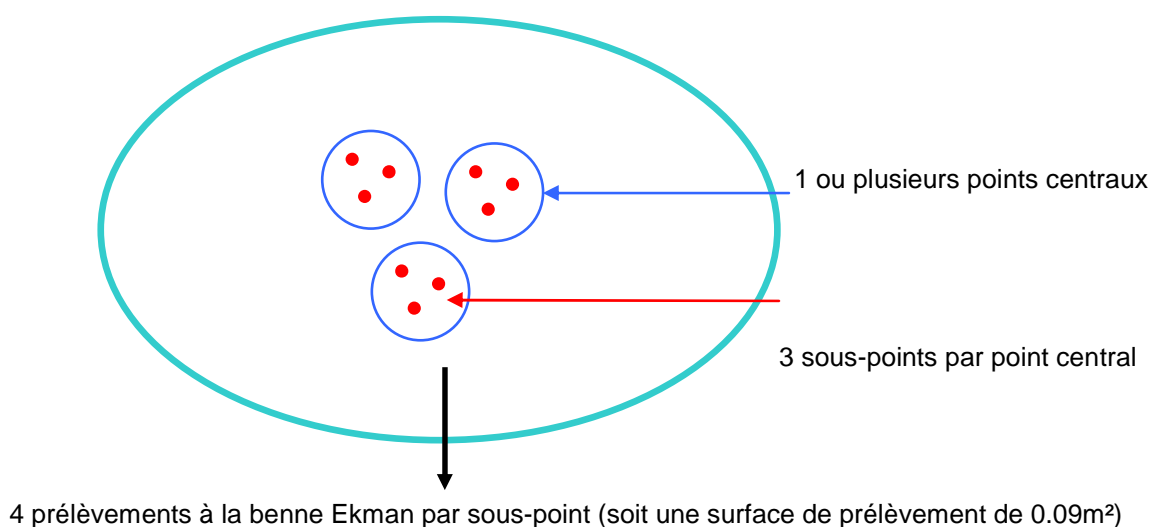
Les prélèvements de la faune macrobenthique ont été réalisés par l'équipe de l'Irstea, en collaboration avec Ifremer sur la lagune de Grand Bagnas. La méthode et les critères de prélèvements sont décrits dans les paragraphes ci-dessous.

#### 3.1. Prélèvements de la macrofaune benthique

Les prélèvements ont été effectués en suivant le protocole d'échantillonnage de la faune benthique employé dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire (Créocéan 2000). Il repose sur l'échantillonnage de 1 à 3 points (selon la surface de la lagune) qui contiennent chacun 3 sous-stations composées chacune de 4 réplicats (IFREMER 2005). Les quatre prélèvements (réplicats) sont effectués à la benne Ekman (surface de 0,0225 m<sup>2</sup>), au niveau des premiers centimètres de sédiment meuble. L'échantillonnage par benne est l'une des techniques les plus fiables pour quantifier des peuplements d'invertébrés benthiques en substrat meuble (e.g. argilo-vaseux) (Grant and Hily 2003).

La position des points est centrale pour limiter la variabilité naturelle des échantillons liée à l'effet de la nature des berges.

A noter que le protocole suivi pour cette étude est légèrement adapté par rapport à celui qui est mis en œuvre dans les lagunes dans le cadre de la surveillance DCE (Créocéan 2010) car 3 points centraux espacés de 100 à 300 m ont été prélevés, portant la surface investiguée à **0.81 m<sup>2</sup> par lagune** (Figure 3), alors que la surface prélevée est de **0.27 m<sup>2</sup> par station** pour la surveillance DCE.



**Figure 3** - Stratégie d'échantillonnage des milieux lagunaires préconisée par Ifremer

Les lagunes ont été échantillonnées **à la fin du mois de mars ou dans le courant du mois d'avril**. En effet, comme pour les protocoles en milieux d'eau douce, une période d'échantillonnage au début du printemps est préconisée. Cela permet théoriquement de récupérer des taxons à cycle de vie court, encore au stade larvaire (comme les diptères Chironomidae par exemple) et donc de devancer la période d'émergence de certains taxons indicateurs (e .g. Chironomidae). En effet, l'élévation des températures au printemps provoque souvent une augmentation de la salinité des eaux en lagunes ce qui provoque l'émergence massive de nombreux insectes.



Source CEMAGREF / Irstea



Source CEMAGREF / Irstea

Lors du prélèvement, afin de filtrer les limons les plus fins et de retirer l'eau surnageante pour en réduire le volume, le contenu de chaque benne a été filtré au moyen d'un filet Surber ou Haveneau de vide de maille de 500µm. Les prélèvements représentant chacun 4 bennes soit 0.09 m<sup>2</sup> de surface échantillonnée ont ensuite été conservés dans du formol à 5% - 10%.

### 3.2. Tri et détermination de la macrofaune benthique

Les échantillons de 2010 ont été traités au laboratoire Irstea d'Aix en Provence. Les échantillons de la campagne de 2011 ont été confiés au bureau d'étude ECOBIODIV à Marseille, qui a réalisé les déterminations.

Au laboratoire, les échantillons ont été placés dans un tamis avec un vide de maille de 500µm puis rincés à l'eau sous hôte aspirante. L'utilisation du tamis de maille 500 µm est conforme aux préconisations faites lors de l'étude préliminaire (Giordano et al. 2010). Les taxons recueillis dans le refus de tamis ont été déterminés et dénombrés sous une loupe binoculaire.

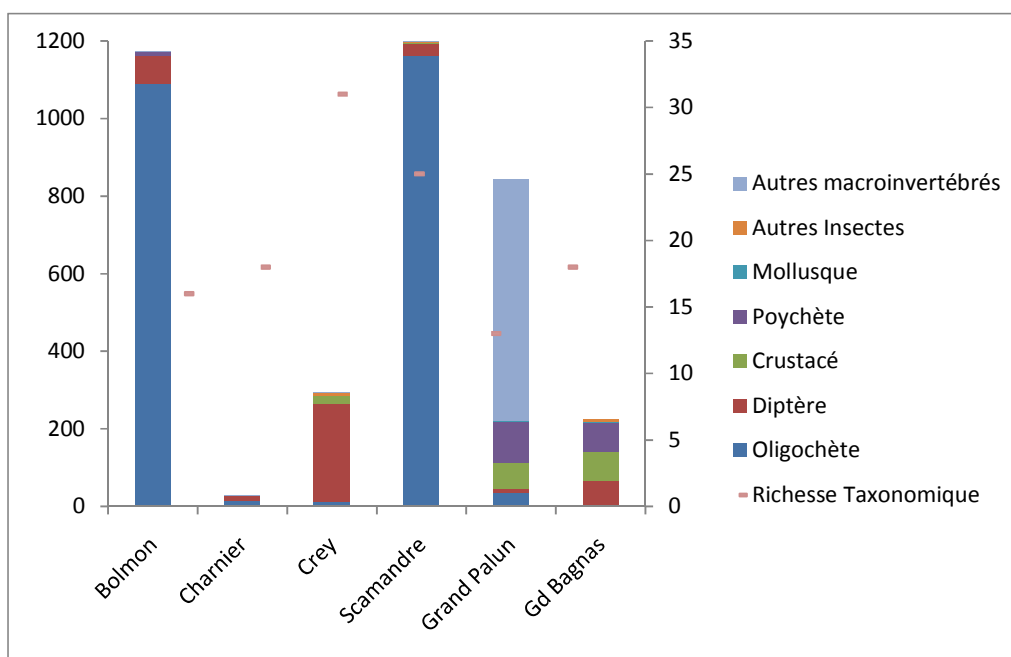
Le niveau de détermination requis est dépendant du type de taxons comme indiqué dans la note technique de Mazzella et al. (Mazzella et al. 2009). Il nécessite, notamment pour les Chironomidae et les oligochètes, des spécialistes dans l'identification de ces groupes taxonomiques au genre (ou groupe) et à l'espèce respectivement.

### 3.3. Caractérisation des peuplements faunistiques

#### 3.3.1. Les résultats des analyses

Au total, 30464 individus appartenant à 15 groupes faunistiques et à 62 taxons différents ont été comptabilisés dans les 6 sites d'études.

La figure 4 et le Tableau 5 présentent la structure du peuplement faunistique récolté en termes d'abondance, de richesse spécifique et de composition pour les 6 milieux lagunaires.



**Figure 4** - Abondance en densité au 0.1m<sup>2</sup> (axe de gauche) et richesse taxonomique (axe de droite) du cortège faunistique récolté sur les milieux lagunaires oligohalins

La liste faunistique détaillée, obtenue à partir des campagnes de 2010 et 2011 sur les 6 lagunes étudiées, fait l'objet de l'Annexe 1.

Le tableau 5 représente la proportion (en %) des groupes faunistiques constitués et collectés sur l'ensemble des campagnes donc au sein de chaque lagune et également de l'ensemble du peuplement lagunaire échantillonné en zone centrale des systèmes lagunaires oligohalines.

**Tableau 5** – Pourcentage du peuplement représenté par les individus des différents groupes faunistiques collectés sur l'ensemble des milieux lagunaires oligohalins étudiés

Groupe Faunistique	Bolmon	Charnier	Crey	Scamandre	Grande Palun	Grand Bagnas	% GF
Oligochète	<b>93.0</b>	<b>52.9</b>	4.0	<b>96.9</b>	4.2	1.1	61.6
Diptère	6.0	<b>40.1</b>	<b>85.8</b>	2.7	1.1	<b>28.2</b>	11.7
Crustacé	0.2	6.2	7.1	0.3	8.2	<b>34.0</b>	4.6
Polychète	0.8	0.0	0.0	0.0	<b>12.6</b>	<b>32.8</b>	5.0
Mollusque	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	1.2	0.1
Autres Insectes	0.0	0.4	2.0	0.0	0.0	2.8	0.3
Autres macroinvertébrés	0.0	0.4	0.3	0.1	73.8	0.0	16.6
Richesse Taxonomique	16	18	31	25	13	18	

D'un point de vue global, il existe une grande variabilité de densité d'individus entre les différents peuplements macrobenthiques de chaque lagune. Les densités des lagunes oligohalines de Bolmon (1172 ind/0.1m<sup>2</sup>), de Scamandre (1198 ind/0.1m<sup>2</sup>) et de Grande Palun (844 ind/0.1m<sup>2</sup>) sont plus de vingt fois plus importantes que celles de Charnier (seulement 30 ind/0.1m<sup>2</sup>). Les lagunes de Crey (294 ind/0.1m<sup>2</sup>) et de Grand Bagnas (224 ind/0.1m<sup>2</sup>) ont des densités intermédiaires.

La richesse taxonomique moyenne sur l'ensemble des milieux étudiés est de 20. Elle peut varier d'un facteur supérieur à 2 selon les lagunes avec un minimum de 13 taxons pour la

lagune Grande Palun et un maximum de 31 pour la lagune de Crey. Concernant les lagunes de Bolmon, de Charnier et de Grand Bagnas, les richesses mesurées sont comparables.

Trois groupes taxonomiques sont présents sur l'ensemble des lagunes. Il s'agit des **oligochètes**, des **diptères** et des **crustacés**.

Trois des six lagunes sont dominées par un seul groupe taxonomique. Les **oligochètes** composent plus de 90% du peuplement de Bolmon et de Scamandre et les **diptères** représentent plus de 85%, du peuplement de Crey. Lorsque les oligochètes sont dominants, les diptères représentent le second groupe taxonomique de par l'importance numérique. Sur Crey, ce sont les crustacés qui complètent majoritairement le peuplement.

Les lagunes Grande Palun et Grand Bagnas ont un peuplement macrobenthique présentant une structure faunistique différente des autres lagunes. En effet, si l'on ne considère pas les nématodes récoltés sur la lagune de Grande Palun car peu informatifs qualitativement et quantitativement de la qualité du milieu (Nicholas and Stewart 1984), la répartition des taxons au sein des peuplements de ces 2 masses d'eau semble être plus homogène que celle des autres lagunes.

Le groupe de **polychètes** peut être relativement abondant comme c'est le cas sur Grand Bagnas et dans une moindre mesure sur Grande Palun, où il compose 33% et 13% de la communauté respectivement. Cependant, leur présence n'est pas systématique sur l'ensemble des relevés.

Les autres groupes faunistiques ne sont représentés que très faiblement dans ces peuplements lagunaires oligohalins à mésohalins. Les nématodes, les hydracariens et les achètes ou hirudinés ont été regroupés sous le terme « **autres macroinvertébrés** ». Seuls quelques individus ont été capturés lors des campagnes de prélèvements, sauf sur Grande Palun où ils représentent plus de 70% des taxons (majorité de Nématodes).

Outre les diptères présents sur l'ensemble des milieux, d'autres ordres d'insectes ont également été rencontrés (Annexe 1) tels que les trichoptères, les éphéméroptères, les coléoptères, les hétéroptères, les lépidoptères et les odonates. Du fait de leur faible effectif, ces taxons de faible occurrence ont été regroupés sous le terme « **autres insectes** ». Cette faune particulière pour ce type de milieu lentique oligohalin a été rencontrée principalement dans la lagune de Crey.

Nous notons également la faible proportion voire l'absence totale des **mollusques** sur ces systèmes.

### 3.3.2. Quelques éléments d'interprétation

La richesse spécifique et la densité sont des critères qui peuvent rendre compte de la qualité des milieux. Ils montrent ici une forte variabilité qui ne peut être expliquée par un effet saisonnier du fait d'une période d'échantillonnage fixe. Cependant, ces systèmes considérés comme similaires d'un point de vue fonctionnel présentent malgré tout de fortes différences dans leurs caractéristiques mésologiques engendrant des variations physico-chimiques importantes.

La faible densité observée sur la lagune de Charnier ne peut pas s'expliquer par sa faible capacité d'accueil du sédiment puisque de nombreux oligochètes ont été capturés sur Scamandre dont la capacité d'accueil est voisine. Elle ne semble pas pouvoir s'expliquer non plus par la qualité de l'eau et du sédiment, cette lagune n'étant a priori pas la plus dégradée. De plus, la densité est également faible sur la lagune de Crey peu soumise aux pressions et dont les qualités d'eau et de sédiment semblent relative bonnes. Les densités semblent donc difficiles à interpréter en terme de réponse aux pressions.

Cependant, les densités élevées sur les lagunes de Bolmon et Scamandre résultent d'une abondance d'oligochètes qui sont des éléments indicateurs d'un état de dégradation (Lafont 1989). Les analyses des paramètres physico-chimiques, les mesures faites sur les pressions du bassin versant et la liste faunistique mettent en évidence une pollution de type organique sur la lagune de Bolmon et une pollution aux métaux sur la lagune de Scamandre signalée par une forte abondance en Tubificinae sans soies récoltée dans ce dernier (Lafont 1989). En l'absence de mesure directe des métaux dans les sédiments, ce dernier résultat n'a pu être validé mais il suggère la possibilité d'utiliser la densité en oligochètes comme métrique de pression.

Il faut toutefois remarquer que les densités mesurées sont beaucoup plus faibles sur les lagunes échantillonnées en 2011 que sur celles échantillonnées en 2010. L'effet opérateur ne peut être incriminé, les échantillonnages ayant été effectués par la même équipe. Par contre, la raison peut être à rechercher dans la variabilité des conditions climatiques et/ou des

activités anthropiques ou dans les phases de tri et de détermination en laboratoires. Ces résultats mettent en évidence l'importance, au moins dans une phase de mise au point d'indicateur, de suivi pluri-annuels des communautés afin d'évaluer la variabilité temporelle des différentes caractéristiques des peuplements et donc de développer des outils de diagnostic fiables et avec des incertitudes associées à chacune des étapes, depuis le prélèvement, jusqu'au calcul de l'indice.

La composition faunistique des peuplements présente une forte variabilité qui pourrait être exploitée dans une optique de bioindication. Cette variabilité ne semble pouvoir s'expliquer ni par l'année de prélèvement ni par la salinité.

La plus forte richesse spécifique est observée sur la lagune de Crey, dont les paramètres physico-chimiques mesurés dans l'eau traduisent une meilleure qualité par rapport aux autres systèmes. Cependant, cette relation qualité d'eau/richeesse spécifique ne semble pas évidente sur le gradient de pression représenté par les lagunes étudiées.

## 4. Les métriques candidates à la bioindication

Dans les approches classiques de bioindication, une métrique est définie comme une variable, de type biologique par exemple, montrant un changement de valeur le long d'un gradient de pressions. Au vue de ces résultats, les peuplements benthiques des lagunes étudiées ne sont pas caractérisés par un cortège faunistique « classique » des milieux lagunaires. En effet, les taxons rencontrés généralement i.e. amphipodes, isopodes, polychètes, bivalves et gastéropodes (Amanieu et al. 1977, Mistri et al. 2002) sont ici peu ou pas présents. Les métriques utilisées dans les milieux dits marins (salins) ne peuvent donc être calculées. Inversement, les 6 milieux étudiés ont un peuplement faunistique composé majoritairement de taxons d'origine dulçaquicole rencontrés dans la plupart des plans d'eau douce du territoire. Ainsi, la plupart des métriques utilisées sur les milieux d'eau douce sont potentiellement calculables à partir de compositions faunistiques de ces lagunes. Cependant, le niveau de détermination de certains taxons ne permettait pas de calculer certaines métriques spécifiques parfois utilisées comme indicateur d'état. En revanche, les communautés présentent des points communs avec celles rencontrées en milieux lacustres d'eau douce. Ainsi, les métriques utilisées sur ces milieux peuvent être calculées et testées.

### 4.1. Définition des métriques candidates

Une liste exhaustive de métriques candidates a été établie sur la base de la littérature (Beisel et al. 2003, Hering et al. 2004, Lafont et al. 2007, Mouthon 1993, Rossaro et al. 2007, Verneaux et al. 2004, Wiederholm 1980). Une présélection de ces métriques candidates a ensuite été faite. Les métriques résultantes de cette sélection peuvent être regroupées en types qui sont repris dans les tableaux suivants (Hering et al. 2006).

Les métriques dites « fonctionnelles » employant les valeurs de tolérance et/ou de sensibilité ou les traits d'histoire de vie des taxons macrobenthiques ne font pas l'objet d'analyse dans cette étude. En effet, malgré une analyse approfondie de la littérature, aucun système de caractérisation des traits d'histoire de vie basé sur un même type de codage ne nous a permis de caractériser l'ensemble des peuplements récoltés.

En terme de bioindication, la richesse taxonomique ainsi que l'abondance (ou densité) sont couramment utilisées comme métriques biologiques pour évaluer l'état de santé des masses d'eau.

On considère qu'une faible valeur de richesse ou d'abondance peut révéler un dysfonctionnement du milieu (Faessel et al. 1993, Lento et al. 2008, Solimini et al. 2008).

Même si aucun indice de diversité seul n'est efficace pour décrire la structure d'une communauté sur une large gamme de pressions, ils peuvent néanmoins être utilisés dans de nombreuses conditions et faciliter l'interprétation écologique de grands jeux de données. Les indices de diversité, dépendant du nombre de taxons, et les indices d'équitabilité, prenant en compte la distribution des individus au sein des taxons, sont complémentaires (Beisel, Usseglio-Polatera, Bachmann and Moreteau 2003).

**Tableau 6 – Liste non exhaustive des métriques de richesse et diversité proposées adaptés à ce type de systèmes.**

Acronyme	Metricque	Description/Pressions
<b>RS</b>	Richesse taxonomique: nombre total de taxa	Nombre total de Taxons
<b>H</b>	Indice de Shannon (Shannon and Weaver 1949)	Indice largement utilisé et polyvalent peut être appliqué pour des tailles d'échantillon à la fois grandes et petites. L'indice de Shannon est en général plus influencé par des espèces rares que l'indice de Simpson
<b>Hmax</b>	Indice maximal de Shannon (Shannon and Weaver 1949)	
<b>N</b>	Indice de Hill (Hill 1973)	Une forme exponentielle de H de Shannon, la valeur de cet indice peut être interprétée comme le nombre de taxons abondants
<b>Dcam</b>	Indice de Camargo (Camargo 1992)	Estimation de l'asymétrie (structurelles) de l'abondance relative des espèces entre dominants et dominés.
<b>Dmg</b>	Indice de Margalef (Margalef 1958)	Simple à calculer et pas affecté par l'équitabilité ou la domination ; sensible seulement à la richesse des espèces et à la taille de l'échantillon. Utilisation limitée à la comparaison de la richesse des espèces parmi les grandes collectivités.
<b>Dmc</b>	Dominance de McIntosh (McIntosh 1967)	Recommandé par Beisel et al. (1996) comme l'indice de structure de communauté le plus sensible aux taxons dominants et non influencé par les variations des taxons rares.
<b>Ds</b>	Dominance de Simpson (pour communauté infinies) (Simpson 1949)	Probabilité que deux individus d'une communauté choisis au hasard appartiennent à la même classe, donc inversement liée à la diversité. Il est souvent signalé comme 1-Ds
<b>Ds3</b>	Hill réciproque de D (Hill 1973)	La réciproque de D de Simpson, la valeur de cet indice peut être interprétée comme le nombre de taxons abondants
<b>Dsc</b>	Dominance de Simpson (pour communauté finies) (Simpson 1949)	Similaires à D de Simpson, mais corrigé pour les communautés finies. Mathématiquement, il est généralement plus approprié dans les études écologiques que le D de Simpson, mais il est utilisé moins souvent

Les métriques de composition utilisant éventuellement l'abondance (e.g. nombre de Tubificinae sans soies, pourcentage de Chironomidae...) évaluent un ou plusieurs types d'impact subis par le système comme (i) un état général de dégradation, (ii) un type de pollution (e.g. organique, chimique), (iii) une qualité d'habitat, (iv) une acidification etc... Le sens de variation des métriques varie selon la sensibilité à la pollution des taxons considérés (Hering et al. 2004). La plupart de ces métriques sont citées par divers auteurs (Garcia-Criado et al. 2005, Garcia-Criado and Trigal 2005, Lafont 1989, Moss et al. 2003, Mouthon 1993, Trigal et al. 2006, Verneaux, Verneaux, Schmitt, Lovy and Lambert 2004, Wiederholm 1980)

**Tableau 7 – Liste non exhaustive des métriques d'équitabilité testées**

Acronyme	Metricque	Description/Pressions
<b>J</b>	Indice d'Equitabilité de Pielou/Brioullouin (Pielou 1969)	Utilisé pour les collections afin de déterminer la portion de la régularité de la diversité. Elle représente une diversité maximale.
<i>Ehur</i>	<i>Indice d'Equitabilité de Hurlbert (Hurlbert 1971)</i>	
<b>Emc</b>	Indice d'Equitabilité de McIntosh (McIntosh 1967)	Il est dérivé de l'indice McIntosh. Les valeurs sont comprises entre 0 - 1. Lorsque la valeur se rapproche de 1, cela signifie que les individus sont répartis de manière égale.
<b>Eheip</b>	Indice d'Equitabilité de Heip (Heip 1974)	L'hypothèse de Beisel et al. (2003) (Beisel, Usseglio-Polatera, Bachmann and Moreteau 2003) plus sensibles aux variations de la richesse des espèces rares et / ou de l'abondance.
<b>Es2</b>	Indice d'Equitabilité Es2 (Smith and Wilson 1996)	
<b>Es3</b>	Indice d'Equitabilité Es3 (Smith and Wilson 1996)	
<b>Es4</b>	Indice d'Equitabilité Es4 (Smith and Wilson 1996)	
<b>Ehill</b>	Indice d'Equitabilité modifié de Hill (Alatalo 1981)	

**Tableau 8 – Liste non exhaustive des métriques de Composition/Abondance adaptés à ce type de systèmes. Les métriques en italique ne seront pas retenues dans les analyses de corrélation à la pression**

Acronyme	Description/Pressions
<b>DTot</b>	Nombre Total d'individus au 0.1m <sup>2</sup>
<b>DI</b>	Nombre Total d'Insectes
<b>DD</b>	Nombre total de diptères
<b>DCH</b>	Nombre Total d'individus de la famille Chironomidae
<b>DOR</b>	Nombre Total d'individus de la sous-famille des Orthoclaadiinae
<b>DTA</b>	Nombre Total de Tanypodinae
<b>DCHsOR</b>	Nombre Total d'individus de la famille Chironomidae sans Orthoclaadiinae
<b>DE</b>	Nombre Total d'Ephéméroptères
<b>DP</b>	Nombre Total de Plécoptères
<b>DO</b>	Nombre Total de Trichoptères
<b>DTR</b>	Nombre Total d'Odonates
<b>DC</b>	Nombre Total de Coléoptères
<i>DEPTR</i>	Nombre Total d'Individus de l'Ordre des Ephéméroptère, Plécoptère et Trichoptère
<i>DETRO</i>	Nombre Total d'Individus de l'Ordre des Ephéméroptères Trichoptères et Odonates
<b>DCR</b>	Nombre Total de Crustacés
<b>DA</b>	Nombre Total d'Amphipodes
<i>DIS</i>	Nombre total d'Isopodes



<i>DM</i>	<i>Nombre Total de Mollusques</i>
<b>DG</b>	Nombre Total de Gastéropodes
<b>DB</b>	Nombre Total de Bivalves
<b>DMpCR</b>	Nombre Total de Mollusques plus de Crustacés
<b>DOL</b>	Nombre total d'oligochètes
<b>DN</b>	Nombre d'individus de la famille Naididae
<b>DTUB</b>	Nombre total de Tubificinae
<b>DTUaS</b>	Nombre Total de Tubificinae avec soies capillaires
<b>DTUsS</b>	Nombre Total de Tubificinae sans soies capillaires
<b>DOLpCH</b>	Nombre Total d'oligochètes et de Chironomidae
<b>PI</b>	Pourcentage d'Insecte
<b>PD</b>	Pourcentage de diptères
<b>PCH</b>	Pourcentage de Chironomidae
<i>POR</i>	<i>Pourcentage d'Orthoclaadiinae</i>
<b>PTA</b>	Pourcentage de Tanypodinae
<i>PTT</i>	<i>Pourcentage de Tanytarsini</i>
<b>PE</b>	Pourcentage d'Ephéméroptères
<b>PP</b>	Pourcentage de Plécoptères
<i>PO</i>	<i>Pourcentage d'Odonates</i>
<b>PTR</b>	Pourcentage de Trichoptères
<b>PC</b>	Pourcentage de Coléoptères
<b>PEPTR</b>	Pourcentage d'Ephéméroptères, de Plécoptères et de Trichoptères
<i>PETRO</i>	<i>Pourcentage d'Ephéméroptères, de Trichoptères et d'Odonates</i>
<b>PCR</b>	Pourcentage de Crustacés
<i>PM</i>	<i>Pourcentage de Mollusques</i>
<b>PG</b>	Pourcentage de Gastéropodes
<i>PB</i>	<i>Pourcentage de Bivalves</i>
<b>PMpCR</b>	Pourcentage de Mollusques et Crustacés
<b>PN</b>	Pourcentage de Naididae
<i>PN_OL</i>	<i>Pourcentage de Naididae par rapport aux oligochètes</i>
<b>PTUaS</b>	Pourcentage de Tubificinae avec soies capillaires
<b>PTUsS</b>	Pourcentage de Tubificinae sans soies capillaires
<b>PTUaS_OL</b>	Pourcentage de Tubificinae avec soies capillaires par rapport aux oligochètes
<b>PTUsS_OL</b>	Pourcentage de Tubificinae sans soies capillaires par rapport aux oligochètes
<b>RTU_CH</b>	Ratio Tubificinae sur Chironomidae
<b>ROL_CH</b>	Ratio Oligochète sur Chironomidae
<b>ROR_CH</b>	Ratio Orthoclaadiinae sur Chironomidae

## 4.2. Sélection des métriques

### 4.2.1. Distribution des valeurs

Au vu du faible nombre de milieux oligohalins et mésosalins étudiés, il est difficilement envisageable de conduire une analyse classique de sélection de métriques (comme par exemple extraire les métriques avec des valeurs extrêmes). Quelques critères de sélection peuvent être tout de même explorés.

D'une part, il peut s'avérer peu pertinent de construire un indicateur avec des métriques dont la valeur est nulle dans la majorité des lagunes. C'est le cas ici des métriques DETRO, DIS, DM, DO, PETRO, POR, PTT, PB, PM et PO. Ces métriques de composition, construites à partir de la faune échantillonnée, sont basées sur des taxons peu présents dans ce type de milieux.

D'autre part, compte tenu du fait que les six lagunes ont des niveaux de pressions différents « a priori », en supposant l'environnement comparable, les métriques calculées devraient avoir des gammes de variation significatives. L'utilisation de ce critère conduit à éliminer deux métriques PN\_OL, et EHeur pour lesquelles les valeurs sont constantes quelle que soit la lagune.

### 4.2.2. Réponse à la pression

Pour s'assurer qu'une métrique répond à une pression, il faut s'assurer que la variabilité observée n'est pas liée à l'environnement. Une solution consiste à sélectionner des métriques sur des systèmes considérés homogènes d'un point de vue environnemental. Dans ce cas, on considère que la part de variabilité de la métrique liée à l'environnement est relativement la même dans tous les systèmes ; les différences observées sur la métrique résultent uniquement d'une réponse aux pressions différentes selon les systèmes. C'est la démarche adoptée dans la construction des premiers indicateurs et c'est cette démarche qui est testée ici, même si nous avons vu dans la première partie de ce travail qu'il existe des différences environnementales naturelles à même d'influencer les peuplements d'invertébrés, notamment au niveau du substrat.

Si les systèmes ne peuvent pas être considérés homogènes, il faut alors éliminer la part de variabilité de la métrique liée à l'environnement. La solution est de faire appel à de la modélisation statistique afin d'éliminer cet effet environnemental et de pouvoir alors se concentrer uniquement sur la variabilité résiduelle dues aux pressions. Cette méthode nécessite toutefois des jeux de données conséquents et ne peut pas être appliquée dans le cadre de cet exercice.

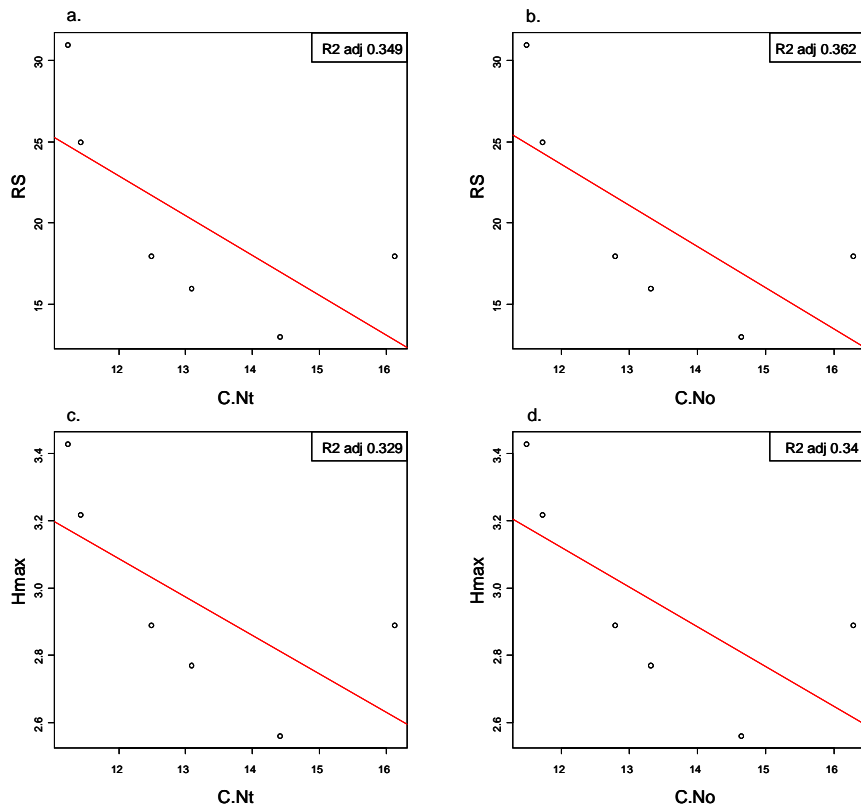
Dans la construction des indices, c'est l'écart des valeurs observées de la métrique aux valeurs de référence qui est calculé. Les valeurs de référence des métriques sont les valeurs mesurées sur des sites non significativement impactés par les pressions. Dans cette étude, aucune des six lagunes n'est considérée comme site de référence. On pourra donc seulement mesurer des tendances de variation des métriques. Lorsque de telles tendances sont nettement identifiées, alors, par extrapolation, il est possible de définir des conditions de référence pour des sites pas ou très peu impactés par simple prolongation de la courbe sur des gamme de variations de pressions non observées.

Des corrélations ont été calculées entre toutes les métriques candidates ayant passées les précédentes étapes de sélection (soit 59 métriques) et les pressions liées aux flux de polluants avec et sans pondération par le volume de chaque lagune (soit 12 variables). Parmi les 708 corrélations calculées, aucune tendance nette n'a été observée.

Les analyses ont alors été conduites entre les 59 métriques candidates et les caractéristiques physico-chimiques de l'eau et du sédiment liées à des apports de nutriments ou à l'eutrophisation des systèmes. Certaines tendances peuvent alors être observées entre les métriques et ces caractéristiques chimiques.

Sur l'ensemble des corrélations testées, neuf d'entre elles (figure 5) montrent des coefficients de corrélation supérieurs à 0.3 ce qui reste très faible. Le  $R^2$  est supérieur à 0.5 pour seulement 4 relations et une seule métrique i.e. le pourcentage de tubificinae sans soies rapporté à l'ensemble des oligochètes (PTUsS\_OL).

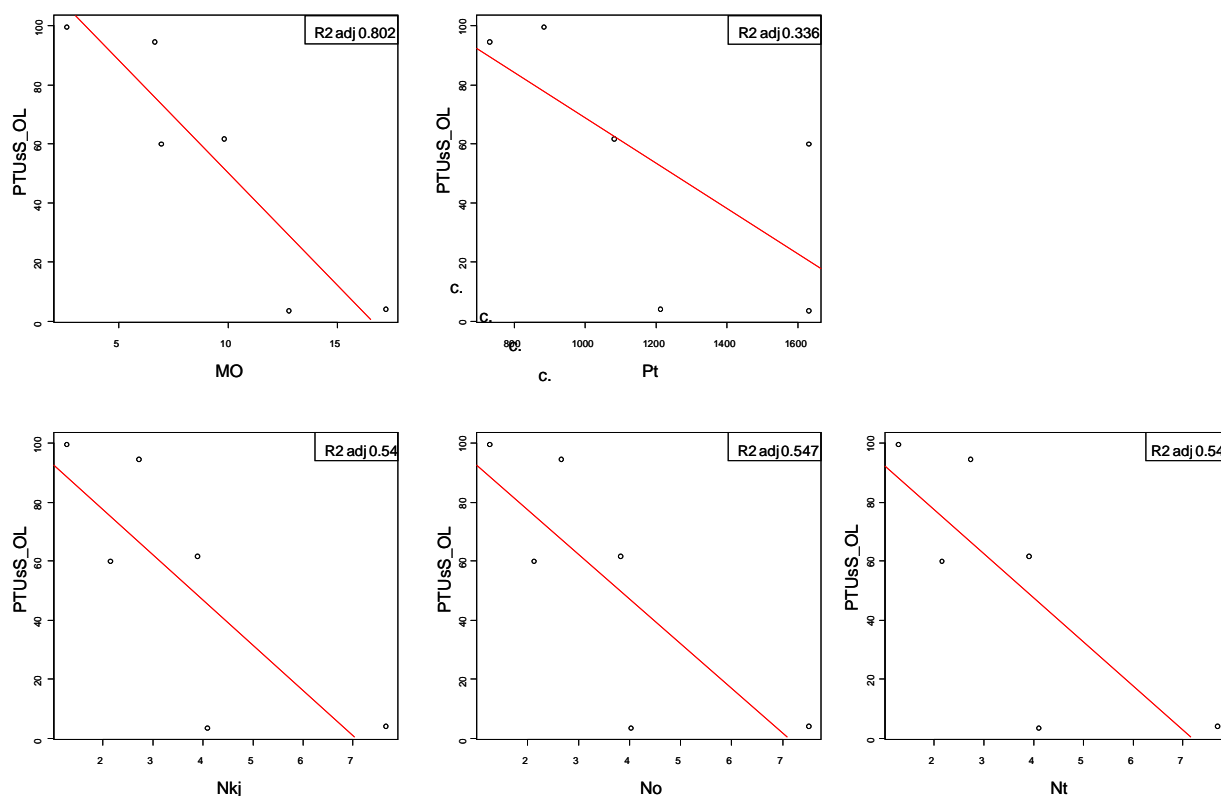
Au delà du caractère significatif ou pas de ces relations, l'analyse de la distribution des points autour des droites est également très informative. On constate par exemple que pour les métriques RS et Hmax, les valeurs mesurées pour les plus forts rapports C/N ne sont pas en cohérence avec la tendance à la décroissance avec la pression, montrée pour les valeurs plus faibles (Figure 5). On observe aussi de très fortes différences de valeurs de la métrique PTUsS\_OL pour des valeurs intermédiaires d'azote, quelle que soit sa forme (Figure 6). Ainsi, l'analyse graphique des figures suivantes montre que la relation la plus intéressante serait observée entre la teneur en matière organique des sédiments et les tubificinae.



**Figure 5** – Relations entre les valeurs de métriques Richesse Spécifique (RS) et Hmax et les rapports carbone/azote total (C.Nt) ou Azote organique (C.No) des sédiments.

Une étape de la sélection de métrique consiste ensuite à analyser la cohérence de la tendance observée avec le sens de variation attendu compte tenu de notre expertise sur l'écologie des espèces rencontrées.

Il apparaît alors que malgré des corrélations supérieures à 0.5, la métrique PTUsS\_OL diminue avec l'enrichissement en nutriment et en matières organiques des sédiments (Figure 6). Les tubificinae sans soies regroupant des espèces plutôt résistantes, la réponse observée n'est pas écologiquement interprétable. Ainsi, soit la tendance observée ne reflète pas la tendance réelle, soit la métrique ne répond pas à l'enrichissement en nutriment et en matières organiques.



**Figure 6** – Relations entre les teneurs des sédiments en matière organique (MO), phosphore total (Pt), azote Kjeldahl (Nkj), azote organique (No) et azote total (Nt)] et les valeurs de la métrique « pourcentage de Tubificinae sans soies par rapport à l'ensemble des oligochètes » (PTUsS\_OL)

## 5. Conclusion

Ce travail avait pour objectif le développement d'une méthode de bioindication basée sur la macrofaune benthique, conforme aux exigences de la DCE et adaptée aux lagunes oligohalines. Les listes faunistiques établies dans cette étude mettent en évidence l'origine dulçaquicole de la majorité des organismes récoltés et montrent que les peuplements macrobenthiques sont composés en grande majorité d'oligochètes, de diptères et de crustacés.

Avec les niveaux de détermination des individus adoptés dans cette étude, aucun taxon réellement bioindicateur n'a été relevé, la majorité d'entre eux étant eurytopes.

Quelques taxons identifiés comme indicateurs de bon état ont été collectés mais leur faible occurrence et/ou effectif ne permettent pas de conclure sur un état de qualité des milieux. C'est le cas des Éphéméroptères, des Trichoptères et des Coléoptères collectés sur la lagune de Crey qui font l'originalité de cette lagune par rapport aux autres. Leur présence dans cette lagune pourrait être liée à la couverture de macrophytes observée au fond de cette lagune (Arocena 2007, Mistri et al. 2000). Il n'est cependant pas possible d'aller beaucoup plus loin dans l'interprétation car cette lagune ne se distingue pas des autres lagunes proches (Charnier et Scamandre) du point de vue de la nature du substrat et des pressions du bassin versant.

En première analyse, l'abondance des oligochètes sur Bolmon et Scamandre suggérait la possibilité d'une utilisation de ce taxon en bioindication ; l'analyse des métriques dérivées de ce taxon (tubificinae sans soies et avec soies), n'a pas permis de confirmer cette tendance et ne donne pas des résultats probants. La tendance observée sur le pourcentage de tubificinae sans soies est plutôt bonne d'un point de vue statistique mais est contraire à ce qui est attendu (Lafont 1989). Notons que cette dernière métrique semble particulièrement sensible aux pressions sur les retenues et les plans d'eau naturels ce qui rend nos résultats difficilement interprétables.

Nous avons montré qu'une série de métriques ayant été déjà utilisées et/ou proposées en bioindication sur divers milieux sont calculables à partir des compositions des peuplements macrobenthiques observées sur les lagunes échantillonnées. Ce résultat est donc encourageant car il laisse envisager la possibilité de poursuivre des tests sur des jeux de données plus importants.

Néanmoins, sur toutes les relations testées entre les métriques et les pressions, la richesse spécifique et Hmax ont montré une tendance évolutive cohérente avec l'intensité des pressions de type eutrophisation mais la distribution des points suggère toute la prudence. Des corrélations plus fortes à la pression sont mesurées avec la métrique PTUss\_OL mais la tendance observée n'est pas écologiquement interprétable. D'autres métriques basées sur les traits d'histoire de vie des espèces pourraient être utilisées pour rendre compte de l'état des milieux. Elles sont basées par exemple sur la durée du cycle de vie, la stratégie de dispersion (active ou passive, aquatique ou terrestre), les techniques de respiration etc...(Tachet et al. 1980). Néanmoins, ces fonctions ne sont pas toujours bien identifiées pour l'ensemble des taxa rencontrés en milieux lacustres.

Ces premiers résultats sont à analyser en regard de la variabilité environnementale des systèmes étudiés. En effet, les macroinvertébrés benthiques sont connus pour être sensibles à différents paramètres intrinsèques des systèmes lagunaires comme la salinité (Cognetti and Maltagliati 2000) et la composition et la granulométrie du sédiment (Reizopoulou and Nicolaidou 2004) que nous avons été contraints de considérer comme homogène dans l'analyse des relations pressions/impacts tout en sachant que ce n'est pas réellement le cas. De même, la surface (Sabetta et al. 2007) ainsi que l'hydrologie (Barbone and Basset 2010) de ces milieux très variables ici, sont connues pour être des sources de variabilité dans la composition et la richesse de la macrofaune benthique.

Par conséquent, pour analyser plus rigoureusement la réponse des communautés aux pressions, il faudrait pouvoir disposer d'un jeu de données plus conséquent et tenir compte de cette variabilité naturelle due à l'environnement. En d'autre terme, notre approche contrainte par la disponibilité des milieux et des données, semble trop simplificatrice pour mettre en évidence des relations fortes entre les structures des peuplements et les pressions physico-chimiques étudiées.

Par ailleurs, compte tenu des différences observées dans les compositions des peuplements analysés en 2010 et en 2011, il faudrait *a minima* étudier la stabilité temporelle de ces peuplements et/ou de mieux appréhender leur réponse à la gestion hydraulique et aux variations de salinité par une étude écosystémique.

Une autre difficulté de ce travail réside dans le fait qu'aucune des lagunes étudiées n'est considérée comme référence ; cela augmente la difficulté de faire la part des choses entre l'effet des variables naturelles et celui des variables anthropiques sur les peuplements.

Compte tenu de la forte variabilité naturelle des peuplements mise en évidence sur les milieux de transition (Barbone et al. 2012) on peut aussi s'interroger sur la représentativité des échantillons analysés par rapport à la diversité des peuplements. Cette remarque est soutenue par des difficultés comparables rencontrées dans la construction de relations pressions/impacts à partir des peuplements des zones centrales profondes des retenues et des lacs naturels français malgré l'utilisation de jeux de données beaucoup plus importants et une bonne caractérisation des pressions (Gevrey, communication personnelle).

Enfin, on peut s'interroger sur la pertinence d'un investissement fort dans la mise au point d'un diagnostic basé sur les peuplements d'invertébrés pour rendre compte d'une altération d'ordre trophique qui apparaît généralement de manière assez simple sur le compartiment phytoplancton ? Cette question est très clairement posée sur les lacs naturels par exemple, dans le contexte de la mise en œuvre de la DCE et dans un souci d'économie de moyens et de complémentarité des indicateurs. Cela a été évoqué notamment lors de la conférence de clôture du projet européen WISER dont les présentations sont accessibles sur le site suivant (<http://www.wiser.eu/meetings-and-events/final-conference/>).

Avec des échéances moins contraignantes, ne serait-il pas plus pertinent de s'orienter vers des prélèvements d'invertébrés en zones littorales ? En l'absence ou en complément des indicateurs basés sur les macrophytes, les communautés observées dans ces zones pourraient permettre d'établir un diagnostic d'état lié à l'altération de la qualité physico-chimique mais aussi et surtout à l'altération de l'hydromorphologie des lagunes ? En effet, de nombreuses études des communautés d'invertébrés prélevées à proximité des berges de lacs situés dans des environnements très différents (Suède, Allemagne, Etats-Unis...) ont montré une réponse de certains taxa à la qualité de l'habitat (Brauns et al. 2007, Harman 1972, Stendera and Johnson 2008). Cela permettrait également, comme l'ont testé nos collègues de Slovénie sur les lacs naturels alpins, de considérer les points de prélèvement comme des sites d'observation avec leur propres caractéristiques environnementales et d'obtenir ainsi de nombreux couples de données autorisant des approches statistiques plus robustes.

Une autre piste à explorer et qui nécessitera des acquisitions de données complémentaires consiste à tester la réponse des invertébrés à d'autres types de pollutions chimiques. On peut en effet penser que ces organismes apportent une réponse originale sur la qualité des sédiments et sur les molécules qu'ils accumulent là où les autres indicateurs ne sont pas pertinents ; Certains oligochètes et d'autres taxa sont bien connus pour répondre aux métaux lourds, à l'acidité, aux hydrocarbures (Colas et al. 2011, Lafont 1989, Lafont, Grapentine, Rochfort, Marsalek, Tixier and Breil 2007).

## 6. Glossaire

**Dulçaquicole** : se dit d'un organisme vivant en eau douce

**Euhalin** : désigne un biotope d'eaux saumâtres dont la salinité est supérieure à 30p. 1000

**Eurytope**: organisme capable de vivre dans des milieux marqués par une importante amplitude de variation de ses facteurs écologiques abiotiques (Ramade 1993)

**Mésologique** : en lien avec l'environnement

**Mésohalin** : désigne un biotope d'eaux saumâtres dont la salinité est comprise entre 5 et 15p. 1000

**Oligohalin** : désigne un biotope d'eaux saumâtres dont la salinité est comprise entre 0 et 5p. 1000

**Polyhaline** : désigne un biotope d'eaux saumâtres dont la salinité est comprise entre 15 et 30p. 1000

## 7. Bibliographie

- AFNOR 2009 - Qualité de l'eau - Prélèvement des macro-invertébrés aquatiques en rivières peu profondes. *Norme XP T90-333*.
- Alatalo R.V. 1981 - Problems in the measurement of evenness in ecology. *Oikos*, 37(2): 199-204.
- Amanieu M., Guélorget O. & Michel P. 1977 - Richesse et diversité de la macrofaune benthique de la lagune littorale méditerranéenne de Prévost. *Vie & Milieu*, XXVII, 1, ser. B: 85-109.
- Arocena R. 2007 - Effects of submerged aquatic vegetation on macrozoobenthos in a coastal lagoon of the Southwestern Atlantic. *International Review of Hydrobiology*, 92(1): 33-47.
- Barbone E. & Basset A. 2010 - Hydrological constraints to macrobenthic fauna biodiversity in transitional waters ecosystems. *Rendiconti Lincei*, 21(4): 301-314.
- Barbone E., Rosati I., Reizopoulou S. & Basset A. 2012 - Linking classification boundaries to sources of natural variability in transitional waters: A case study of benthic macroinvertebrates. *Ecological Indicators*, 12(1): 105-122.
- Battut J. 2010 - Définition d'une base de données "Pressions" sur les lagunes méditerranéennes et relation avec les indicateurs de qualité de la Directive Cadre sur l'Eau. *Rapport Master 2, Université Montpellier 2*, 65p.
- Beisel J.N., Usseglio-Polatera P., Bachmann V. & Moreteau J.C. 2003 - A comparative analysis of evenness index sensitivity. *International Review of Hydrobiology*, 88(1): 3-15.
- Borja A., Franco J. & Pérez V. 2000 - A marine Biotic Index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Mar Pollut Bull*, 40(12): 1100-1114.
- Borja A., Mader J., Muxika I., Rodríguez J.G. & Bald J. 2008 - Using M-AMBI in assessing benthic quality within the Water Framework Directive: Some remarks and recommendations. *Mar Pollut Bull*, 56(7): 1377-1379.
- Brauns M., Garcia X.F., Walz N. & Pusch M.T. 2007 - Effects of human shoreline development on littoral macroinvertebrates in lowland lakes. *Journal of Applied Ecology*, 44: 1138-1144.
- Camargo J.A. 1992 - New diversity index for assessing structural alterations in aquatic communities. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 48(3): 428-434.
- Cognetti G. & Maltagliati F. 2000 - Biodiversity and adaptive mechanisms in brackish water fauna. *Marine Pollution Bulletin*, 40(1): 7-14.
- Colas F., Archaimbault V. & Devin S. 2011 - Scale-dependency of macroinvertebrate communities: Responses to contaminated sediments within run-of-river dams. *Sci. Total Environ.*, 409(7): 1336-1343.
- Créocéan. 2000 - Mise à jour d'indicateurs du niveau d'eutrophisation des milieux lagunaires méditerranéens.
- Créocéan. 2008 - Vérification et ajustement (si nécessaire) de la typologie des eaux de transition (lagunes méditerranéennes) du bassin Rhône Méditerranée et Corse dans le cadre de la DCE. . 298P.
- Créocéan. 2010 - Directive Cadre sur l'Eau : Eaux de transitions, évaluation de la qualité écologique de la macrofaune benthique. Suivi des lagunes méditerranéennes en région Languedoc-Roussillon et PACA, campagne 2009. 124P.
- Faessel B., Roger M.C. & Cazin B. 1993 - Incidence de rejets ponctuels et diffus sur les communautés d'invertébrés benthiques d'un cours d'eau du Beaujolais : l'Ardières. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 29(03): 307-323.
- Gallardo B., Gascón S., Quintana X. & Comín F.-A. 2011 - How to choose a biodiversity indicator – Redundancy and complementarity of biodiversity metrics in a freshwater ecosystem. *Ecol. Indicators*, 11(5): 1177-1184.
- García-Criado F., Becares E., Fernández-Alaiz C. & Fernández-Alaiz M. 2005 - Plant-associated invertebrates and ecological quality in some Mediterranean shallow lakes: implications for the application of the EC Water Framework Directive. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 15(1): 31-50.
- García-Criado F. & Trigo C. 2005 - Comparison of several techniques for sampling macroinvertebrates in different habitats of a North Iberian pond. *Hydrobiologia*, 545: 103-115.
- Giordano L., Provost C., Gevrey M. & Argillier C. 2010 - Adaptation du protocole lagunaire aux lagunes oligo-halines: Préconisation en terme d'échantillonnage (rapport d'avancement). 23P.
- Grant I., F. & Hily C. 2003 - Echantillonnage quantitatif des biocénoses subtidales des fonds meubles. *Ifremer, Fiche technique REBENT n1*.
- Harman W. 1972 - Benthic substrates : their effect on freshwater mollusca. *Ecology*, 53(2): 271-277

- Heip C. 1974 - A New Index Measuring Evenness. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 54(03): 555-557.
- Hering D., Bohmer J., Haase P. & Schaumburg J. 2004 - New methods for assessing freshwaters in Germany. *Limnologica*, 34(4): 281-282.
- Hering D., Feld C.K., Moog O. & Ofenbock T. 2006 - Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia*, 566: 311-324.
- Hering D., Moog O., Sandin L. & Verdonschot P. 2004 - Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia*, 516(1): 1-20.
- Hill M.O. 1973 - Diversity and evenness : a unifying notation and its consequences. *Ecology Letters*, 54: 427-432.
- Hurlbert S.H. 1971 - The nonconcept of species diversity: A critique and alternative parameters. *Ecology*, 52(4): 577-586.
- IFREMER. 2005 - Fiche technique - Contrôle de surveillance des lagunes méditerranéennes - Indicateur invertébrés. 8p.
- Lafont M. 1989 - Contribution à la gestion des eaux continentales : utilisation des oligochètes comme descripteurs de l'état biologique et du degré de pollution des eaux et des sédiments. *Thèse d'état, Université Claude Bernard Lyon 1*, 286p.
- Lafont M., Grapentine L., Rochfort Q., Marsalek J., Tixier G. & Breil P. 2007 - Bioassessment of wet-weather pollution impacts on fine sediments in urban waters by benthic indices and the sediment quality triad. *Water Science and Technology*, 56(9): 13-20.
- Lento J., Dillon P.J., Somers K.M. & Reid R.A. 2008 - Changes in littoral benthic macroinvertebrate communities in relation to water chemistry in 17 Precambrian Shield lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65(5): 906-918.
- Margalef R. 1958 - Information theory in ecology. *General Systems: Yearbook of the International Society for the Systems Sciences*, 3: 36-71.
- Mazzella L., De Bortoli J. & Argillier C. 2009 - Note technique : Protocole d'échantillonnage des invertébrés benthiques adapté aux plans d'eau naturels profonds. 6.
- McIntosh R.P. 1967 - An index of diversity and the relation of certain concepts to diversity. *Ecology*, 48(3): 392-404.
- Mistri M., Fano E.A., Rossi G., Caselli K. & Rossi R. 2000 - Variability in acrobenthos communities in the Valli di Comacchio, Northern Italy, a hypereutrophized lagoonal ecosystem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51(5): 599-611.
- Mistri M., Ghion F., Modugno S. & Rossi R. 2002 - Response of macrobenthic communities to an hydraulic intervention in an enclosed lagoon (Valle di Gorino, northern Italy). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 82(5): 771-778.
- Moss B., Stephen D., Alvarez C., Becares E., Van de Bund W., Collings S.E., Van Donk E., De Eyto E., Feldmann T., Fernandez-Alaez C., Fernandez-Alaez M., Franken R.J.M., Garcia-Criado F., Gross E.M., Gyllstrom M., Hansson L.A., Irvine K., Jarvalt A., Jensen J.P., Jeppesen E., Kairesalo T., Kornijow R., Krause T., Kunnap H., Laas A., Lille E., Lorens B., Luup H., Miracle M.R., Noges P., Noges T., Nykanen M., Ott I., Peczula W., Peeters E., Phillips G., Romo S., Russell V., Salujoe J., Scheffer M., Siewertsen K., Smal H., Tesch C., Timm H., Tuvikene L., Tonno I., Virro T., Vicente E. & Wilson D. 2003 - The determination of ecological status in shallow lakes - a tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 13(6): 507-549.
- Mouthon J. 1993 - Un indice biologique lacustre basé sur l'examen des peuplements de mollusques. *Bulletin Français de Pêche et de Pisciculture*, 331: 397-406.
- Nicholas W.L. & Stewart A. 1984 - *Criconemella avicenniae* n.sp. (Nematoda: Criconematidae) and *Enchodelus coomansi* n. sp. (Nematoda: Nordiidae) associated with the roots of the mangrove *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. *Nematologica*, 30(4): 429-436.
- Pielou E.C. 1969 - An Introduction to Mathematical Ecology. *Wiley-Interscience. New York*. 286p.
- Ramade F. 1993 - Dictionnaire encyclopédique de l'écologie. *Ediscience international. Paris*. 730p.
- Reizopoulou S. & Nicolaidou A. 2004 - Benthic diversity of coastal brackish-water lagoons in western Greece. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 14(S1): S93-S102.
- Reizopoulou S. & Nicolaidou A. 2007 - Index of size distribution (ISD): a method of quality assessment for coastal lagoons. *Hydrobiologia*, 577: 141-149.
- Rossaro B., Marziali L., Cardoso A.C., Solimini A., Free G. & Giacchini R. 2007 - A biotic index using benthic macroinvertebrates for Italian lakes. *Ecological Indicators*, 7(2): 412-429.
- Sabetta L., Barbone E., Giardino A., Galuppo N. & Basset A. 2007 - Species-area patterns of benthic macro-invertebrates in Italian lagoons, *Hydrobiologia*, 577(1), 127-139.
- Shannon C.E. & Weaver W. 1949 - The mathematical theory of communication. *The university of Illinois Press*.
- Simpson E.H. 1949 - Measurement of diversity. *Nature*, 163(4148): 688.



- Smith B. & Wilson J.B. 1996 - A consumer's guide to evenness indices. *Oikos*, 76(1): 70-82.
- Solimini A.G., Bazzanti M., Ruggiero A. & Carchini G. 2008 - Developing a multimetric index of ecological integrity based on macroinvertebrates of mountain ponds in central Italy. *Hydrobiologia*, 597: 109-123.
- Stendera S. & Johnson R.K. 2008 - Habitat-specific stability and persistence of benthic invertebrate communities in boreal lakes. *Fundamental and Applied Limnology*, 171(4): 311-322.
- Tachet H., Bournaud M. & Richoux P. 1980 - Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces (systématique élémentaire et aperçu écologique). *Université Lyon 1, Association française de Limnologie*, 151p.
- Teske P.R. & Wooldridge T.H. 2003 - What limits the distribution of subtidal macrobenthos in permanently open and temporarily open/closed South African estuaries? Salinity vs. sediment particle size. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57(1-2): 225-238.
- Trigal C., Garcia-Criado F. & Fernandez-Alaez C. 2006 - Among-habitat and temporal variability of selected macroinvertebrate based metrics in a Mediterranean shallow lake (NW Spain). *Hydrobiologia*, 563: 371-384.
- Verneaux V., Verneaux J., Schmitt A., Lovy C. & Lambert J.C. 2004 - The Lake Biotic Index (LBI): an applied method for assessing the biological quality of lakes using macrobenthos; the Lake Chalain (French Jura) as an example. *Annales de limnologie*, 40(1): 1-9.
- Wiederholm T. 1980 - Use of benthos in lake monitoring. *Journal Water Pollution Control Federation*, 52(3): 537-547.

## 8. Table des illustrations

Figure 1 - Localisation des lagunes méditerranéennes étudiées.....	10
Figure 2 - Variabilité de la composition du substrat des 6 lagunes sur le plan factoriel de l'analyse en composantes principales réalisée sur les paramètres physiques analysés. a) Histogramme des valeurs propres correspondant au pourcentage de la variabilité totale expliquée par chaque axe, b) Représentation de la position des stations sur le plan factoriel F1xF2 (deux premiers axes). .....	16
Figure 3 - Stratégie d'échantillonnage des milieux lagunaires préconisée par Ifremer.....	17
Figure 4 - Abondance en densité au 0.1m <sup>2</sup> (axe de gauche) et richesse taxonomique (axe de droite) du cortège faunistique récolté sur les milieux lagunaires oligohalins.....	19
Figure 5 – Relations entre les valeurs de métriques Richesse Spécifique (RS) et Hmax et les rapports carbone/azote total (C.Nt) ou Azote organique (C.No) des sédiments.....	26
Figure 6 – Relations entre les teneurs des sédiments en matière organique (MO), phosphore total (Pt), azote Kjeldahl (Nkj), azote organique (No) et azote total (Nt)] et les valeurs de la métrique « pourcentage de Tubificinae sans soies par rapport à l'ensemble des oligochètes » (PTUsS_OL)....	27
Tableau 1 - Localisation et caractéristiques environnementales des 6 lagunes étudiées .....	9
Tableau 2 – Paramètres chimiques analysés .....	11
Tableau 3 – Forces motrices et pressions utilisées pour tester la réponse des métriques .....	12
Tableau 4 – Valeurs des paramètres chimiques analysés aux printemps 2010 et 2011. ....	13
Tableau 5 – Pourcentage du peuplement représenté par les individus des différents groupes faunistiques collectés sur l'ensemble des milieux lagunaires oligohalins étudiés.....	19
Tableau 6 – Liste non exhaustive des métriques de richesse et diversité proposées adaptés à ce type de systèmes.....	22
Tableau 7 – Liste non exhaustive des métriques d'équitabilité testées.....	23
Tableau 8 – Liste non exhaustive des métriques de Composition/Abondance adaptés à ce type de systèmes. Les métriques en italique ne seront pas retenues dans les analyses de corrélation à la pression .....	23

## 9. Annexes

### 9.1. Annexe 1 : Composition de la macrofaune benthique des lagunes

Groupe Faunistique	Famille	Taxa	Bolmon	Charnier	Crey	Scamandre	Grande Palun	Grand Bagnas
Hirudinea	Piscicolidae	<i>Piscicola geometra</i>	0	0	3	0	0	0
Oligochaeta	Enchytraeidae	<i>Enchytraeidae</i>	0	1	0	1	0	0
Oligochaeta	Naididae	<i>Chaetogaster</i>	0	0	1	0	0	0
Oligochaeta	Naididae	<i>Dero digitata</i>	0	5	0	1	0	0
Oligochaeta	Naididae	<i>Nais communis</i>	0	0	7	0	0	0
Oligochaeta	Naididae	<i>Nais simplex</i>	0	0	0	6	0	0
Oligochaeta	Naididae	<i>Paranais frici</i>	0	0	0	0	0	3
Oligochaeta	Naididae	<i>Paranais litoralis</i>	7864	0	0	0	0	5
Oligochaeta	Naididae	<i>Specaria josinae</i>	540	0	0	7	0	0
Oligochaeta	Naididae	<i>Rhyacodrilus</i>	0	0	0	1	0	0
Oligochaeta	Naididae	<i>Limnodrilus</i>	0	2	0	92	0	0
Oligochaeta	Naididae	<i>claparedeanus</i>	0	10	0	1061	1	0
Oligochaeta	Naididae	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	0	0	0	165	14	0
Oligochaeta	Naididae	<i>Limnodrilus profundicola</i>	0	0	0	0	0	0
Oligochaeta	Naididae	<i>Tubificinae avec soies capillaires</i>	10	28	48	375	1	0
Oligochaeta	Naididae	<i>Tubificinae sans soies capillaires</i>	312	67	4	7575	272	12
Oligochaeta	Naididae	<i>Potamothrix bedoti</i>	0	0	0	69	0	0
Oligochaeta	Naididae	<i>Potamothrix heuseri</i>	0	15	35	45	0	0
Oligochaeta	Lumbriculidae	<i>Bichaeta sanguinae</i>	99	0	0	0	0	0
Oligochaeta	Lumbriculidae	<i>Stylodrilus heringiatus</i>	0	0	0	1	0	0
Polychaeta	Nereidae	<i>Hediste diversicolor</i>	1	0	0	1	0	0
Polychaeta	Nereidae	<i>Nereidae</i>	75	0	0	0	862	553
Polychaeta	Spionidae	<i>Spionidae</i>	0	0	0	0	0	41
Crustacea	Corophiidae	<i>Corophium</i>	0	0	0	0	553	47
Crustacea	Gammaridae	<i>Gammarus</i>	1	3	56	0	3	200
Crustacea	Gammaridae	<i>Gammarus lacustris</i>	9	0	0	0	0	0
Crustacea	Talitridae	<i>Talitridae</i>	0	0	0	0	1	0
Crustacea	Talitridae	<i>Orchestia</i>	4	0	0	1	0	0
Crustacea	Atyidae	<i>Atyaephyra desmarestii?</i>	0	10	0	0	0	0
Crustacea	Atyidae	<i>Atyidae</i>	0	0	4	0	0	0
Crustacea	Sphaeromatidae	<i>Sphaeromona hookeri</i>	0	1	108	0	0	367
Crustacea	Mysidae	<i>Mesopodopsis slabberi</i>	1	0	0	0	0	0
Crustacea	Mysidae	<i>Neomysis integer</i>	0	0	0	27	5	0
Crustacea	Mysidae	<i>Mysidae</i>	0	1	0	0	0	2
Coleoptera	Dytiscidae	<i>Eretes</i>	0	1	0	0	0	0
Diptera	Ceratopogonidae	<i>Ceratopogoninae</i>	0	1	1	0	0	0
Diptera	Chironomidae	<i>Chironomus gr. plumosus</i>	0	19	0	108	0	0
Diptera	Chironomidae	<i>Chironomus gr. thummi</i>	9	2	5	0	0	1
Diptera	Chironomidae	<i>Chironomini</i>	548	70	586	32	18	487
Diptera	Chironomidae	<i>Tanytarsini</i>	3	0	271	14	59	0
Diptera	Chironomidae	<i>Corynoneura</i>	0	0	687	5	0	0
Diptera	Chironomidae	<i>Orthocladiinae</i>	14	0	460	4	0	13
Diptera	Chironomidae	<i>Tanypodinae</i>	0	5	31	98	0	10

Diptera	Empididae	<i>Clinocerinae</i>	0	0	0	0	0	1
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Baetis</i>	0	0	1	0	0	0
Ephemeroptera	Caenidae	<i>Caenis</i>	0	0	3	0	0	0
Hemiptera	Corixidae	<i>Arctocorisa</i>	0	0	1	0	0	0
Hemiptera	Corixidae	<i>Corixa</i>	0	0	1	0	0	0
Hemiptera	Corixidae	<i>Micronecta</i>	0	0	5	0	0	0
Heteroptera	Pleidae	<i>Plea</i>	0	0	0	0	0	1
Lepidoptera	Crambidae	<i>Acentria</i>	0	0	2	0	0	43
Odonata	Coenagrionidae	<i>Coenagrion</i>	0	0	18	1	0	6
Odonata	Coenagrionidae	<i>Coenagrionidae</i>	0	0	2	0	0	0
Trichoptera	Ecnomidae	<i>Ecnomus tenellus</i>	0	0	15	0	0	0
Hydracarina		<i>Hydracariens</i>	0	1	0	0	0	0
Bivalvia	Corbiculidae	<i>Corbicula</i>	0	0	0	0	1	0
Bivalvia	Dreissenidae	<i>Dreissena polymorpha</i>	0	0	1	0	0	0
Gasteropoda	Acroloxidae	<i>Acroloxus</i>	0	0	1	0	0	0
Gasteropoda	Physidae	<i>Physa</i>	0	0	3	0	0	0
Gasteropoda	Planorbidae	<i>Gyraulus ou Menetus</i>	0	0	15	0	0	0
Gastropoda	Hydrobiidae	<i>Hydrobia</i>	0	0	0	0	0	21
Nemathelminthes		<i>Nematodes</i>	4	0	1	5	5048	0
Nemertiens	Tetrastemmatidae	<i>Prostoma graciense</i>	0	0	3	8	0	0
<b>Effectif total (0.81m<sup>2</sup>)</b>			9494	242	2379	9703	6833	1813

## 9.2. Annexe 2 : Niveaux d'habitabilité des substrats d'après la norme AFNOR

Nature du Substrat	Substrat (Sandre)	SANDRE	Habitabilité
Bryophytes	Bryophytes	S1	11
Spermaphytes immergés	Hydrophytes	S2	10
Déchets organiques grossiers (litières)	Litières	S3	9
Chevelus racinaires, supports ligneux	Branchage, racines	S28	8
Sédiments minéraux de grande taille (pierres, galets) (25 à 250 mm)	Pierres, galets	S24	7
Blocs (> 250 mm) inclus dans une matrice d'éléments minéraux de grande taille (25 à 250 mm)	Blocs	S30	6
Granulats grossiers (gravier) (2,5 à 25 mm).	Granulats	S9	5
Spermaphytes émergents de strate basses	Helophytes	S10	4
Vases : Sédiments fins (< 0,1 mm) avec déchets organiques fins	Vases	S11	3
Sables et limons (< 2 mm)	Sables, limons	S25	2
Algues	Algues	S18	1
Surfaces uniformes dures naturelles et artificielles (roches, dalles, marnes et argiles compactes)	Dalles, argiles	S29	0

## 10. Remerciements

De nombreuses personnes nous ont aidés au cours de cette étude, que ce soit dans la préparation des campagnes de prélèvements ou dans leur réalisation sur sites.

Ainsi, nous tenons à remercier Sibojai et plus particulièrement Luc Brun et son collègue Eric, qui nous ont accompagné sur la lagune de Bolmon, Claire Tetrel et toute son équipe du Syndicat Mixte de Gestion du Domaine de la Palissade, le Centre de découverte du Scamandre, notamment Cécile Mundler et Clarisse Brochier, et toute l'équipe de gestion du Grand Bagnas.

Outre le financement par l'Onema, cette étude a reçu le soutien financier de l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée & Corse pour la détermination des taxa et la réalisation des analyses physico-chimiques.



Onema

Hall C – Le Nadar  
5, square Félix  
Nadar  
94300 Vincennes

01 45 14 36 00

[www.onema.fr](http://www.onema.fr)

Agence de l'eau  
Rhône-Méditerranée  
et Corse

Immeuble Le Mondial  
219 Rue Le Titien  
CS59549  
34961 Montpellier  
Cedex 2

04 72 71 26 00

[www.eaurmc.fr](http://www.eaurmc.fr)

Irstea  
Centre d'Aix en Provence

3275 Route de Cézanne  
CS 40061  
13182 Aix-en-Provence  
Cedex 5

04 42 66 99 10

[www.irstea.fr/aix-en-provence](http://www.irstea.fr/aix-en-provence)

Ifremer  
Laboratoire  
Environnement  
Ressources  
en Languedoc-  
Roussillon - LERLR  
Pôle "Mer et Lagunes"  
Bd Jean Monnet  
BP 171  
34203 Sète Cedex

04 99 57 32 77

[www.lfremer.fr/lerlr](http://www.lfremer.fr/lerlr)