

## MÉMOIRE DE MISSION DE FIN D'ÉTUDES

**Recherche, compilation et synthèse de données relatives  
aux actions de restauration de milieux lagunaires**



L'étang de Berre. Photo : Claire Gadouillet

**GADOULLET Claire**  
cperrin@engref.fr

voie d'approfondissement  
« Gestion de l'Eau »

septembre 2010

AgroParisTech-ENGREF  
Centre de Montpellier  
648 rue Jean-François Breton  
BP 44494  
34093 Montpellier cedex 5  
Tél. : 01.44.90.88.60

GIPREB  
Cours Mirabeau  
13130 Berre-l'Etang  
Tél. : 04 42 74 15 51

## Remerciements

Je tiens à remercier vivement Philippe Picon, directeur du GIPREB, d'avoir bien voulu me proposer ce stage de fin d'études passionnant au Groupement d'intérêt public pour la réhabilitation de l'étang de Berre, et d'en avoir été un tuteur très agréable et bienveillant. Un grand merci également à toute l'équipe du GIPREB pour son accueil chaleureux. Je remercie tout particulièrement Raphaël Grisel de m'avoir accordé une place dans son bureau, Élisabeth Le Corre pour les nombreux trajets en co-voiturage et Guillaume Bernard pour l'aide et les conseils qu'il m'a apportés. L'équipe du GIPREB a contribué significativement à rendre ce stage très appréciable pour moi.

James Aronson, chercheur au Centre d'Écologie Fonctionnelle et Évolutive du CNRS de Montpellier, et son stagiaire Florian Claeys, élève de l'École Normale Supérieure de Paris, m'ont apporté leur éclairage intéressant et ont ainsi enrichi mon travail sur la restauration des milieux lagunaires. Je les en remercie beaucoup.

Au cours de ma recherche de données sur la restauration des lagunes, de nombreuses personnes m'ont apporté leur aide et leurs connaissances. Leur nombre est trop important pour que je les cite toutes ici mais elles sont mentionnées en bibliographie (cf. personnes-ressources). Certaines m'ont reçue et m'ont aimablement accordé de leur temps, d'autres ont pris la peine de répondre au téléphone ou par courrier électronique à mes nombreuses questions. Qu'elles en soient ici remerciées.

Mauro Lenzi, du Laboratorio di Ecologia Lagunare e Acquacoltura à Orbetello, nous a réservé un accueil extrêmement chaleureux et a organisé une visite très intéressante lorsque Philippe Picon et moi sommes venus sur place. Nous lui en sommes très reconnaissants. De même, Luis Balaguer, de la Faculté de Biologie de l'Universidad Complutense de Madrid, a permis à Guillaume Bernard, James Aronson, Florian Claeys et moi-même, de découvrir sur le terrain la restauration écologique mise en œuvre à l'Albufera de Valencia et nous l'en remercions beaucoup.

Enfin, je souhaite remercier ici Flavie Cernesson, qui a été mon tuteur de stage pour le compte de l'ENGREF, et plus généralement l'équipe enseignante de l'ENGREF, à Paris et dans la Voie d'Approfondissement « Gestion de l'Eau » à Montpellier, pour la qualité de l'enseignement reçu au cours de ces deux années de cursus d'Ingénieur du Génie Rural, des Eaux et des Forêts.

# Sommaire

LISTE DES ABRÉVIATIONS.....	p. 5
INTRODUCTION.....	p. 8
<b>I PRÉSENTATION DU CONTEXTE ET DE LA MISSION.....</b>	<b>p. 9</b>
<b>1. L'étang de Berre : dates et faits marquants.....</b>	<b>p. 9</b>
<b>2. Le GIPREB : ses missions et activités.....</b>	<b>p. 14</b>
a) <u>Création et missions</u> .....	p. 14
b) <u>Organisation</u> .....	p. 14
c) <u>Les activités du GIPREB</u> .....	p. 15
❖ <i>Suivi scientifique et acquisition de connaissances</i> .....	p. 15
❖ <i>Réhabilitation et prospective</i> .....	p. 15
❖ <i>Contrat d'étang</i> .....	p. 16
❖ <i>Communication et concertation</i> .....	p. 17
d) <u>Conclusion</u> .....	p. 17
<b>3. Mission de fin d'études au GIPREB.....</b>	<b>p. 17</b>
a) <u>L'ENGREF et la mission de fin d'études</u> .....	p. 17
b) <u>Présentation de la mission</u> .....	p. 18
c) <u>Méthode de travail</u> .....	p. 18
d) <u>Déroulement de la mission</u> .....	p. 19
e) <u>Conclusion</u> .....	p. 20
<b>II LA RESTAURATION DES MILIEUX LAGUNAIRES.....</b>	<b>p. 21</b>
<b>1. Recherche, compilation et synthèse des données relatives aux actions de restauration de milieux lagunaires.....</b>	<b>p. 21</b>
<b>2. Présentation de l'ensemble des données.....</b>	<b>p. 21</b>
a) <u>Définitions</u> .....	p. 21
b) <u>Description de l'ensemble des données</u> .....	p. 22
c) <u>Les données récoltées</u> .....	p. 22
<b>3. Un échantillon d'exemples variés.....</b>	<b>p. 25</b>
a) <u>Diversité géographique</u> .....	p. 25
b) <u>Diversité morphologique</u> .....	p. 27
<b>4. Les différents types de dégradation rencontrés.....</b>	<b>p. 27</b>
a) <u>L'eutrophisation</u> .....	p. 29
b) <u>Les dégradations générales</u> .....	p. 35
c) <u>Les dégradations spécifiques</u> .....	p. 37
<b>5. La restauration des milieux lagunaires.....</b>	<b>p. 40</b>
a) <u>Différents degrés d'avancement</u> .....	p. 40
b) <u>La démarche de restauration écologique</u> .....	p. 41

c) <u>Les techniques de restauration</u> .....	p. 44
❖ <i>La réduction des apports polluants</i> .....	p. 44
❖ <i>L'augmentation de la circulation de l'eau</i> .....	p. 46
❖ <i>La transplantation de phanérogames</i> .....	p. 49
❖ <i>Quelques autres techniques de restauration des milieux lagunaires : agir sur les sédiments</i> .....	p. 61
❖ <i>Quelques autres techniques de restauration des milieux lagunaires : « reconstruction » d'un milieu très dégradé</i> .....	p. 62
❖ <i>Quelques autres techniques de restauration des milieux lagunaires : ramassage des macro algues</i> .....	p. 63
❖ <i>Quelques autres techniques de restauration des milieux lagunaires : agir sur la chaîne trophique</i> .....	p. 64
d) <u>Évaluation des résultats de la restauration</u> .....	p. 65
e) <u>Conclusion sur les techniques de restauration des milieux lagunaires</u> .....	p. 67
<b>6. Au-delà des aspects techniques</b> .....	p. 68
a) <u>Gouvernance et milieux lagunaires</u> .....	p. 68
b) <u>Autour de la restauration des milieux lagunaires, des enjeux socio-économiques</u> .....	p. 70
c) <u>Communication et participation du public</u> .....	p. 73
❖ <i>Communication</i> .....	p. 73
❖ <i>Participation du public</i> .....	p. 77
d) <u>Quelques éléments de coûts</u> .....	p. 79
<b>III LE CAS DE L'ÉTANG DE BERRE</b> .....	p. 83
<b>1. Une lagune aux particularités uniques</b> .....	p. 83
<b>2. La restauration de l'étang de Berre</b> .....	p. 83
a) <u>Dégradations et démarche de restauration écologique</u> .....	p. 83
b) <u>Mise en œuvre de la restauration</u> .....	p. 85
c) <u>La situation difficile de l'étang de Berre</u> .....	p. 86
<b>CONCLUSION</b> .....	p. 89
<b>BIBLIOGRAPHIE</b> .....	p. 90
Personnes-ressources.....	p. 108
Crédits iconographiques.....	p. 113
<b>ANNEXES</b> .....	p. 114

## **Liste des abréviations**

AFD : Agence Française de Développement

AIBPA : Association Interdépartementale des Basses Plaines de l'Aude

ALAMIM : Alexandria Lake Maryut Integrated Management

ANPE : Agence Nationale de Protection de l'Environnement (Ariana, Tunisie)

APAL : Agence de Protection et d'Aménagement du Littoral (Tunisie)

CABT : Communauté d'Agglomération du Bassin de Thau

CCMAR : Centro de Ciências do Mar (Faro, Portugal)

CCNBT : Communauté de Communes Nord du Bassin de Thau

CEDARE : Centre for Environment and Development for the Arab Region and Europe

Chl *a* : chlorophylle *a*

CNRS : Centre National de la Recherche Scientifique

DBO : Demande Biochimique en Oxygène

DCE : Directive Cadre sur l'Eau

DCO : Demande Chimique en Oxygène

DOCOB : Document d'Objectif

EAAE : European Association of Agricultural Economists

EAS : East Asian Seas

EDF : Électricité de France

EKBY : The Greek Biotope / Wetland Center

ENGREF : École Nationale du Génie Rural et des Eaux et Forêts

ENIT : École Nationale d'Ingénieurs de Tunis (Tunis, Tunisie)

EPA : Environment Protection Agency

ERU : Eaux Résiduaires Urbaines

ENSSMAL : École Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral, (Alger, Algérie)

ETANAM : Development Agency for south Epirus - Amvrakikos

FFEM : Fonds Français pour l'Environnement Mondial

FM6E : Fondation Mohammed VI pour la Protection de l'Environnement

GIPREB : Groupement d'Intérêt Public pour la Réhabilitation de l'Étang de Berre

HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

Ifremer : Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer

IME : Institut Méditerranéen de l'Eau

INAT : Institut National Agronomique de Tunis (Tunis- Mahrajène, Tunisie)

IRTA : Institut i Recerca i Tecnologia Agroalimentàries

ISMAL : Institut des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral (Alger, Algérie)

LOICZ : Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone

MISE : Mission Inter-Services de l'Eau

Ntot : azote total

NTU : Nephelometric Turbidity Unit

OLERA : Orbetello Lagoon Environmental Reclamation Authority

PCB : Polychlorobiphényle

PNEK : Parc National d'El Kala

PNR : Parc Naturel Régional

Ptot : phosphore total

PU : Planting Units (unités de plantation)

RSL : Réseau de Suivi Lagunaire

SAGE : Schéma d'Aménagement et de Gestion de l'Eau

SAV : Submerged Aquatic Vegetation

SDAGE : Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion de l'Eau

SEPTS : Société d'Études et de Promotion de Tunis Sud

SER : Society for Ecological Restoration

SIBOJAÏ : Syndicat Intercommunal du Bolmon et du Jai

SIEL : Syndicat Mixte des Étangs Littoraux

SISEB : Syndicat Intercommunal pour la Sauvegarde de l'Étang de Berre

SIVOM : Syndicat Intercommunal à Vocations Multiples

SMBT : Syndicat Mixte du Bassin de Thau

SMBVA : Syndicat Mixte d'aménagement et de développement de la Basse Vallée de l'Aude

SMGEO : Syndicat Mixte de Gestion de l'Étang de l'Or

SPLT : Société de Promotion du Lac de Tunis

SPPPI : Secrétariat Permanent Pour la Prévention des Pollutions Industrielles

SQE : Standards de Qualité Environnementale

SYMBO : Syndicat Mixte du Bassin de l'Or

VERSeau : Valorisation des Études et Recherches dans les Sciences de l'Eau

VIMS : Virginia Institute of Marine Science

ZNIEFF : Zone Naturelle d'Intérêt Écologique, Faunistique et Floristique

## INTRODUCTION :

Particulièrement riches en biodiversité, les lagunes sont des milieux aquatiques reposant sur un équilibre délicat. Elles sont situées à la confluence entre les influences marines et celles du bassin versant et constituent un nœud où s'établit un écosystème foisonnant. Ainsi, depuis plusieurs siècles, parfois plusieurs millénaires, l'homme a pu puiser dans le milieu lagunaire une partie de ses ressources.

Toutefois, le développement de l'activité humaine et ainsi que les bouleversements qu'elle a connus au cours du XX<sup>ème</sup> siècle, ont parfois perturbé l'équilibre sur lequel repose l'écosystème lagunaire. Certaines lagunes ont ainsi subi des processus de dégradation qui peuvent se poursuivre aujourd'hui encore.

La restauration écologique des milieux lagunaires vise alors à rétablir l'écosystème, à lui faire retrouver santé et intégrité dans la durée. De par le monde, et plus particulièrement dans le bassin méditerranéen, elle a été engagée sur bien des sites. Les objectifs, les techniques et façons de faire, les résultats peuvent différer. Mais par ailleurs, certaines tendances globales peuvent également se dessiner. Pour le Groupement d'intérêt public pour la réhabilitation de l'étang de Berre (GIPREB), il est intéressant de mieux connaître les activités de restauration engagées sur d'autres lagunes. Un retour d'expérience constitue une ouverture intéressante pour mieux analyser, mettre en perspective les activités du GIPREB ou encore les comparer avec d'autres actions de restauration de lagunes. C'est donc l'objet du présent travail que d'établir une synthèse sur les données relatives aux activités de restauration de milieux lagunaires, dans le bassin méditerranéen en particulier. Un élargissement géographique à quelques autres pays particulièrement intéressants permet de compléter le panorama.

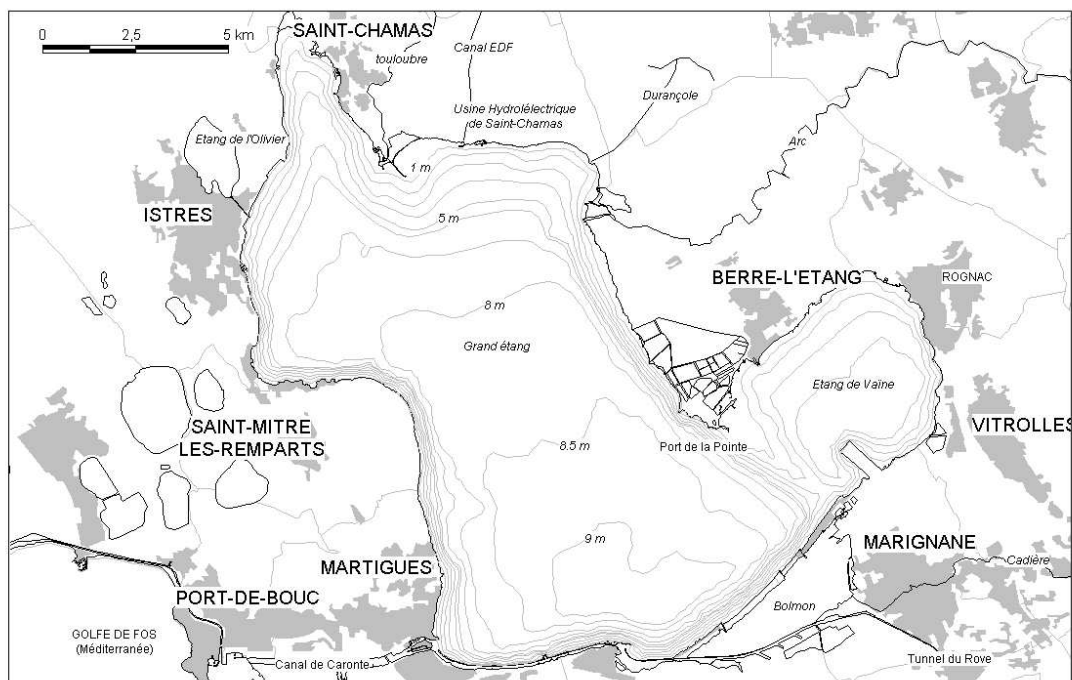
Ainsi, après une description de l'étang de Berre et du contexte historique, on présentera le GIPREB, au sein duquel j'ai réalisé cette mission de fin d'études du cursus d'Ingénieur du Génie Rural, des Eaux et des Forêts, en voie d'approfondissement « Gestion de l'eau ». Puis sera développée l'analyse des données relatives aux opérations de restauration dans les sites lagunaires étudiés. Les dégradations subies par les lagunes seront explicitées avant d'étudier les diverses techniques de restauration proposées pour y faire face. Enfin, une ouverture aux aspects institutionnels, socio-économiques, financiers et de communication sera exposée. Pour finir et à la lumière de cette analyse, nous pourrions ainsi nous pencher sur le cas de l'étang de Berre, exemple de site lagunaire où la restauration présente des problématiques stimulantes.



# I PRÉSENTATION DU CONTEXTE ET DE LA MISSION

## 1. L'étang de Berre : dates et faits marquants

La plus vaste lagune française, d'une superficie de 155 km<sup>2</sup>, pourrait être considérée, dans l'esprit de bien des Français, comme le parent pauvre des lagunes méditerranéennes de notre pays : parfois quasiment inconnu, souvent méconnu, l'étang de Berre véhicule la plupart du temps dans l'esprit des gens une image de site sinistré par l'industrie chimique lourde. Cette situation provient directement de l'histoire de l'étang au cours du XX<sup>ème</sup> siècle. Situé dans les Bouches-du-Rhône entre le golfe de Fos et la rade de Marseille, l'étang de Berre est un vaste plan d'eau saumâtre, relié à la mer par le chenal de Caronte, entre Martigues et Port-de-Bouc.



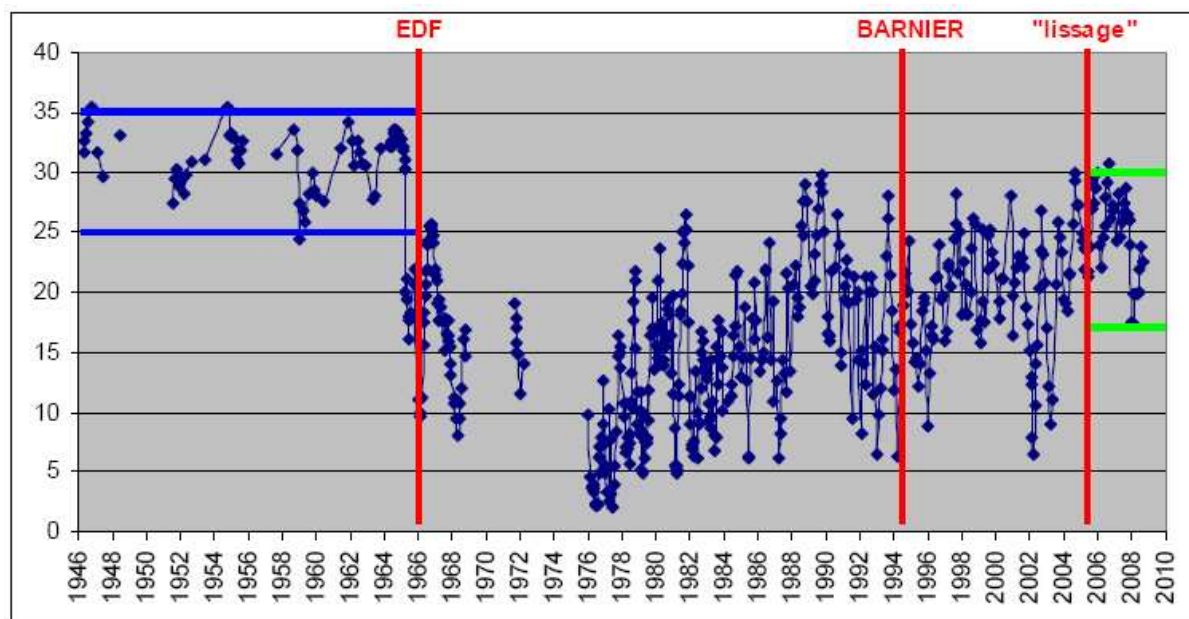
**Figure 1 : L'étang de Berre**  
(source : GIPREB et Grand Port maritime de Marseille, 2010)

Situé à proximité du pôle économique et commercial qu'est la ville de Marseille, l'étang de Berre est devenu un site stratégique pour l'implantation d'activités économiques dès le début du XX<sup>ème</sup> siècle. Les premières industries pétrochimiques s'y installent dans les années 1920 (raffineries Shell à Berre-l'Étang et raffineries de Provence, futur Total, à La Mède au sud de l'étang) et cet espace connaît alors une industrialisation et une urbanisation grandissantes. À cette époque, aucune norme de rejet n'est mise en place et la lagune est vouée à servir de milieu récepteur et d'exutoire de tous les rejets. La pollution résultante est à l'origine d'une dégradation notable du milieu et entraîne l'interdiction de la pêche en 1957.

Aux effets des apports croissants de pollution s'est ajouté, à partir de 1966, la mise en service des usines hydroélectriques EDF de Salon-de-Provence et Saint-Chamas (voir carte ci-dessus), fournissant alors massivement à l'étang de l'eau douce et des limons en provenance de la Durance. Une telle modification du fonctionnement de l'étang a entraîné une perturbation radicale de l'écosystème lagunaire.

En effet, un écosystème lagunaire se situe à l'interface entre les eaux marines et les eaux douces continentales. Sa structuration physique dans l'espace est complexe, liée à la

morphologie du bassin et aux aménagements. La structuration biologique de l'écosystème lagunaire est dépendante de sa structure physique et de paramètres de fonctionnement comme le bilan des apports d'eau douce et salée ou des apports de nutriments (GIPREB et Grand Port maritime de Marseille, 2010). Les écosystèmes lagunaires reposent donc sur un équilibre fragile et les apports massifs d'eau douce turbinée par la centrale hydroélectrique – s'élevant en moyenne à 3,3 milliards de m<sup>3</sup>/an sur la période 1966-1993, soit 3,7 fois le volume total de l'étang – ont profondément déséquilibré les phénomènes régissant le fonctionnement de l'étang de Berre.



**Figure 2 :** Salinité de l'étang de Berre entre 1946 et 2009.

Les traits rouges représentent quelques dates clé : 1966, mise en fonctionnement de la centrale hydroélectrique de Saint Chamas ; 1993 : plan Barnier ; 2005 : mise en place de nouvelles modalités de rejet avec « lissage » (source : GIPREB)

Le milieu aquatique, qui était avant la date de 1966 sous influence fortement marine, subit une baisse très significative de sa salinité, accompagnée de fluctuations brutales et de forte amplitude (voir Figure 2). Par ailleurs, les bilans hydriques et bilans en nutriments ont été fortement modifiés et les conséquences sur l'écosystème sont sévères.

En particulier, les études réalisées ont mis en évidence une nette dégradation des herbiers dans l'étang de Berre. En une quarantaine d'années, les vastes peuplements de phanérogames, témoins d'un milieu en équilibre, ont laissé la place à des peuplements exubérants d'espèces opportunistes, caractéristiques d'un milieu perturbé.

L'étang présente de plus une eutrophisation marquée et une stratification haline de sa colonne d'eau, les eaux salées restant confinées au fond. Ainsi, les fonds de l'étang sont quasiment anoxiques au-delà d'une profondeur de 7 m et présentent une absence de tout peuplement fonctionnel (pour davantage de détails, se référer à la fiche « étang de Berre », annexe 3, p 154).



**Figure 3** : Quelques conséquences de l'eutrophisation de l'étang de Berre :  
développement de phytoplancton et d'ulves  
(source : GIPREB)

Face à cette profonde dégradation du milieu, plusieurs mesures ont été prises. La mise en place en 1971 d'un Secrétariat Permanent Pour la Prévention des Pollutions Industrielles a abouti à une réduction considérable du flux de contaminants industriels suite à l'instauration de normes strictes de rejet. Puis, la mobilisation de la population, la création d'un collectif d'associations et un référendum d'initiative populaire ont conduit le gouvernement à mettre en place le plan Barnier en 1993. Par ce plan, les apports d'eau douce de la centrale hydroélectrique ont été limités. Après cette première étape de la réhabilitation a été créé, en l'an 2000, le Groupement d'Intérêt Public pour la Réhabilitation de l'Étang de Berre (GIPREB), qui rassemble tous les acteurs concernés.

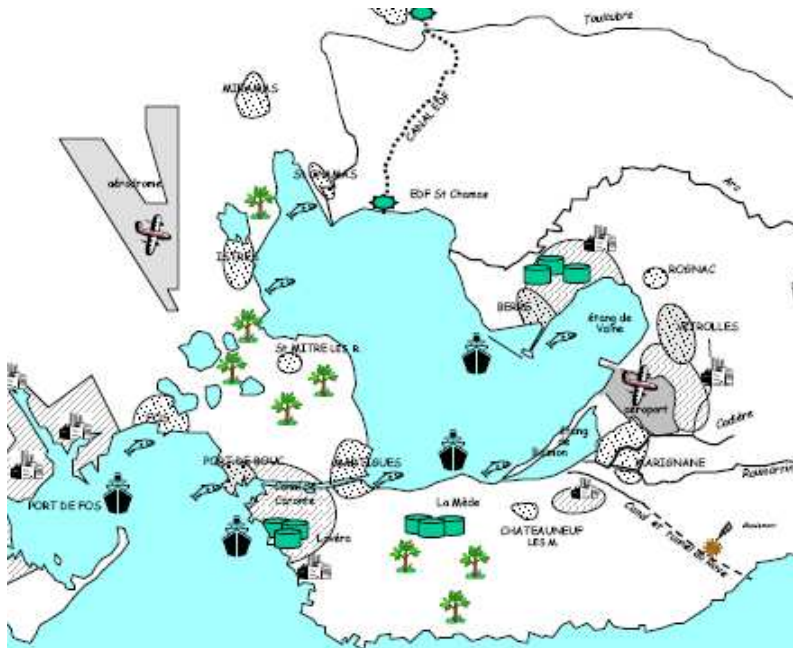
Enfin, plus récemment, EDF a mis en place de nouvelles modalités de rejets dans l'étang de Berre avec un « lissage » de ces rejets, dans le cadre d'un contentieux juridique entre la Commission européenne et l'État français, propriétaire des installations hydroélectriques concernées. En effet, ce dernier a été condamné le 7 octobre 2004 par la Cour de justice européenne pour « pollution massive et répétée » de l'étang de Berre.

Suite à ces actions, une amélioration de la qualité du milieu peut être constatée sur certains critères. Ainsi, le droit de pêche a été rétabli en 1994 et les eaux sont de qualité compatible avec la baignade et les activités de loisirs nautiques. Par ailleurs, les peuplements de moules se développent de façon très satisfaisante dans l'étang. Pour autant, l'étang de Berre reste un milieu globalement eutrophe avec néanmoins une diminution des teneurs en sels nutritifs liée à la réduction des apports. Les peuplements benthiques montrent peu d'évolution et sont très dégradés.

Au regard de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), l'étang de Berre est identifié comme une « masse d'eau naturelle avec un objectif d'atteinte du bon état écologique en 2021 du fait de la dégradation actuelle de l'état écologique au niveau du benthos et des macrophytes (communautés biologiques fixées ou vivant sur les fonds à faible profondeur), de l'absence d'observation de phénomènes de recolonisation naturelle significatifs et du manque de recul sur les expérimentations en cours » (Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux 2010-2015, Bassin Rhône Méditerranée).

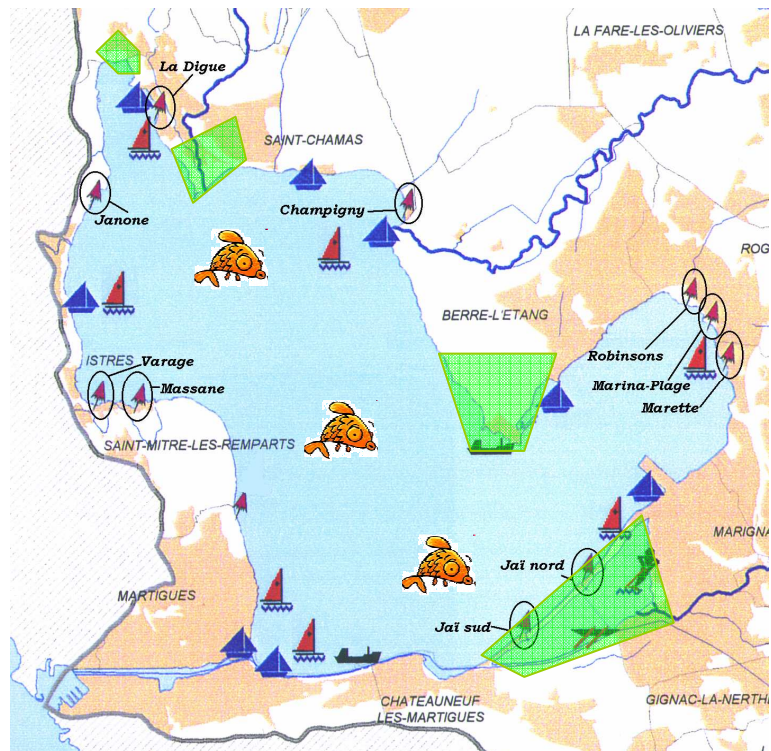
Ainsi, l'étang de Berre se présente aujourd'hui comme un espace aux visages contrastés. La présence de l'industrie pétrochimique (zones industrielles, ports pétroliers, pipe-lines) y reste forte, accompagnée de l'aéronautique (base aérienne d'Istres, aéroport de Marseille à

Marignane) et des zones urbaines (300 000 habitants vivent dans les 10 communes du pourtour de l'étang).

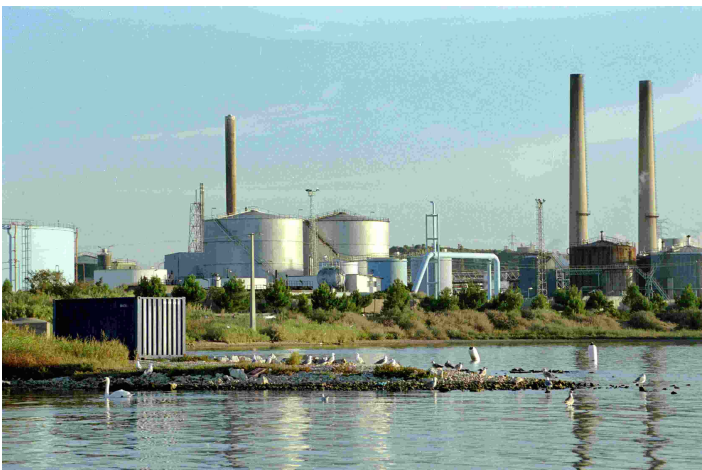


**Figure 4 :**  
L'étang de Berre  
industriel et urbain  
(source : GIPREB)

Mais ces communes se tournent de plus en plus vers l'étang, y aménageant des plages et y développant les activités de loisirs nautiques. De plus, les chemins de randonnée se multiplient autour de l'étang, riche 2 300 ha de sites Natura 2000 (Petit, 2010). Par ailleurs, la pêche aux petits métiers est toujours présente sur l'étang.



**Figure 5 :**  
L'étang de Berre : pêche, loisirs  
nautiques et baignade, randonnée  
et sites Natura 2000 (en vert)  
(source : GIPREB)



**Figure 6 :**  
L'étang de Berre :  
des paysages contrastés

(photos : Claire Gadoullet,  
Florian Claeys et GIPREB)

## 2. Le GIPREB : ses missions et activités

### a) Création et missions :

Conséquence de la volonté collective de réhabilitation environnementale de l'étang de Berre, le GIPREB (Groupement d'Intérêt Public pour la Réhabilitation de l'Étang de Berre) a été créé en 2000 pour la période 2000-2006, puis reconduit à l'identique pour la période 2007-2010 afin de préparer son remaniement administratif et juridique. Dès sa création, la vocation du GIPREB a été de coordonner la reconquête de l'étang de Berre et de définir un programme global de réhabilitation. Dans ce cadre, deux missions essentielles sont portées par le GIPREB : les études et leur appropriation par les acteurs à travers une démarche de concertation. Il s'agit d'améliorer la connaissance du milieu, de définir des objectifs de qualité, d'accompagner le développement des usages et d'orienter les actions de réhabilitation. Enfin, le GIPREB est identifié comme la structure porteuse de la démarche de Contrat pour l'étang de Berre, en vue de l'obtention de l'agrément définitif (GIPREB 2010 b ; GIPREB, 2008 ; Picon, 2010).

Le GIPREB évolue actuellement vers une structure de syndicat mixte qui prendra effet le 1<sup>er</sup> janvier 2011. Il gardera toutefois de nom de GIPREB qui signifiera alors « Gestion Intégrée, Prospective et Restauration de l'Étang de Berre » (Picon, 2010).

### b) Organisation :

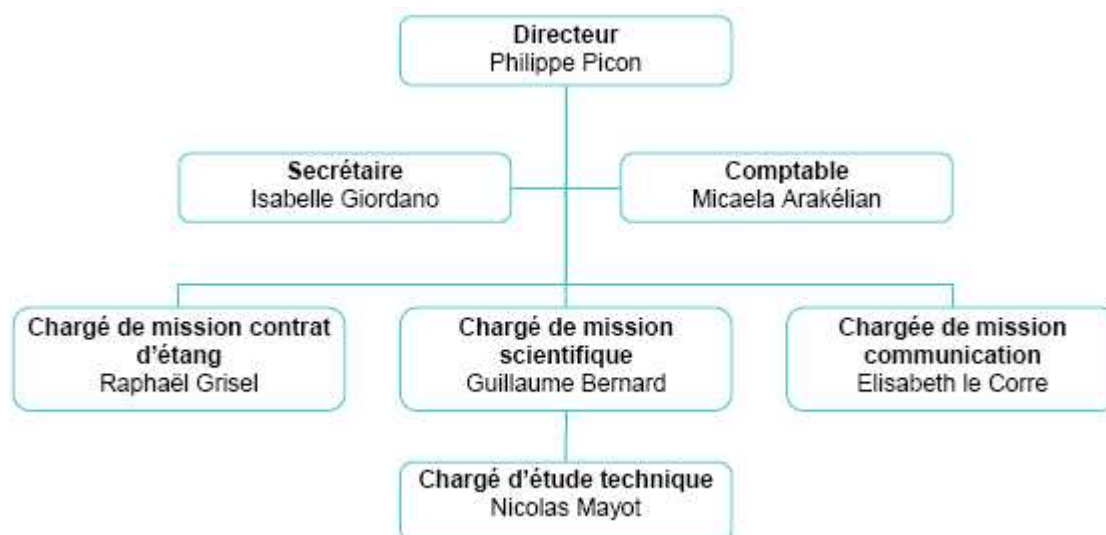
Les membres du GIPREB sont :

- l'Agence de l'eau Rhône Méditerranée et Corse,
- le Conseil Régional Provence - Alpes - Côte-d'Azur,
- le Conseil Général des Bouches-du-Rhône,
- le Syndicat Intercommunal pour la Sauvegarde de l'Étang de Berre (SISEB),
- EDF Production Méditerranée,
- la Chambre d'Agriculture des Bouches-du-Rhône,
- le Groupement Maritime et Industriel de Fos (GMIF),
- la Prud'homie de pêche du quartier maritime de Martigues,
- la Coordination des associations pour la reconquête de l'Étang de Berre « l'Étang marin »,
- l'État, représenté par le préfet de la Région Provence - Alpes - Côte-d'Azur, préfet des Bouches-du-Rhône (Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement).

Le GIPREB est présidé par Serge Andéoni, maire de Berre-l'Étang.

Il dispose pour l'assister d'un Conseil Scientifique dont les avis sont consultatifs et les réflexions sont menées à la demande du Conseil d'Administration ou de sa propre initiative.

Afin de mener à bien ses activités, le GIPREB dispose d'une équipe constituée en 2010 de 7 personnes à plein temps : un directeur, 3 chargés de mission, un chargé d'étude technique, une secrétaire et une comptable (GIPREB 2010 b ; GIPREB 2008).



**Figure 7** : Organigramme de l'équipe du GIPREB en 2010  
(source : GIPREB, 2010 b)

Le GIPREB accueille en outre dans ses locaux Sophie Petit, chargée de mission Natura 2000 salariée du SISEB et opérateur du DOCOB.

### c) Les activités du GIPREB :

#### ❖ *Suivi scientifique et acquisition de connaissances* :

Le GIPREB assure le suivi écologique de l'étang de Berre, afin de répondre à sa vocation d'observatoire de la qualité du milieu et de son évolution. Ce suivi écologique porte sur quatre volets : hydrologie, algues et phanérogame, macrofaune benthique, qualité bactériologique. Dans le cadre de la mise en place de nouvelles modalités de rejets de la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas suite au contentieux européen, un suivi écologique dit « exceptionnel » est également effectué depuis 2006. Le GIPREB assure la maîtrise d'ouvrage du suivi des indicateurs biologiques, le suivi des paramètres physiques étant pris en charge par EDF (GIPREB, 2010 b ; Mayot, 2010). Par ailleurs, le GIPREB collabore à plusieurs programmes de recherche.

#### ❖ *Réhabilitation et prospective* :

Afin de répondre à sa mission, le GIPREB a effectué des études sur une possible dérivation hors de l'étang de Berre des rejets d'eau douce de la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas. Différentes solutions ont été envisagées (rejet des eaux dans la Durance, le Rhône ou la mer Méditerranée directement) et il apparaît qu'il serait techniquement possible de dériver les eaux se rejetant actuellement dans l'étang de Berre au niveau de la station de Saint-Chamas. Ceci présente l'avantage de répondre à deux contraintes fortes : aucun rejet d'eau douce (non issue du bassin versant naturel) dans l'étang de Berre et aucune contrainte de production pour EDF. Cette solution est toutefois très lourde et correspond à un budget d'environ 1 à 2 milliards d'euros.

Depuis 2009 et après un long travail collectif de rédaction du cahier des charges, le GIPREB a donc lancé une étude socio-économique de la réhabilitation de l'étang de Berre. Celle-ci a pour objectif principal d'apporter une analyse de type coûts/avantages au projet de réhabilitation de l'étang en comparant les différents scénarios de dérivation des apports EDF

avec la situation actuelle. Cette étude cherche à mettre en œuvre une démarche globale, prenant en compte les différents aspects et enjeux du territoire (GIPREB 2010 b ; Picon, 2010).

Par ailleurs, le GIPREB a également étudié la possibilité de rouvrir le tunnel du Rove à la circulation d'eau. Ce tunnel, mis en service en 1925, permettait la navigation fluviale entre Marseille et le Rhône. Creusé sous la chaîne de l'Estaque, il reliait donc la rade de Marseille au canal de navigation passant au sud de l'étang de Berre (voir carte de l'étang de Berre en figure 1 ainsi que la fiche « étang de Berre », annexe 3 p. 154 pour davantage de détails). La voûte du tunnel du Rove s'est écroulée en 1963, bloquant toute circulation.

Le canal de navigation, prolongement du tunnel du Rove, communique avec l'étang de Berre au sud et longe l'étang de Bolmon, lagune secondaire adjacente à l'étang de Berre (voir figure 1). L'étang de Bolmon et le canal de navigation sont aujourd'hui des milieux confinés, fortement turbides et sièges d'une eutrophisation marquée. Aucun usage ne peut se développer sur l'étang de Bolmon ; quant au canal de navigation, les activités nautiques y sont assez précaires.

Issu d'une forte demande locale, le projet de réouverture du tunnel du Rove à la circulation d'eau aurait pour but d'apporter dans le canal de navigation puis dans l'étang de Bolmon, des eaux marines issues de la rade de Marseille. Cette opération favoriserait le renouvellement des eaux du canal du Rove ainsi que de l'étang de Bolmon et améliorerait ainsi la qualité des écosystèmes.

Les études de faisabilité technique et économique ainsi que d'évaluation des impacts s'avérant encourageantes, une réouverture du tunnel du Rove a donc été lancée à titre expérimental. La mise en œuvre devrait débuter au cours de l'hiver 2013-2014. Des effets positifs en sont attendus, au niveau de l'hydrologie, de la sédimentologie, de la biologie mais aussi du rétablissement des usages de proximité.

Il s'agit ici d'un projet novateur et audacieux de grande envergure, répondant à une demande marquée des populations locales (GIPREB, 2010 c ; Picon, 2010).

Enfin, dans le cadre de la réhabilitation de l'étang de Berre, le GIPREB s'intéresse de près aux herbiers de phanérogames (zostères), indicateurs d'un milieu restauré. Abondamment présents dans la première moitié du XX<sup>ème</sup> siècle avec une surface d'environ 6000 ha, les zostères ne couvrent plus aujourd'hui que quelques maigres taches. Or les conditions du milieu sont aujourd'hui redevenues théoriquement compatibles avec le développement de ces herbiers. Sur la base des préconisations formulées dans une étude préalable de faisabilité technique, le GIPREB a réalisé en 2009 des transplantations expérimentales de *Zostera marina* et *Zostera noltii* issues du golfe de Fos dans l'étang de Berre. Le suivi de l'opération est prévu jusqu'en 2011 afin de juger de la pertinence de ce type d'opération pour la restauration des herbiers de phanérogames de l'étang de Berre (Bernard, 2010 ; GIPREB, 2010 b).

#### ❖ *Contrat d'étang :*

Le GIPREB est la structure porteuse de la démarche de Contrat d'étang, actuellement en cours d'élaboration. Un Comité d'étang s'est donc constitué afin d'accompagner et de valider l'élaboration du Contrat de l'étang de Berre.

Les objectifs de ce contrat sont orientés dans 5 directions :

- retrouver un fonctionnement équilibré des écosystèmes,
- rétablir, développer et harmoniser les usages actuellement contraints, reposant en grande partie sur la qualité des eaux,



- améliorer la gestion des rives et des zones naturelles,
- réhabiliter l'image de l'étang,
- assurer le suivi des effets du programme sur le territoire « étang de Berre », pour mieux adapter les actions au fil du temps et disposer d'une connaissance évolutive (GIPREB, 2010 b ; Grisel, 2010).

Le Contrat est en 2010 en fin d'élaboration avec un passage au comité d'agrément prévu pour le premier trimestre 2011 et une signature courant 2011.

#### ❖ *Communication et concertation :*

Le Gipreb s'attache à porter l'ensemble de son action dans un cadre de concertation, en s'appuyant sur les nombreuses réunions des différentes instances (Conseil d'administration, Comité d'étang, groupes thématiques, etc.) et sur des outils de communication variés (journal « Visions d'Etang », site Internet, supports audiovisuels, revue de presse) (GIPREB 2010 b ; Le Corre, 2010).

#### d) Conclusion :

Comme on vient de le voir, l'étang de Berre est un milieu complexe, aux problématiques riches, imbriquées et variées. Toutes les échelles géographiques sont représentées, du local au national, et même communautaire avec le contentieux européen. Autour de ce milieu lagunaire se posent de façon aiguë des questions cruciales telles que celles de la restauration environnementale et son cadre d'action, des énergies renouvelables et de l'alimentation en électricité d'une région déficitaire, des enjeux socio-économiques d'un territoire, etc. L'action du GIPREB s'inscrit dans cet ensemble composite et enchevêtré.

### **3. Mission de fin d'études au GIPREB**

#### a) L'ENGREF et la mission de fin d'études :

L'École Nationale Supérieure des Industries Agricoles et Alimentaires (ENSIA), l'Institut National Agronomique Paris-Grignon (INA P-G) et l'École Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts (ENGREF) sont des établissements d'enseignement supérieur et de recherche plus que centenaires. Ils ont largement contribué au développement de l'agriculture et de l'industrie agro-alimentaire françaises. En outre, l'ENGREF s'est attachée à mettre en œuvre une ingénierie publique et privée destinée à la valorisation durable des milieux et ressources naturels. Ces trois structures sont aujourd'hui regroupées au sein d'AgroParisTech, pour une plus grande visibilité européenne et internationale.

Aujourd'hui, l'ENGREF est donc une école interne d'AgroParisTech, proposant des formations dans le domaine de la forêt et de l'eau (niveau ingénieur et post-master) et plus généralement une formation de managers du vivant et de l'environnement. Issus d'horizons divers (biologistes, mathématiciens, physiciens) les ingénieurs-élèves possèdent une formation scientifique de niveau bac+5 et leur passage à l'ENGREF leur permet d'acquérir une spécialisation.

La filière « gestion de l'eau » de l'ENGREF propose aux étudiants d'approfondir leurs compétences dans ce domaine par de solides bases en sciences et techniques des différents domaines des métiers de l'eau (ressources, rivières et milieux aquatiques, services d'eau potable et d'assainissement, eau et agriculture, ...), par la maîtrise des aspects juridiques,

institutionnels, économiques, financiers, socioculturels nécessaires à la conduite de projets dans ces différents domaines de la gestion de l'eau, par le développement de qualité de synthèse et d'animation. La formation proposée par cette filière s'achève par une mission de fin d'études de 5 à 6 mois, permettant une immersion dans le monde professionnel, répondant à une commande et donnant lieu à un mémoire. C'est cette mission que j'ai effectuée au GIPREB.

#### b) Présentation de la mission :

Comme on l'a vu précédemment, le GIPREB est en charge de coordonner la reconquête et la réhabilitation de l'étang de Berre. Afin d'élargir sa réflexion et d'acquérir une connaissance plus large et plus diversifiée sur la restauration des lagunes, le GIPREB cherche à se constituer un recueil d'expériences de restauration ou de réhabilitation des milieux lagunaires en France, sur le pourtour méditerranéen ou plus largement encore.

En effet, l'étang de Berre est l'une des rares lagunes des Bouches-du-Rhône, ou même de la région Provence-Alpes-Côte-d'Azur, et les élus ou instances administratives ne disposent alors que de très peu d'exemples ou références pour ce qui concerne la gestion et la réhabilitation des lagunes, qui sont un milieu très particulier. La situation est donc bien différente de celle du Languedoc-Roussillon, riche d'un chapelet de lagunes côtières. Dans un tel contexte, il est ainsi intéressant pour le GIPREB d'acquérir une connaissance approfondie sur d'autres projets et actions de restauration de lagunes.

Ma mission au sein du GIPREB est donc la *recherche, compilation et synthèse des données relatives aux actions de restauration de milieux lagunaires*. Il s'agit de constituer un recueil de toutes les informations disponibles sur la nature des opérations de restauration réalisées, sur leurs résultats, ainsi que de proposer une analyse de ces données.

Cette mission est encadrée par Philippe Picon, directeur du GIPREB. Toute l'équipe du GIPREB a pu y apporter des éléments, en particulier Guillaume Bernard, chargé de mission scientifique.

Flavie Cernesson a assuré l'encadrement de cette mission pour le compte de l'ENGREF.

Par ailleurs, le cadre et les objectifs de cette mission se sont élargis au contact de James Aronson, chercheur au Centre d'Écologie Fonctionnelle et Évolutive du CNRS, à Montpellier, ainsi que de son stagiaire Florian Claeys, élève de l'École Normale Supérieure de Paris. James Aronson s'intéresse tout particulièrement à l'écologie de la restauration (Aronson et Clewell, 2007 ; Aronson et al., 2007) et se penche sur le cas de l'étang de Berre. Il envisage entre autres d'appliquer la démarche conceptuelle qu'il a mise au point sur le cas de l'étang de Berre. D'autre part, il souhaiterait utiliser les travaux de Florian Claeys ainsi que les résultats de la mission que j'ai réalisée au GIPREB, afin d'en présenter quelques éléments lors de l'« International Symposium on Sustainability Science : the Emerging Paradigm and the Urban Environment », organisé par l'Institute for Sustainability de l'Université de Montclair et qui se tiendra du 25 au 27 octobre 2010 à l'Université de Montclair aux États-Unis. Une publication commune devrait voir le jour par la suite.

#### c) Méthode de travail :

Ma mission au GIPREB était constituée de deux phases : une première étape de recueil d'information et une seconde phase d'analyse des données et informations rassemblées.

Pour réaliser la première phase de la mission, la méthodologie employée a consisté d'une part en une recherche bibliographique et d'autre part en une enquête auprès des structures de gestion des milieux lagunaires. Il a bien sûr été nécessaire de rencontrer plusieurs personnes, dans le monde de la recherche scientifique, de la gestion des milieux naturels et des relations internationales dans le domaine de l'eau.

Les types et sources de données exploitées sont détaillés dans la partie suivante (p. 21). J'ai ainsi cherché à constituer une base documentaire pour chacun des milieux lagunaires étudiés et à remplir une fiche pour chacun de ces sites (voir les fiches de chaque lagune en annexe). Certains cas ont été approfondis par une visite sur le terrain.

La phase d'analyse a constitué un retour sur les informations recueillies. Elle a principalement porté sur les éléments techniques, cœur du travail effectué, mais s'est étendue à d'autres éléments. Elle a été réalisée avec l'éclairage de Philippe Picon et de Guillaume Bernard.

#### d) Déroulement de la mission :

La mission s'est déroulée suivant les étapes suivantes :

- Début avril 2010 : acquisition de connaissances sur les lagunes méditerranéennes, l'écologie de la restauration et la restauration des milieux lagunaires (recherche des premiers exemples de projets de restauration de lagunes). Parallèlement, acquisition de connaissances sur l'étang de Berre et ses problématiques ;
- Fin avril –début mai 2010 : recherche et identification des lagunes et actions de restauration à étudier (36 sites lagunaires ont été retenus) ;
- Mai 2010 : élaboration de la structure de la fiche-lagune. Recherche d'informations plus précises pour chaque lagune retenue et remplissage des fiches-lagunes ;
- Juin 2010 : les résultats de la restauration des milieux lagunaires : réflexion sur les indicateurs, recherche de ces indicateurs ;
- Juillet 2010 : 1<sup>ère</sup> phase d'analyse ;
- Fin juillet 2010 : éclairage et remarques de Philippe Picon et Guillaume Bernard, échanges sur la première phase d'analyse ;
- Août 2010 : poursuite de l'analyse et éclairages de Philippe Picon et Guillaume Bernard ;
- Début septembre 2010 : rédaction du rapport.

Dans ce calendrier s'insèrent plusieurs visites sur le terrain. Fin avril, Guillaume Bernard et moi-même sommes partis avec James Aronson et Florian Claeys en visite de terrain à l'Albufera de Valencia (Espagne). Nous nous sommes joints à une sortie organisée pour ses étudiants par le professeur Luis Balaguer, de la Faculté de Biologie de l'Université de Madrid. Début septembre, Philippe Picon et moi-même nous sommes rendus sur la lagune d'Orbetello (Italie), identifiée parmi les sites étudiés au travers de ma mission comme très pertinente pour une visite de terrain. Nous y avons été reçu par Mauro Lenzi, chercheur au Laboratorio di Ecologia Lagunare e Acquacoltura et y avons rencontré plusieurs acteurs de la restauration de la lagune d'Orbetello.

Enfin, je partirai fin septembre avec Guillaume Bernard afin de participer à l'atelier européen sur la restauration des herbiers de zostères organisé à Portinho da Arrábida (Portugal) les 30 septembre et 1<sup>er</sup> octobre 2010 par le CCMAR (Centro de Ciências do Mar). Cet atelier, auquel participeront de nombreux chercheurs et gestionnaires impliqués sur plusieurs lagunes étudiées au cours de ma mission, constituera un bon achèvement à cette mission.

### e) Conclusion :

Cette mission effectuée au GIPREB sur la restauration des milieux lagunaires s'est avérée très enrichissante.

Tout d'abord, j'ai eu la chance de l'effectuer dans un cadre particulièrement intéressant et porteur, et cela, à deux titres. D'une part, l'équipe de GIPREB, extrêmement chaleureuse et accueillante, m'a offert un cadre très favorable à une telle mission en faisant preuve d'une grande compétence scientifique et d'un esprit toujours ouvert. D'autre part, les problématiques liées à l'étang de Berre proposent des défis complexes et sont particulièrement stimulantes.

De plus, ma mission comportait de nombreux aspects : recherche, problèmes techniques, gestion de milieux naturels, gouvernance, ... J'ai ainsi pu mener des activités aussi diverses qu'effectuer des prélèvements sur l'étang de Berre, proposer un avis lors de la relecture d'un article scientifique avant publication, assister à un Comité d'étang, effectuer un échange d'information avec un chercheur étranger (Japon), etc., et ai été en contact avec des interlocuteurs variés, que ce soit par leur origine géographique ou leur activité.

## II LA RESTAURATION DES MILIEUX LAGUNAIRES

### 1. Recherche, compilation et synthèse des données relatives aux actions de restauration de milieux lagunaires

Le GIPREB a souhaité se doter d'un ensemble de données sur les projets et actions de restauration de lagunes afin d'acquérir un retour d'expérience et une connaissance dans ce domaine. Les données techniques disponibles sont recensées, ainsi que les informations sur les milieux lagunaires où a lieu la restauration, mais également les résultats obtenus et le niveau de réussite du projet, le contexte administratif des opérations et dans la mesure du possible, des éléments financiers.

La présente étude cherche donc à répondre à cette demande du GIPREB à travers l'analyse de 36 sites lagunaires où a lieu, ou bien où a eu lieu, une ou des actions de restauration.

### 2. Présentation de l'ensemble des données

Les 36 sites sélectionnés correspondent tous à des eaux de transition avec au moins un projet ou une action de restauration écologique. Cette restauration peut avoir eu lieu, être en cours ou même pour certains cas être envisagée pour l'avenir. Avant de sélectionner ces sites, il a donc été nécessaire de se référer à quelques définitions.

#### a) Définitions :

Le SAGE Rhône Méditerranée regroupe deux types de masses d'eau dans la catégorie « eau littorales » : les eaux côtières et les eaux de transition. C'est à ces dernières que l'on s'intéressera plus spécifiquement, à deux exceptions près (la péninsule de Setúbal et la mer des Wadden) qui sont quant à elles des eaux côtières.

Dans son article 2, la DCE définit les *eaux de transition* comme « des masses d'eaux de surface à proximité des embouchures de rivières, qui sont partiellement salines en raison de leur proximité d'eaux côtières, mais qui sont fondamentalement influencées par des courants d'eau douce ». Dans le bassin Rhône Méditerranée, le SDAGE recense plusieurs masses d'eau de transition : les lagunes côtières, les deux bras du Rhône et l'embouchure de ce fleuve.

On appelle *lagune* un plan d'eau saumâtre, semi-clos et permanent. Généralement de faible profondeur, les lagunes sont séparées de la mer, souvent par un cordon littoral appelé lido, mais communiquent avec elle, d'où leur caractère saumâtre. Selon les pays ou les régions, ces milieux peuvent aussi être appelés étang (ex : l'étang de Thau), lac (comme le lac de Tunis), mer (c'est le cas de la Mer Menor en Espagne), ou répondre à des appellations locales spécifiques (telles que Senillar ou Albufera en Espagne). L'étang de Berre, dont la situation répond bien à la définition d'une eau de transition par la DCE, est la plus grande lagune française. Cependant, des milieux non lagunaires correspondent également à cette définition et ils présentent des caractéristiques similaires à celles des lagunes (de Wit, 2010), c'est pourquoi certains sites non lagunaires stricto sensu ont été intégrés à l'ensemble de données. Il s'agit d'estuaires ou de zones maritimes côtières enclavées pouvant être classées dans la catégorie des eaux de transition. Ainsi, on emploiera souvent dans cette étude les termes « lagune » et « lagunaire » en les généralisant à toutes les eaux de transition étudiées.

La SER Internationale (Society for Ecological Restoration) définit la *restauration écologique* comme le procédé par lequel on accompagne le rétablissement d'un écosystème qui a été

dégradé, endommagé et détruit. Un écosystème s'est rétabli lorsqu'il possède suffisamment de ressources biotiques et abiotiques pour continuer son développement sans assistance ni subvention. Il sera alors résilient face à des niveaux normaux de stress et de perturbations environnementales (SER International Science & Policy Working Group, 2004).

## b) Description de l'ensemble des données :

Pour chacun des 36 sites étudiés, une fiche a été élaborée afin d'y rassembler les données disponibles sur sa restauration (voir les fiches en annexe). Chaque fiche comprend :

- une présentation du site, avec des cartes permettant sa localisation et des éléments de description : superficie et profondeur moyenne de la lagune, fonctionnement hydraulique, superficie et activités principales du bassin versant, usages de la lagune. Certaines particularités du milieu peuvent également être signalées dans cette partie.
- une description de la dégradation subie par la lagune, baptisée « problème ». C'est à cause de cette situation qu'une restauration a lieu.
- un exposé des actions de restauration mises en place. Le cas échéant, cette partie peut-être subdivisée selon les différents types d'actions réalisées ou en cours.
- une présentation des résultats observés suite aux actions de restauration réalisées.
- une partie appelée « indicateurs » et qui reprend les données disponibles permettant de comparer – dans la mesure du possible – les différents sites et d'évaluer les résultats des actions de restauration. D'une part, on a donc relevé certains indicateurs pertinents pour comparer l'état d'eutrophisation des sites étudiés : la concentration en azote total, en phosphore total et en chlorophylle *a* (Souchu et al., 2010). Le temps de résidence hydraulique, qui donne une indication du degré de confinement de la lagune, y est également mentionné. Bien sûr, il n'a été possible de renseigner cette partie de la fiche qu'en fonction des données existantes, ou du moins disponibles et communiquées.

Par ailleurs, certaines fiches comportent des catégories supplémentaires portant sur les aspects institutionnels et administratifs ou encore des éléments économiques ou financiers ayant trait au projet.

Enfin, les références mentionnées dans chacune des fiches ont été rassemblées dans la bibliographie générale à la fin du rapport.

Un tableau récapitulatif précède cet ensemble de fiches (annexe 1). Y sont rassemblées quelques données pour chaque site étudié : son nom et le pays où il se situe, la superficie et la profondeur moyenne de la lagune, l'entité responsable de sa gestion, son état de dégradation et les problèmes observés et le type d'action de restauration mise en place. Les résultats obtenus sont quant à eux détaillés dans le tableau récapitulant les actions et l'évaluation de leurs résultats (annexe 2).

Cet ensemble de données constitué par les 36 fiches représente un échantillon d'actions de restauration de milieux lagunaires, principalement dans le bassin méditerranéen. Précisons qu'il n'a pas vocation à être exhaustif mais se veut être un échantillon assez diversifié de sites et de projets.

## c) Les données récoltées :

Les données utilisées pour le présent travail sont assez variées. Pour chaque action de restauration, on a essayé de rassembler la documentation permettant de connaître au mieux le projet. Les documents utilisés sont donc de différente nature : les articles scientifiques ont été abondamment consultés (publications, rapports scientifiques, thèses, guides de bonnes

pratiques...), mais également les documents produits par des gestionnaires de milieux, tels que des contrats de milieu, des bilans d'activités, des rapports d'activités ou des rapports techniques. On a également exploité le travail de plusieurs stagiaires universitaires en master à travers leur rapport de stage. Les sites Internet se sont aussi révélés très utiles pour obtenir des informations sur certains sites ou certains projets. Pour la plupart, il s'agit de sites tels que des sites gouvernementaux (Ministère de l'Environnement), du site des gestionnaires du milieu étudié (de tels sites proposent assez fréquemment une documentation intéressante à télécharger) ou encore des sites d'organismes de recherche. Toutefois, dans certains rares cas, il a été nécessaire de consulter des sites non officiels : ainsi, pour la lagune d'El Mellah (Algérie), le site créé par un particulier a constitué une source de données. En effet, aucun site officiel suffisamment approfondi n'a été trouvé. Le site en question (cf. Kamel – Annaba et sa région 2005-2009), assez détaillé, a permis d'obtenir certaines informations recherchées.

Par ailleurs, les personnes-ressources ont été une source importante d'information. J'ai donc rencontré ou échangé (par entretien téléphonique ou correspondance, postale ou électronique), avec de nombreux acteurs du domaine de la restauration des milieux lagunaires. Certaines de ces personnes ont pu me mettre en contact avec d'autres acteurs tandis que d'autres ont été des sources directes d'information. De même que pour les sources d'informations écrites, ces contacts ont été très variés : j'ai échangé avec de nombreux scientifiques, en Europe, au Japon et aux États-Unis. En particulier, j'ai eu la chance de rencontrer à plusieurs reprises, et de travailler avec James Aronson, chercheur au CNRS et spécialiste de la restauration écologique. Un échange fructueux d'expériences sur la restauration des herbiers de zostères s'est aussi établi avec le professeur Toshinobu Terawaki, du National Research Institute of Fisheries and Environment of Inland Sea. Les gestionnaires de milieux ou de projets de restauration ont également été des contacts privilégiés. Par ailleurs, des personnes telles que Hachmi Kennou, directeur exécutif de l'Institut Méditerranéen de l'Eau (IME), m'ont permis d'établir plusieurs contacts intéressants.

Enfin, certaines conférences et visites ont été très enrichissantes. À l'atelier régional « gestion des lagunes méditerranéennes : la problématique des apports hydriques d'origine tellurique », organisé par l'IME le 16 juin 2010, tous les sites présentés faisaient partie de l'échantillon d'exemples étudiés dans le présent rapport (lac Nord de Tunis, Mar Menor, étangs de Thau et de l'Or, lac Mariout, étang de Berre et lagune de Nador). Il a donc été très intéressant d'assister aux conférences et d'échanger avec les intervenants. Cet atelier a été suivi le lendemain par une visite de l'étang de Berre par une délégation marocaine travaillant sur la lagune de Nador, ce qui a également permis d'échanger sur ces deux milieux.

Il a été particulièrement intéressant de se rendre sur place afin de visiter l'Albufera de Valencia (Espagne) et la lagune d'Orbetello (Italie). Pour compléter ces deux visites de terrain, il est prévu que je participe à l'atelier européen sur la restauration des herbiers de zostères organisé au Portugal fin septembre 2010 (CCMAR, projet Biomares). Ces visites sont particulièrement bienvenues afin d'approfondir les connaissances sur les projets de restauration concernés et d'échanger avec les acteurs locaux.

À travers les 36 sites étudiés, on constate une assez forte disparité de l'abondance des données, ce qui peut se justifier par deux facteurs. D'une part, l'accessibilité des données pour un lecteur français (maîtrisant également l'anglais, mais aucune autre langue méditerranéenne) est variable selon les pays. Ce facteur d'accessibilité est à deux niveaux : il concerne tout d'abord l'accessibilité au document (le document ou la donnée recherchée sont faciles à obtenir : disponible sur Internet sans frais, ...) puis la compréhension du document (ce qui est principalement un problème de langue).

Tout ce qui concerne les étangs littoraux français est bien sûr aisément accessible (avec une accessibilité maximale pour ce qui concerne l'étang de Berre puisque j'ai travaillé au sein de

la structure qui en est responsable). Pour les pays maghrébins, la tâche est également assez aisée puisque la plupart des documents scientifiques sont rédigés en français et non en arabe, et que les sites officiels sont tous bilingues. Aux États-Unis, et tout particulièrement pour Chesapeake Bay, les deux niveaux d'accessibilité sont aisés puisqu'un nombre très important d'éléments sont fournis sur plusieurs sites Internet.

En revanche, il s'est avéré difficile d'accéder aux informations concernant les sites japonais, principalement en raison d'un problème de langue : il semble que la plupart des articles scientifiques soient publiés uniquement en japonais (seul l'abstract étant parfois en anglais), de même que les sites officiels des projets de restauration, qui ne possèdent généralement pas de page en anglais. Ce problème, bien que moins marqué, se rencontre également en Égypte, où de nombreux écrits sont uniquement en arabe. Heureusement, l'anglais y est également présent.

L'Italie et l'Espagne se situent à un niveau intermédiaire d'accessibilité : les écrits scientifiques sont principalement rédigés en anglais, mais il aurait parfois été utile de maîtriser la langue du pays afin de comprendre certains rapports techniques ou sites Internet, écrits en italien ou espagnol. Toutefois, la proximité de ces langues avec le français rend les documents moins hermétiques que les documents arabes ou japonais.

Des réseaux spécifiques aux lagunes existent dans certains pays : Pôle relais lagunes méditerranéennes et Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon (RSL) en France, LaguNet en Italie, RedMarismas en Espagne. De tels réseaux sont extrêmement utiles pour obtenir des informations sur les lagunes.

Par ailleurs, le second facteur justifiant de la disparité des données selon les sites est bien sûr l'existence des données recherchées elles-mêmes. Ce facteur est assez difficile à estimer car il peut se confondre avec le manque d'accès aux données. Il semble toutefois qu'il existe peu de données sur le lac El Mellah (Algérie). Dans les lagunes du golfe d'Amvrakikos (Grèce), des données existent, mais ne semblent pas actualisées : les concentrations en divers nutriments dans les lagunes de Rodia, Tsoukalio et Logarou, fournies par Dimitris Barelos de l'« Amvrakikos Wetlands Management Body », datent de 2003. Pour ce qui est de la France, la connaissance de l'étang d'Urbino est moins complète que celle d'autres étangs littoraux (comme l'étang de Bages-Sigean par exemple), ce qui peut s'expliquer par le fait que cette lagune n'a pas connu de dégradations importantes. Une étude a été lancée par le Conservatoire du Littoral, propriétaire de la lagune, et devrait permettre d'améliorer la connaissance du fonctionnement de cet étang.

Il est important de bien noter que la non-accessibilité aux données se distingue de la non-existence de ces dernières. Il est parfaitement possible que les données recherchées existent, mais ne soient pas diffusées. Notons cependant que de telles situations sont regrettables car le public n'accédant pas aux données existantes se retrouve dans la même situation que si elles n'existaient pas.

Dans la suite de ce rapport, on ne considérera que les données qui ont été récoltées et étudiées pour le présent travail. Ainsi, lorsqu'on emploiera des expressions telles que « pas de données » ou « manque de données », on fera référence à l'ensemble des données rassemblées à travers cette étude, et non à l'ensemble des données existantes. Il serait donc abusif d'en déduire que les données n'existent pas.

Pour ce qui concerne les caractéristiques physiques des lagunes et de leur bassin versant, les données récoltées sont globalement assez complètes. De façon générale, c'est aussi le cas pour la description des problèmes ou dégradations subis par la lagune. En revanche, pour ce qui concerne la restauration écologique, les données sont malheureusement assez souvent partielles. Si les techniques employées dans les projets de restauration sont généralement



plutôt bien détaillées, les données sur les résultats et conséquences de ces actions sont souvent moins abondantes (ce qui transparait directement à travers la dimension des paragraphes correspondants des fiches-lagunes). De façon assez surprenante, on n'a donc que peu de données objectives permettant de connaître les résultats de la restauration des milieux lagunaires. En particulier, les résultats à long terme sont plutôt rares. Cet aspect sera détaillé plus bas, dans la partie traitant de l'évaluation des résultats de la restauration (voir page 65).

### 3. Un échantillon d'exemples variés

#### a) Diversité géographique :

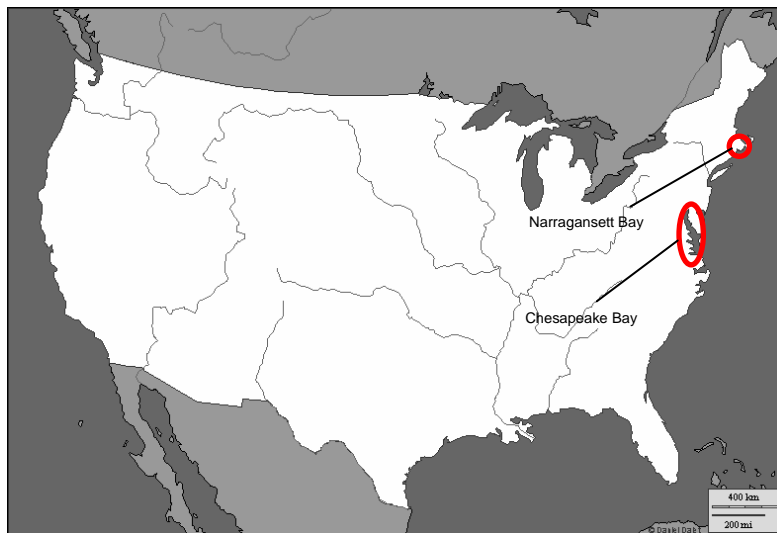
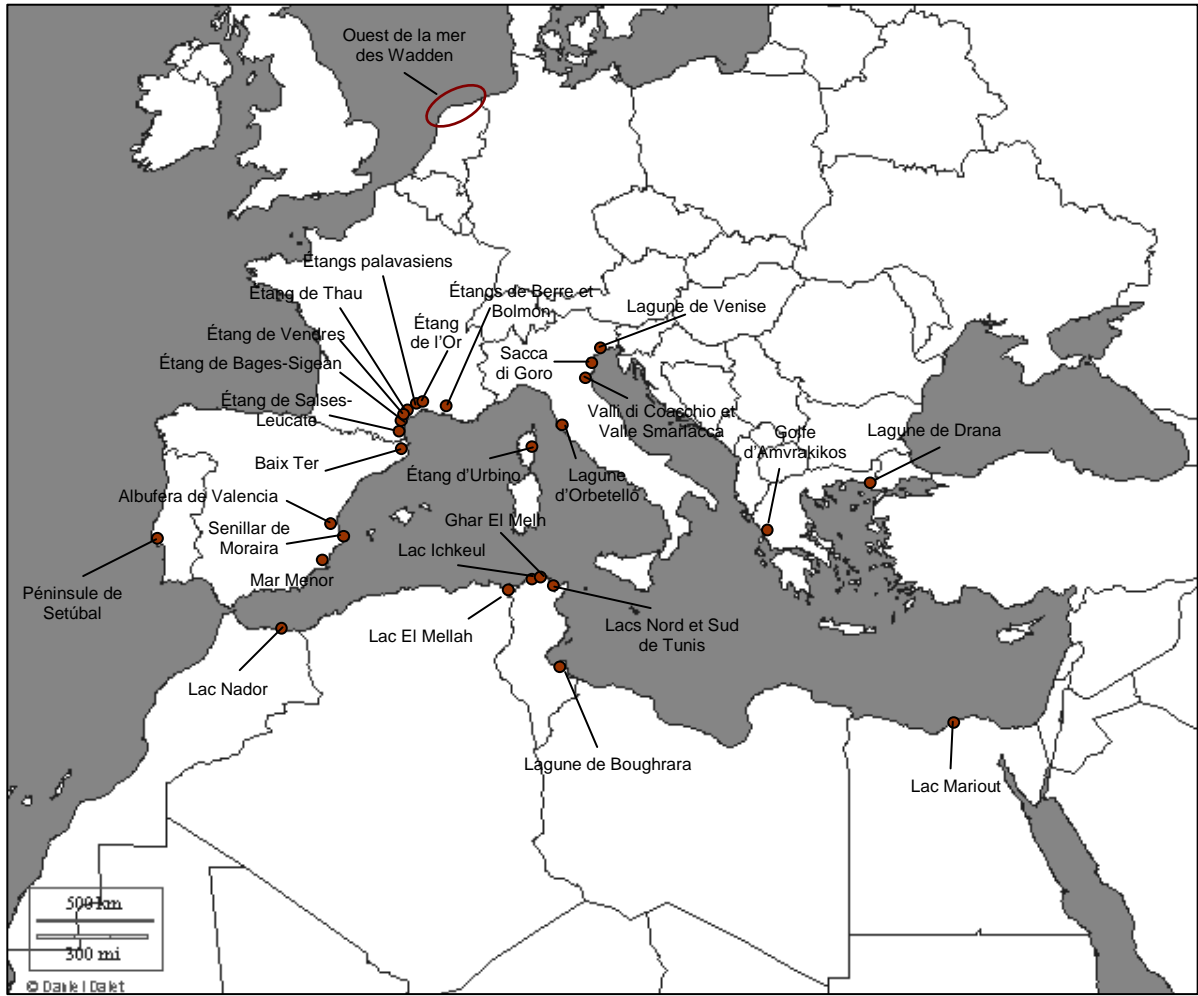
Parmi les 36 sites étudiés (voir leur localisation géographique sur la carte présentée en figure 8), la plupart sont méditerranéens afin de se focaliser principalement sur des sites proches de l'étang de Berre. Si l'on parcourt le littoral méditerranéen à travers cet ensemble de données, on rencontre 5 sites de restauration en Espagne, 9 en France, 5 en Italie, 2 en Grèce, 1 en Egypte, 5 en Tunisie, 1 en Algérie et 1 au Maroc.

On s'aperçoit donc que les sites étudiés restent principalement localisés dans l'Ouest de la Méditerranée. Deux raisons peuvent être avancées. D'une part, il semble y avoir relativement peu de projets de restauration de lagunes dans la partie Est, ce qui peut s'expliquer en partie par un niveau de dégradation moindre des lagunes mais peut-être aussi par un degré moindre d'investissement dans la restauration des lagunes. D'autre part, le manque de données a été limitant pour la partie Est de la méditerranée. Ainsi, il semblerait par exemple que certaines actions aient lieu sur la côte turque (Delta Gediz, lagunes de Yumurталik) mais il n'a pas été possible de rassembler suffisamment d'éléments à ce propos, malgré un contact intéressé en Turquie.

Autour de la Méditerranée, on n'a considéré que des projets de restauration sur des lagunes (à proprement parler) et pas les autres masses d'eau de transition, afin de rester proche du mode de fonctionnement de l'étang de Berre.

Cependant, il est également intéressant d'élargir la recherche à quelques autres endroits dans le monde où les efforts de restauration sont notables. C'est pourquoi 7 d'entre eux ne sont pas méditerranéens : l'un est au Pays-Bas, un autre au Portugal, 3 au Japon et 2 aux États-Unis. On a choisi le site néerlandais pour avoir une approche européenne différente de l'approche méditerranéenne en matière de restauration des herbiers de phanérogame, une problématique majeure de l'étang de Berre. Dans le site portugais, l'accent est également mis sur la transplantation des zostères. Quant aux Japon et aux États-Unis, ils mènent depuis assez longtemps des actions de restauration écologique, souvent de grande envergure, et il est intéressant de chercher à bénéficier de leur expérience en la matière. Ces deux pays pratiquent beaucoup la restauration des herbiers de phanérogames et c'est sur ce point particulier que l'étude des sites japonais et américains va se centrer principalement.

Pour ces quatre pays, en raison de leur morphologie, ce sont principalement des eaux de transition non lagunaires stricto sensu qui ont été considérées. Ainsi, les États-Unis présentent plusieurs estuaires très vastes où sont menés depuis plusieurs décennies des travaux de restauration. Au Japon, on trouve des eaux de transition très variées : lagunes, estuaires, mer intérieures, ... Quant aux Pays-Bas et au Portugal, c'est dans ces deux cas une masse d'eau côtière qui a été étudiée.



**Figure 8** : Localisation géographique des sites étudiés.  
 En haut, les sites méditerranéens et européens non méditerranéens,  
 en bas : à gauche, les deux sites américains et à droite les trois sites japonais.

## b) Diversité morphologique :

Outre la diversité géographique, l'échantillon des 36 exemples offre une gamme d'échelle très vaste : la plus petite lagune étudiée, Senillar de Moraira en Espagne, a une superficie de 1 ha tandis que Chesapeake Bay, aux États-Unis, s'étend sur 1 160 000 ha. Cependant, près de la moitié des lagunes a une superficie comprise entre 1 000 et 15 500 ha et la médiane des superficies se situe à 3 600 ha. Pour ce qui concerne la profondeur moyenne, l'éventail est beaucoup plus restreint et une moyenne de 12 m environ pour la baie de Tokyo est un maximum. La médiane des profondeurs est de 1,5 m. Les lagunes sont en effet des milieux généralement peu profonds.

Par ailleurs, la diversité de fonctionnement des lagunes dans l'échantillon étudié est représentée entre autres par quelques exemples originaux : le lac Ichkeul (Tunisie), qui est une lagune secondaire, c'est-à-dire qu'il communique par la mer via une autre lagune (le lac de Bizerte), et l'étang de Vendres (France), qui se trouve asséché pendant la période estivale.

## **4. Les différents types de dégradation rencontrés**

Si les caractéristiques géographiques et morphologiques présentent une diversité intéressante dans l'ensemble de données étudié, les états de dégradation des lagunes et les actions de restauration écologiques ne sont pas en reste.

A travers les 36 sites étudiés est présentée une gamme assez étendue de dégradation de milieux lagunaires. Il faut bien sûr distinguer l'état de dégradation avant les travaux de restauration de l'état après ces mêmes travaux. On considère ici l'état avant restauration puisque c'est celui qui constituera le point de départ des opérations visant la restauration du milieu.

Les milieux les moins dégradés sont des lagunes telles que l'étang de Thau, de Bages-Sigean et de Salses-Leucate en France ou encore le lac Ichkeul en Tunisie et la Senillar de Moraira en Espagne. Ces lagunes subissent cependant certains problèmes nécessitant une intervention mais ceux-ci demeurent moins importants que les dégradations auxquelles sont confrontées les autres lagunes de l'échantillon étudié. Le cas le plus extrême est la destruction totale de la lagune, comme c'est le cas pour la lagune de Drana, au nord-est de la Grèce. Dans bien d'autres cas, la lagune existe encore mais son fonctionnement est profondément altéré : c'est le cas dans le lac de Mariout, à Alexandrie en Égypte, où l'hypereutrophisation, la contamination chimique de l'eau, des sédiments, de la faune et de la flore et le comblement progressif du lac ont considérablement appauvri et détérioré l'écosystème. C'était également le cas dans le lac de Tunis avant sa restauration, l'état de forte eutrophisation entraînant entre autres des épisodes de couverture quasi complète du lac par les macro algues, ou celui de l'étang de l'Or où les eaux opaques, le développement de cascaill et l'eutrophisation sont bien éloignés du fonctionnement non dégradé d'une lagune.

À travers la liste d'exemples étudiés, certains sont relativement préservés – on les a cités plus haut – mais ils sont très minoritaires. La plupart des sites étudiés présentent une modification assez marquée de l'écosystème. Les lagunes, de même que les zones humides, sont en effet des milieux naturels ayant subi de façon prononcée l'impact de l'activité de l'homme. Ceci peut s'expliquer par le fait que ce sont des écosystèmes à la fois fragiles et attrayants, comme le rappelle le SDAGE Rhône Méditerranée. En effet, les eaux de transition, que ce soient des lagunes ou des estuaires, sont des milieux très productifs et riches en biodiversité. Ils sont très souvent caractérisés par une présence humaine très longue, on pourrait même parfois parler de

coexistence avec l'homme comme c'est le cas par exemple pour l'étang de Berre où on retrouve une présence de l'homme pratiquement depuis la formation de l'étang. Suite aux changements majeurs du mode de vie de l'homme au cours du siècle dernier, ses activités ont un impact de plus en plus marqué sur son environnement. Or les lagunes sont des milieux particulièrement fragiles : elles recueillent les eaux du bassin versant mais sont confinées et leurs eaux ne se renouvellent habituellement que peu fréquemment. L'impact de toute perturbation, et en particulier celui des activités humaines sur le bassin versant, est donc plus marqué dans une lagune que dans un milieu moins confiné. À travers les cas étudiés dans ce rapport, on constate un lien direct et très étroit entre l'état de la lagune et les activités qui règnent sur le bassin versant (agriculture ou étendues forestières ; forte population et activités industrielles ou milieu à faible présence de l'homme, ...) Ce lien est bien sûr corrigé ou aggravé selon la façon dont ces activités sont gérées : la présence d'une ville sur le littoral lagunaire n'aura pas le même impact suivant l'état de son assainissement.

Les dégradations subies par les lagunes proviennent donc principalement de flux issus du bassin versant :

- flux de contaminants chimiques. Issues de l'activité industrielle, agricole ou domestique, de nombreuses substances chimiques peuvent aboutir dans la lagune et s'y accumuler : pesticides, HAP, métaux lourds, PCB, ... Très diverses pour ce qui concerne leur structure et activité chimiques ou leurs conséquences dans l'environnement, ces substances conduisent à une contamination des différents compartiments du milieu, avec des conséquences néfastes tant sur l'écosystème que sur les usages.

- flux de nutriments, qui enrichissent excessivement le milieu et déséquilibrent la chaîne trophique, provoquant le phénomène d'eutrophisation. Pour le définir, on retiendra ce que propose l'Ifremer dans son rapport de 2001 : « Au lieu de la définition étymologique stricto sensu de progression de l'enrichissement d'un milieu, on retiendra plutôt la notion d'état enrichi à un point tel qu'il en résulte des nuisances pour l'écosystème, et donc pour l'homme. [...] Cette définition opérationnelle privilégie donc les conséquences néfastes de l'enrichissement, c'est-à-dire la production d'une biomasse algale excessive, voire déséquilibrée au point de vue biodiversité, et l'hypoxie plus ou moins sévère qui résulte de la dégradation de cet excès de matière organique » (Menesguen et al., 2001).

- flux de matières solides. La lagune est l'exutoire des flux issus du bassin versant et qui charrient naturellement des limons ou sédiments. Cependant, les activités de l'homme (déforestation, ...) ou les modifications du bassin versant, de certains de ses usages, etc., peuvent conduire à une augmentation significative du flux de matière solide parvenant dans la lagune. Se déposant au fond ou au niveau des communications entre la mer et la lagune, ces apports entraînent généralement un confinement du milieu.

De plus, on constate malheureusement que les détériorations liées à ces flux ont tendance à s'aggraver mutuellement plutôt à qu'à se compenser. Pour ne citer qu'un exemple, les apports solides excessifs entraînent un comblement des communications avec la mer, ce qui accentue les effets néfastes de l'eutrophisation. En effet, par le phénomène d'eutrophisation, la colonne d'eau s'enrichit en nutriments qui sont consommés par des organismes aquatiques tels que le phytoplancton. Présents en quantités trop importantes pour être assimilés par l'écosystème, ils vont alors se décomposer, ce qui provoque une forte consommation de l'oxygène dissous dans la colonne d'eau, pouvant aller jusqu'à l'anoxie. Or, en cas de confinement du milieu, les eaux ne se renouvellent guère (le temps de résidence hydraulique dans la lagune augmente) et il n'y a pas d'apport d'oxygène possible par ce biais pour pallier sa forte consommation. Le confinement restreint donc l'apport d'oxygène au milieu, il restreint également l'exportation des nutriments en excès. Ce phénomène aggrave donc celui de l'eutrophisation.

Par ailleurs, les dégradations s'enchaînent souvent en cascade : une unique cause de problème, l'apport excessif de nutriment, peut conduire à un développement de macro algues ou de phytoplancton et à une réduction des herbiers de phanérogames. Or ceux-ci constituent des habitats pour une faune riche et leur disparition provoque donc souvent une disparition ou du moins une réduction de certaines populations. Par ailleurs, la réduction des herbiers peut être associée à une érosion plus importante des berges par perte de leur service de stabilisation des fonds. On voit à travers cet exemple brossé rapidement les cascades de conséquences que peut avoir une unique cause de dégradation. La figure 9 schématise certaines de ces relations entre les multiples conséquences liées à l'impact de l'activité de l'homme sur le milieu lagunaire. Au centre, écosystème et usages du milieu pâtissent de ces dégradations.

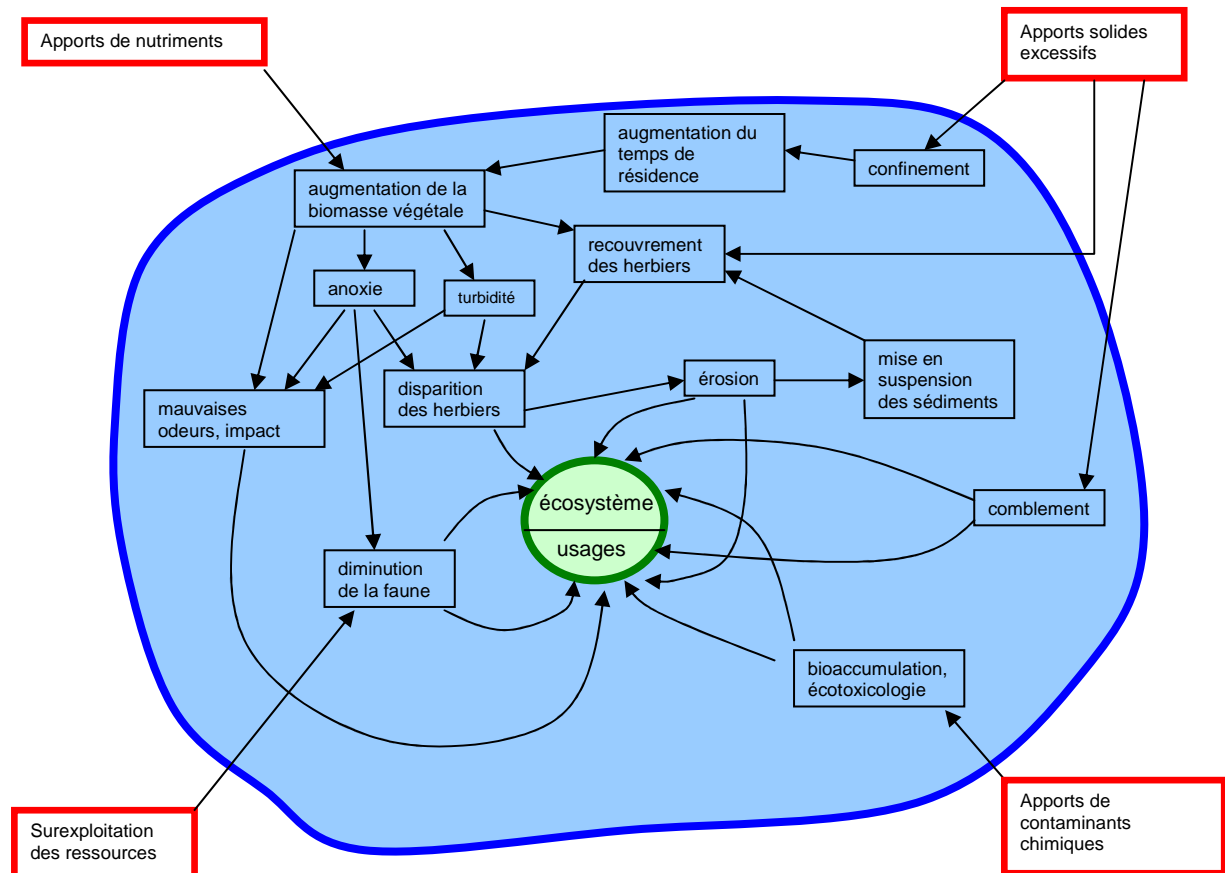


Figure 9 : Dégradations du milieu lagunaire

Dans l'ensemble des sites étudiés, on repère que l'eutrophisation se détache nettement comme le problème dominant. Il peut souvent être accompagné d'autres dégradations, comme on le voit sur la figure 9 ci-dessus. Enfin dans certains sites particuliers existent également d'autres dégradations, plus spécifiques et qui ne figurent pas dans le schéma précédent. Les parties suivantes détaillent ces diverses catégories de dégradations.

### a) L'eutrophisation :

L'eutrophisation est un problème observé dans pratiquement tous les exemples étudiés.

Il est mentionné pour l'Albufera de Valencia, la zone humide de Baix Ter, la lagune d'Encanyissada, la Mar Menor et Senillar de Moraira (Espagne), l'étang de Bages-Sigean, de Berre, de Bolmon, de l'Or, les étangs palavasiens et l'étang de Vendres (France), la lagune de

Boughrara, de Ghar el Melh, les lacs Nord et Sud de Tunis (Tunisie), Chesapeake Bay et Narragansett Bay (États-Unis), le lac Mariout (Égypte), la lagune de Nador (Maroc), le lac Nakaumi (Japon), la lagune d'Orbetello, Sacca di Goro, Valle Smaracca, Valli di Comacchio et la lagune de Venise (Italie), soit 24 sites. À ceux-ci s'ajoutent les sites pour lesquels l'eutrophisation n'est pas signalée en tant que telle, mais à travers ses conséquences : hypoxie des fonds dans le golfe d'Amvrakikos (Grèce), épisodes de « marées rouges » dans la baie de Tokyo (Japon).

On trouve également plusieurs lagunes où l'eutrophisation n'est pas identifiée comme problème majeur mais où elle est présente ou menaçante : l'étang d'Urbino (France) pour lequel le SDAGE signale dans ses orientations spécifiques la réduction de l'eutrophisation (Système d'Information sur l'Eau du bassin Rhône-Méditerranée, 2010) ; l'estuaire de la rivière Fushino ( Japon) où ce problème n'est pas pointé du doigt dans les documents étudiés (documents écrits en anglais mais ils sont beaucoup plus abondants en japonais : on n'a donc eu accès qu'à une partie restreinte de l'information disponible sur cette zone) mais où il semblerait que des apports en nutriments d'origine domestique soient présents ; le lac Ichkeul (Tunisie), pour lequel l'effort de restauration a été mis sur la régulation de la salinité, mais où le problème d'eutrophisation se pose ; la mer des Wadden néerlandaise où l'augmentation de la charge en nutriments dans l'eau ne semble pas avoir été la cause de la disparition des zostères, ayant survécu plus tard, mais est un facteur de dégradation du milieu mentionné.



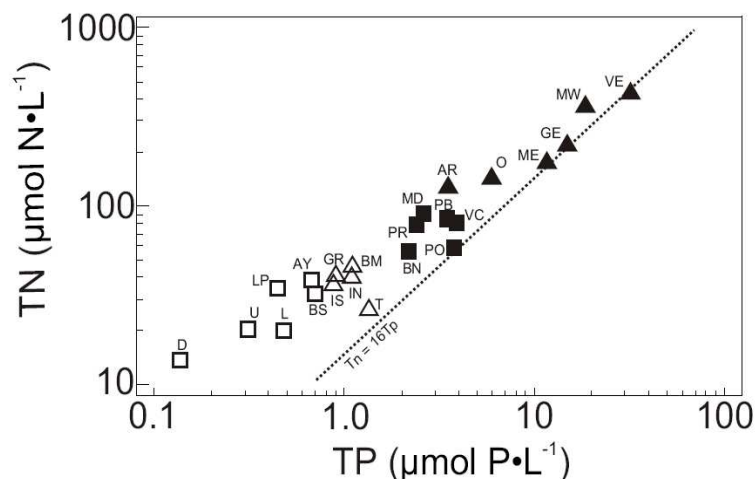
**Figure 10** : Conséquence de l'eutrophisation du lac Nord de Tunis avant les travaux d'aménagement : développement d'ulves couvrant quasiment toute la surface de la lagune en été (source : Ben Maïz, 2010)

De plus, certaines lagunes, bien que n'étant pas touchées de façon continue par le problème d'eutrophisation, y sont confrontées lors de phénomènes épisodiques : le lac El Mellah (Algérie) semble être affecté par des épisodes récurrents de dystrophie et en été par l'anoxie des eaux du fond ; l'étang de Salses-Leucate (France) connaît de façon occasionnelle des

blooms de phytoplancton toxique (*Dinophysis*) ; l'étang de Thau (France) peut parfois être perturbé par des blooms de phytoplancton toxique (*Alexandrium*) et surtout par des épisodes sévères de malaïgue, dont les conséquences sur la faune sont brutales et dramatiques.

Finalement, ne semble épargnée que la péninsule de Setúbal (Portugal) où la disparition des zostères paraît être associée à une dégradation mécanique et non biologique. Cette situation peut cependant se justifier assez aisément car la péninsule de Setúbal n'est pas une lagune ni un milieu confiné (voir la fiche correspondante pour consulter la carte). Il s'agit donc d'un site moins sensible aux problèmes d'eutrophisation car ses eaux peuvent se renouveler plus facilement que celle des lagunes ou estuaires. Enfin, la lagune de Drana avait été complètement détruite (avant sa restauration en 2004). Le problème d'eutrophisation ne se posait donc pas.

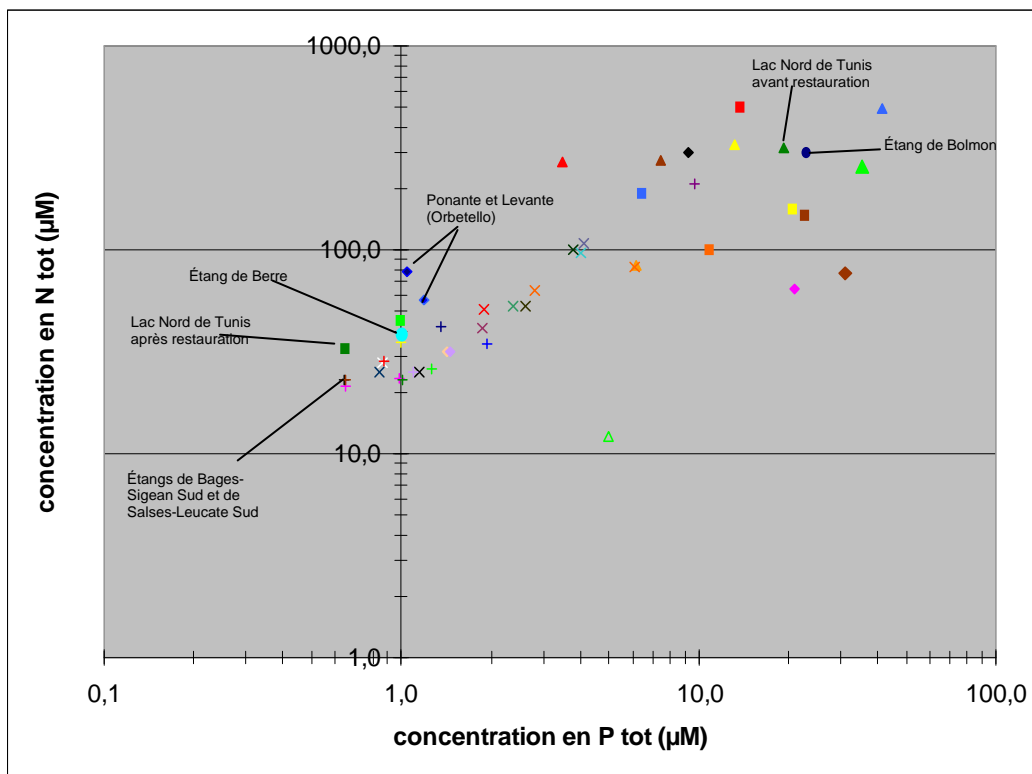
Devant une telle omniprésence du problème d'eutrophisation parmi les sites étudiés, il paraît intéressant de pouvoir comparer entre elles les différentes lagunes. Un travail effectué par des chercheurs de l'Ifremer, de l'unité mixte de recherche Écosystèmes lagunaires (Université Montpellier 2, CNRS, Ifremer) et du département « Ecology and Evolutionary Biology » de l'Université de Kansas sur 20 lagunes méditerranéennes françaises montre que la concentration de l'eau en chlorophylle *a* (traduisant l'état d'eutrophisation du milieu) est nettement liée à la concentration en azote total et en phosphore total (Souchu et al., 2010). La relation entre la concentration en azote total et en phosphore total est également très marquée et il est intéressant de constater que, sur un graphique représentant la relation entre ces deux concentrations pour les 20 lagunes étudiées, ces lagunes se classent selon leur statut trophique. On passe des lagunes oligotrophes (qu'on reconnaît à leurs eaux transparentes avec une prédominance des phanérogames avec les macro algues associées) aux lagunes mésotrophes (prolifération des macro algues) puis aux lagunes eutrophes (où les phanérogames ont disparu mais où les macro algues peuvent encore proliférer) et enfin aux lagunes hypertrophiques (caractérisée par une dominance quasi-exclusive du phytoplancton) (Souchu et al., 2010, voir figure ci-dessous).



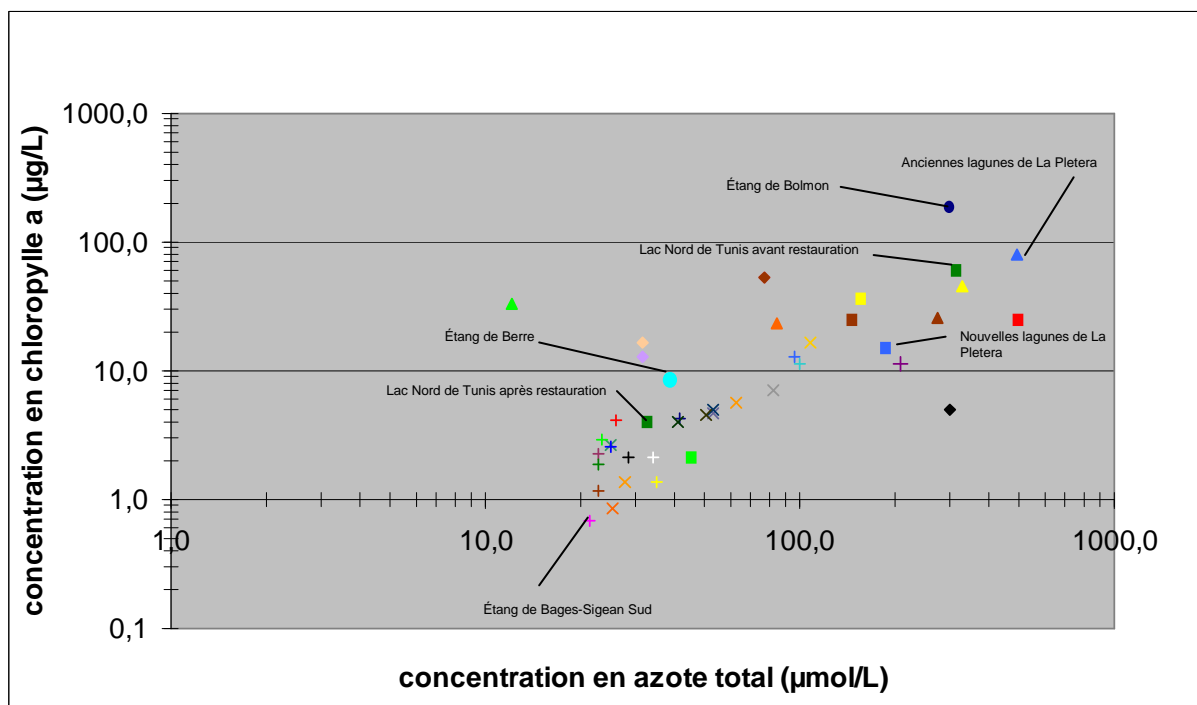
**Figure 11** : relation entre les concentrations en azote total (TN) et phosphore total (TP) dans 20 lagunes méditerranéennes françaises.

□ : lagunes oligotrophes, △ : lagunes mésotrophes, ■ : lagunes eutrophes, ▲ : lagunes hypereutrophes.  
(source : Souchu et al., 2010)

Les concentrations en azote total et en phosphore total sont donc les indicateurs retenus afin de comparer l'état d'eutrophisation des lagunes étudiées. Ces données ne sont pas disponibles pour l'ensemble des sites mais sont particulièrement abondantes pour les lagunes du Réseau de Suivi Lagunaires du Languedoc-Roussillon. On obtient alors les figures suivantes :

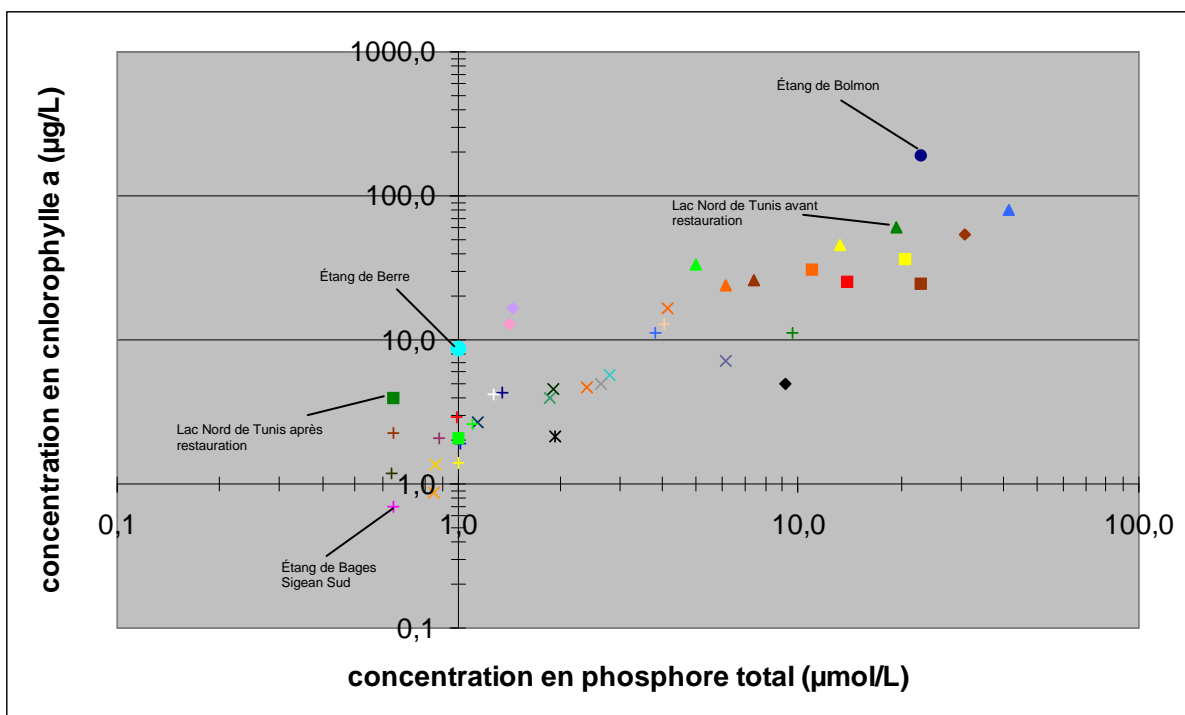


**Figure 12 a :** Relation entre la concentration en azote total (N tot) et en phosphore total (P tot) (valeurs estivales, mesures ou estimation)



**Figure 12 b :** Relation entre la concentration en chlorophylle *a* et en azote total (valeurs estivales, mesures ou estimation)





**Figure 12 c :** Relation entre la concentration en chlorophylle *a* et en en phosphore total (valeurs estivales, mesures ou estimation)

**Légende :** les étangs palavasiens sont représentés par le symbole « x », les autres étangs du RSL par le symbole « + ». Pour certaines lagunes non françaises, les situations avant restauration (représentée par un triangle) et après restauration (représentée par un carré de même couleur) sont comparées. Dans le cas du lac Sud de Tunis, deux triangles représentent la situation avant restauration : le triangle plein reprend les valeurs maximales et le triangle vide les valeurs moyennes. Les lagunes non françaises pour lesquelles les données ne permettent pas de comparaison sont représentées par un losange. L'étang de Berre est figuré par le rond bleu clair, l'étang de Bolmon par un rond bleu foncé.

Ces courbes ont été établies pour les lagunes où les données étaient disponibles, à savoir : les étangs littoraux français suivis par le RSL (Bages-Sigean Nord, Sud et milieu, Or Est et Ouest, Salses-Leucate Nord, Sud et Anse, Thau Crique de l'Angle, Thau Est fond et surface, Thau Ouest fond et surface, Vendres, et les étangs palavasiens : Armel, Grec, Ingril Nord et Sud, Méjean Est et Ouest, Pierre Blanche, Prévost Est et Ouest, Vic), les lagunes de Baix Ter (anciennes et nouvelles lagunes de La Pletera, bassins d'entrée, de sortie et confiné de Ter Vell), les étang de Berre et de Bolmon, la lagune d'Encanyissada, de Ghar El Melh, les lacs Nakaumi et son voisin Shinji, la Senillar de Moraira, la baie de Tokyo, les lacs Nord et Sud de Tunis.

On a repris les valeurs fournies par le RSL pour les étangs concernés et les valeurs du suivi effectué par le GIPREB pour l'étang de Berre. Il s'agit de la moyenne estivale (mois de juin, juillet et août) des années 2007, 2008 et 2009. Pour l'étang de Bolmon on a repris les données fournies par Chomerat, 2005 et Cabinet A. Ramade/Gérim, 2002 ; ces données correspondent à une moyenne sur les années 2002-2003 pour le phosphore total et la chlorophylle *a*, et à la moyenne de 3 mesures réalisées en 2000 pour l'azote total. Pour les autres lagunes, la moyenne estivale n'était pas toujours disponible et elle a été estimée de la façon suivante : pour les lagunes de Baix Ter (La Pletera et Ter Vell), la moyenne estivale est estimée par la somme de la moyenne annuelle et de son écart-type, en 1999-2000 avant la restauration et en 2002-2003 après la restauration. Pour Encanyissada et la Senillar de Moraira, on a utilisé la valeur maximale des grandeurs mesurées. Pour Ghar El Melh, on a retenu les valeurs estivales

ponctuelles (une mesure en juillet 1999 pour N tot, en août 1999 pour P tot et Chl *a*) plutôt que la moyenne annuelle pour estimer la moyenne estivale. Pour les lacs Nakaumi et Shinji ainsi que la baie de Tokyo et le lac Nord de Tunis, seules étaient disponibles les moyennes annuelles (période 1990-1997 pour la baie de Tokyo, et date non précisée antérieure à 2004 pour Nakaumi et Shinji). Enfin, pour le lac Sud de Tunis, on a utilisé les moyennes annuelles pour la situation avant restauration (1995-1997) et après restauration (2001-2003), mais on a également fait figurer la valeur maximale pour la situation avant restauration.

Les points obtenus sont davantage dispersés que dans le travail de Souchu et ses collègues mais on observe cependant une relation nette entre les grandeurs considérées : les lagunes se classent ainsi selon une eutrophisation croissante et il est possible de les comparer entre elles. On observe ainsi par exemple qu'après sa restauration, le lac Nord de Tunis se situe à un degré d'eutrophisation inférieur à celui de l'étang de Berre.

Cette dispersion des points plus importante que celle constatée dans l'article Souchu et al., 2010, pourrait éventuellement s'expliquer tout d'abord par le fait que les lagunes ici étudiées sont moins concentrées géographiquement que les 20 lagunes méditerranéennes françaises étudiées par Souchu et ses collègues. Par ailleurs, si les données issues du RSL correspondent à des mesures standardisées et identiques entre elles, les mesures provenant des autres lagunes se réfèrent toutes à une méthode particulière employée par les acteurs locaux, et qui peut différer d'un site à l'autre. De plus, il est important de noter, comme on l'a vu plus haut, que les valeurs utilisées pour établir les courbes ci-dessus sont moins homogènes que les valeurs employées dans l'article auquel on fait référence. Pour ce qui est des lagunes suivies par le RSL, les mesures sont standardisées : pour toutes les lagunes concernées, les points correspondent à la moyenne estivale des années de 2007, 2008 et 2009 (1 mesure par mois). En revanche, pour les autres lagunes, les données sont bien plus hétérogènes. Pour beaucoup d'entre elles, la moyenne estivale n'était malheureusement pas disponible, il a fallu l'estimer : la somme de la moyenne annuelle et de son écart-type représente une première estimation. La valeur maximale est une surestimation de la moyenne estivale, la moyenne annuelle en est une sous-estimation. Par ailleurs, les mesures n'ont pas nécessairement toutes été réalisées en 2007, 2008 et 2009. Ainsi, pour la lagune de Ghar El Melh par exemple, les mesures ont été effectuées en 1999.

Notons en particulier que la comparaison des situations respectives des étangs de Berre et de Bolmon sont à faire avec précautions : les points ici représentés ne correspondent pas à des mesures effectuées par les mêmes personnes, ni pour les mêmes années. Pour l'étang de Berre, il s'agit de la moyenne estivales des mesures issues du suivi de l'étang pour les années 2007, 2008 et 2009, années sèches et donc favorables pour ce qui concerne l'eutrophisation. En revanche, il ne semble pas exister de tel suivi sur l'étang de Bolmon, les données disponibles sont donc plus éparses et moins abondantes. On a repris les données disponibles les plus récentes mais elles se réfèrent aux années 2000 à 2003 et ne sont pas une moyenne estivale. Il est donc difficile d'avancer de conclusion sur une telle base.

Il ressort toutefois de cette comparaison que la mesure des concentrations en azote total et phosphore total, ainsi qu'en chlorophylle *a*, semble être particulièrement pertinente afin de juger du degré d'eutrophisation d'une lagune. Il serait très intéressant de disposer d'outils de diagnostic communs à l'échelle internationale afin de mutualiser les expériences de façon fructueuse. C'est ce qui a déjà commencé, à plus petite échelle, avec les travaux du Réseau de Suivi Lagunaire (RSL) en Languedoc-Roussillon : toutes les lagunes de ce réseau sont suivies annuellement et les résultats sont analysés à travers une grille de critères, permettant alors d'établir leur degré d'eutrophisation. Cet outil paraît extrêmement intéressant pour les

gestionnaires. De ceci découle nécessairement la place cruciale et l'importance d'une structure pérenne assurant un suivi régulier, selon un protocole précis, du milieu lagunaire concerné.

L'eutrophisation est un donc un problème largement dominant dans les milieux lagunaires subissant une dégradation, pour ne pas dire universel : on le retrouve en effet, de façon plus ou moins marquée, dans pratiquement toutes les lagunes étudiées, sans critère de distinction. Il semblait donc judicieux de le considérer à part. Dans les deux catégories suivantes, nous étudierons donc les dégradations indépendantes de l'eutrophisation, rencontrées dans les 36 milieux lagunaires étudiées. On y a distingué deux groupes, selon le caractère général ou spécifique des dégradations. Ainsi, les dégradations dites « générales » sont celles qui, de même que l'eutrophisation, se retrouvent communément dans les lagunes sans que cela puisse être associé à un critère quelconque (pays ou région, taille de la lagune, ...). De même que l'eutrophisation, elles figurent dans le schéma de la figure 9. Ce sont des problèmes courants de détérioration des milieux lagunaires. Au contraire, les dégradations dites « spécifiques » sont à relier directement à une particularité locale du site. Cette distinction entre dégradations « générales » ou « spécifiques » peut s'avérer un peu artificielle et la limite entre ces deux groupes parfois difficile à tracer ; en effet, toutes les dégradations des lagunes proviennent des activités locales de l'homme (à l'exception des détériorations liées au changement climatique global) et il s'agit donc de faire la part entre des activités humaines spécifiques à un site donné et des activités humaines qu'on retrouve communément auprès de la plupart des lagunes. Cependant, la distinction proposée dans la présente étude permet de mettre l'accent sur les particularités locales et donc indirectement sur certains aspects socio-économiques.

#### b) Les dégradations générales :

Ainsi, une deuxième catégorie de problèmes rencontrés dans l'échantillon des 36 exemples étudiés regroupe les détériorations « générales ».

Ceci concerne premièrement les conséquences d'un apport solide massif : ensablement ou comblement des connexions avec la mer et de la circulation de l'eau, etc. On retrouve ce problème à l'Albufera de Valencia où il provoque un colmatage des sources d'eau douce, les *ullals*, dans le lac El Mellah où le chenal reliant le lac à la mer subit un ensablement marqué, dans la lagune de Boughrara avec un ensablement réduisant les échanges avec la mer, dans l'étang d'Urbino où l'ensablement du grau nécessite un curage régulier, dans la lagune de Ghar El Melh dont la communication avec la mer s'ensable, dans la Senillar de Moraira qui court le risque d'être comblée peu à peu par les apports excessifs de sédiments du bassin versant. Notons qu'il faut cependant considérer ce phénomène avec précaution et tenter de distinguer ce qui relève des apports excessifs, dus à l'activité de l'homme modifiant fortement le bassin versant et son fonctionnement naturel, et les apports relevant du fonctionnement naturel du bassin versant. Ainsi, pour la Senillar de Moraira il s'agit clairement du premier cas car les surfaces forestières du bassin versant ont été fortement réduites au profit de l'agriculture, générant une augmentation significative de l'apport en sédiments, plus que ne peut en évacuer la lagune. En revanche, on pourrait se demander si l'ensablement du grau de l'étang d'Urbino (dont le bassin versant est assez préservé), ne correspond pas au second cas. Le curage périodique du grau relèverait alors plutôt de la gestion que de la restauration de la lagune. En revanche, pour ce qui concerne les autres lagunes concernées, il est difficile de répondre à cette question, faute d'informations suffisantes sur le bassin versant et d'études spécifiques...

La catégorie des dégradations « générales » comprend également la contamination chimique, problème auxquelles sont confrontées, à des degrés divers, de nombreux milieux lagunaires. C'est le cas à l'Albufera de Valencia (pesticides, déchets industriels), dans l'étang de Bages-Sigean avant sa restauration, bien qu'il en subisse encore aujourd'hui les conséquences, dans l'étang de Berre avant les restrictions imposées aux industriels sur son pourtour (les sédiments de l'étang gardent encore une trace de contamination), dans la lagune d'Encanyissada (apports de pesticides), dans la Mar Menor (métaux lourds), dans l'étang de Bolmon (contaminations par des PCB), dans le lac Mariout (éléments lourds, pesticides), dans le lac Nakaumi (pesticides et herbicides), périodiquement dans la baie de Tokyo (hydrocarbures), dans les lac Nord et Sud de Tunis avant leur restauration (milieux récepteurs des effluents industriels et pluviaux de la ville, contamination des sédiments par les métaux lourds constatée dans le lac Sud), dans la lagune de Venise (pollutions agricoles et pollutions d'origine industrielle avec entre autres le centre pétrochimique de Porto Marghera).



**Figure 13 :** Conséquences de l'exposition à la pollution du lac Mariout : la main de ce pêcheur a enflé et présente des taches de décoloration (source : Abdelrehim, 2010)

La contamination chimique est une dégradation assez préoccupante et est particulièrement difficile à traiter, à l'inverse de l'eutrophisation pour laquelle les solutions à mettre en œuvre sont plus aisées. En effet, les contaminants chimiques se stockent souvent dans les sédiments (métaux lourds, ...). Or, il n'existe pas de solution pratique pour décontaminer les sédiments. À l'heure actuelle, seul est pratiqué le dragage des sédiments, mais il est excessivement coûteux et ne peut donc se pratiquer que sur une surface très restreinte.

De façon assez générale, on trouve également l'exploitation excessive des ressources : surpêche dans les lagunes du golfe d'Amvrakikos et l'Encanyissada du delta de l'Ebre, accroissement anarchique de l'exploitation des ressources halieutiques dans la lagune de Boughrara, surexploitation dans Chesapeake Bay, sont les cas explicitement mentionnés dans l'ensemble des données.

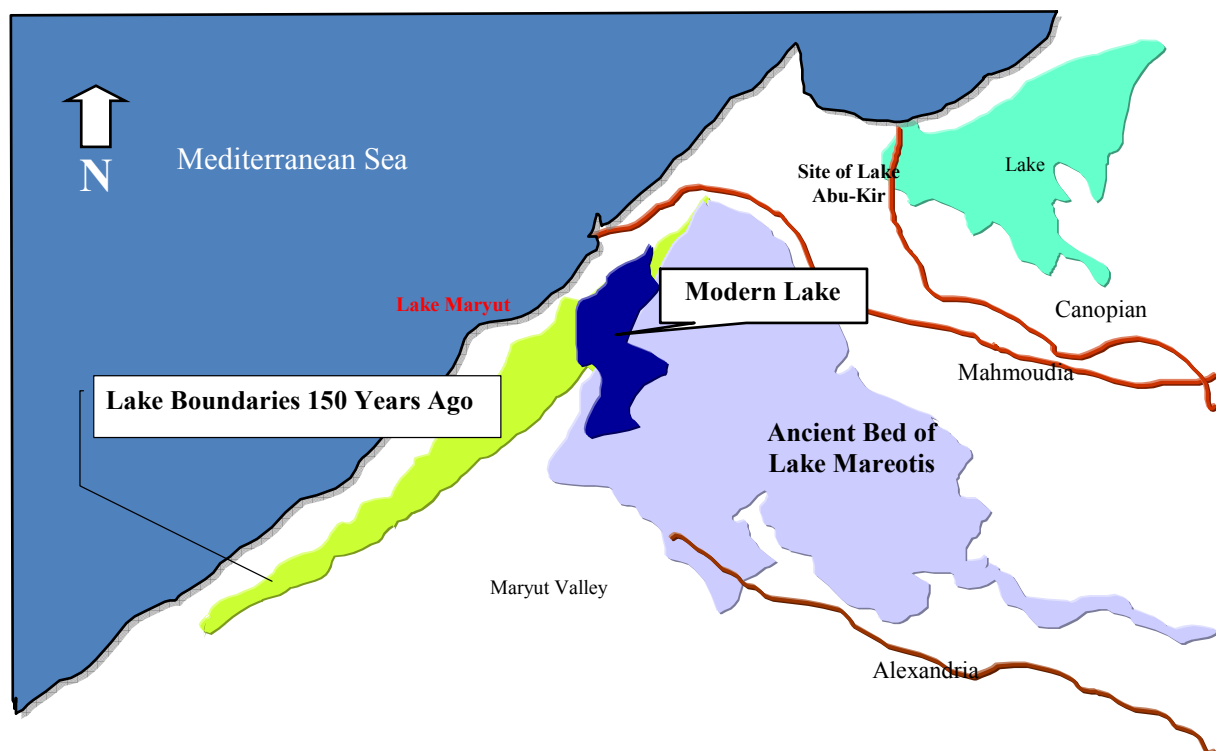
Ainsi sont recensés les différents types de dégradations rencontrées à travers l'ensemble des données étudiées dans notre échantillon. Le problème largement dominant est très clairement celui de l'eutrophisation, qui touche tous les milieux lagunaires de l'étude (à une exception près, mais le site de la péninsule de Sétubal est un peu à part dans l'échantillon puisqu'il s'agit d'une eau côtière non confinée). Cette prépondérance extrêmement marquée de l'eutrophisation explique que les techniques de restauration recensées visent principalement à contrer ce problème, comme on le verra dans une partie suivante.

L'eutrophisation est la seule dégradation mentionnée dans la littérature consultée pour les sites de l'étang de l'Or, Orbetello, Sacca di Goro, l'étang de Salses-Leucate (de façon épisodique), l'étang de Thau (idem), Valle Smarlacca et Valli di Comacchio. Pour tous les autres, d'autres types de dégradation s'associent à l'eutrophisation et

### c) Les dégradations spécifiques :

Par ailleurs, d'autres problèmes se posent mais sont davantage reliés à des particularités locales que les précédents.

L'un des exemples les plus évidents de dégradations « spécifiques » est celui de la destruction des berges et du comblement par gain de terrain sur l'eau. Ceci est un problème prépondérant au Japon, on le rencontre dans les 3 sites japonais de notre échantillon. La contrainte d'espace dans ce pays très densément peuplé a conduit à une politique de gain de terrain sur la mer ou sur les étendues d'eau. Au total, dans les années 1990, on comptait plus de 10 million d'hectares de terrain gagné sur la mer (Terawaki et al., 1999) et 350 ha de « tidal flats » (zone côtière périodiquement immergée sous l'influence des marées) ont ainsi disparu dans l'estuaire de la rivière Fushino. Ce problème a eu également un impact important sur le lac Nakaumi, avec entre autres un bétonnage massif de ses berges (d'où une destruction importante d'habitats) et des modifications de la circulation d'eau (favorisant la stagnation de certaines zones et accentuant donc les conséquences de l'eutrophisation). Quant à la baie de Tokyo, pratiquement toute sa côte naturelle a été détruite. On ne retrouve cette restriction d'espace que dans un seul cas extérieur au Japon, le lac Mariout, du fait de la situation géographique très contrainte de la ville d'Alexandrie.



**Figure 14** : Évolution des frontières du lac Mariout  
(source : Abdelrehim, 2010)

Alexandrie a en effet été construite sur la mince bande de terre séparant le lac Mariout de la mer Méditerranée. La seule possibilité d'extension de la ville est donc le lac, qui a été fortement comblé et continue de l'être aujourd'hui : depuis le début du XX<sup>ème</sup> siècle, le lac Mariout a perdu plus de deux tiers de sa superficie (Séon et al., 2010).

Le problème des macro-déchets se retrouvant abondamment dans la lagune et sur ses berges est également une dégradation « spécifique ». Ce phénomène est constaté dans plusieurs sites, qui ont pour point commun logique d'être situés dans des régions où la gestion actuelle des déchets (absence de collecte par exemple) n'est plus compatible avec le mode de vie des populations. La transition vers une société davantage axée sur la consommation sans le développement parallèle d'une gestion des déchets adaptée se retrouve ainsi au Maroc (cas de la lagune de Nador). Les populations locales ayant l'habitude de déposer leurs déchets dans le lit des oueds, ils sont emportés à chaque épisode pluvieux et la lagune fait office de réceptacle.



**Figure 15** : Macro-déchets autour de la lagune de Nador (source : Fatine, 2010)

Autre problème « spécifique », les dégradations mécaniques du fond. Celles-ci sont considérées être la cause de la forte régression des herbiers de zostères sur la péninsule de Setúbal. Deux catégories d'acteurs sont incriminées : les pêcheurs qui emploient un matériel destructeur (tel que les dragueurs à palourdes dont l'impact sur le fond est marqué) et les plaisanciers, en particuliers les usagers de loisirs nautiques, à cause de l'effet assez destructeur des mouillages. Dans la mer des Wadden aussi, il est possible que l'activité de pêche des coquillages ait contribué à empêcher le retour des herbiers de zostères.

Le confinement hydraulique fort est un phénomène qui, conjugué à celui de l'eutrophisation, en accentue les conséquences. Bien sûr, il existe des confinements naturels, ceci est même inhérent à la nature des lagunes, qui sont des milieux semi-clos et dont les échanges avec la mer sont donc assez restreints. Toutefois, l'augmentation du confinement suite à l'action de l'homme aboutit généralement à une perturbation de l'équilibre de l'écosystème.

Dans les lagunes du golfe d'Amvrakikos, le confinement hydraulique a augmenté au cours des trois dernières décennies. Ceci est dû à un changement récent des usages et des modes d'exploitation du milieu dans cette région de la Grèce. Peu de précisions sur la nature de ces changements sont malheureusement disponibles dans les documents étudiés. Toutefois, il apparaît que la déviation de la rivière Loutros, responsable en grande partie de l'alimentation en eau douce des lagunes étudiées, est l'un des changements hydrauliques importants de cette zone. Aujourd'hui déviée de sa trajectoire et canalisée, la rivière Loutros n'accomplit plus son rôle d'alimentation en eau douce des lagunes de Rodia, Tsoukalio et Logarou. Avec la disparition de ces apports réguliers et continus, l'eau des lagunes ne peut se renouveler aussi souvent qu'auparavant.

L'augmentation du confinement hydraulique se retrouve également dans la zone humide de Baix Ter, avec une fragmentation des lagunes et une modification de leur fonctionnement hydraulique. En particulier, la lagune de Ter Vell (voir la fiche-lagune de Baix Ter en annexe) a subi plusieurs modifications de leur régime hydrologique par suite des changements de pratique agricole. Avec le développement massif des systèmes d'irrigation, elle recevait un apport continu d'eau douce en été. Ce système d'irrigation a été modernisé au début des années 2000 et ce surplus d'eau douce pénétrant dans la lagune en été a alors disparu. Ce nouveau régime hydrologique ne paraît pas être adapté pour cette lagune, dont les eaux ne se renouvellent quasiment pas en été.

Les étangs palavasiens sont aussi un ensemble fractionné et, pour certains d'entre eux, assez confiné. Le canal du Rhône à Sète qui partage en deux ces étangs a modifié assez

profondément la circulation hydrodynamique dans ce chapelet d'étangs. Enfin, l'étang de Vendres présente un confinement marqué, d'où des échanges hydrauliques faibles.

Rentrant également dans cette catégorie de l'augmentation artificielle du confinement hydraulique, le cas de l'étang de Berre est très particulier. Les eaux douces apportées en grande quantité par la centrale EDF, moins denses que les eaux salées, ne se mélangent pas facilement avec ces dernières, qui restent donc confinées au fond de la lagune. Une stratification haline s'établit alors et les eaux du fond, subissant un confinement hydraulique marqué, ne se renouvellent que très peu.

Mentionnons la présence d'espèces invasives, problème rencontré dans Chesapeake Bay, la Mar Menor et la Senillar de Moraira. Dans cette dernière, les documents étudiés notent que certaines des espèces exotiques rencontrées (tortue de Floride, poissons exotiques : gambusie, poisson rouge, barbotte brune) ont été introduites volontairement dans la lagune par des personnes non identifiées. En effet, ces animaux de compagnie assez courants sont parfois relâchés dans la nature, bien que cela soit interdit par la loi.



**Figure 16 :** *Cotylorhiza tuberculata*, espèce invasive de méduses dans la Mar Menor (source : Gilabert, 2010)

Par ailleurs, la dégradation du milieu lagunaire due à des modifications hydrologiques entraînant un changement important de salinité est un problème « spécifique » très bien illustré par l'exemple du lac d'Ichkeul. Le problème est né en raison de la forte demande en eau dans ce pays aux ressources rares. Cette demande a donné lieu à la construction de barrages sur les affluents du lac et donc à une baisse drastique des apports en eau douce dans le lac, dont la salinité a augmenté en conséquence, mettant en péril de nombreuses populations d'oiseaux migrateurs sur le site.

On retrouve cette perturbation à la Mar Menor (mais avec des conséquences opposées) avec l'ouverture d'un canal sur la mer afin de permettre la navigation de plaisance. La salinité est alors passée d'une moyenne de 52 g/L avant 1973 à une gamme comprise entre 42 et 47 g/L actuellement. La Mar Menor est en effet plus salée que la mer Méditerranée en raison de la forte évaporation de ses eaux.

L'étang de Berre connaît également ce genre de problème. Suite à la mise en service de la station EDF au nord de l'étang en 1966, des rejets considérables d'eau douce y sont effectués et la salinité a depuis lors fortement chuté, avec des variations saisonnières considérables en fonction des périodes de turbinage de la centrale.

La lagune de Venise a également connu, et ce depuis plusieurs siècles, des modifications importantes de son hydrologie, principalement par les remaniements du lit et de la trajectoire de ses affluents. Contrairement aux exemples précédents, ces modifications hydrologiques n'ont pas perturbé la salinité du milieu. Elles n'ont pas non plus entraîné d'apport excessif de sédiments de la part du bassin versant (et donc un ensablement), ce qui est pourtant le cas le plus fréquemment rencontré (voir la partie précédente sur les dégradations « générales »). Au contraire, les sédiments sont en défaut à Venise. Ceci provoque entre autres d'inquiétants problèmes d'érosion.

Enfin, la destruction totale de la lagune est un fait unique dans l'échantillon d'exemples étudiés. C'est le cas de la lagune de Drana, qui a été asséchée par les agriculteurs d'un village voisin. En effet, considérant que la présence de la lagune était nuisible pour leur activité en raison de la pénétration du sel dans les champs et pâturages avoisinants, ils ont bouché la communication de la lagune avec la mer. Or l'apport en eau principal pendant la saison estivale provenait de la mer. La lagune s'est donc asséchée.



**Figure 17 :** La lagune de Drana.  
À gauche, la lagune avant sa restauration, à droite, la lagune restaurée  
(source : Koutrakis et al., 2007)

## 5. La restauration des milieux lagunaires

### a) Différents degrés d'avancement :

À travers l'ensemble des données étudiées, de nombreux projets ou actions de restauration sont présentés. Nous verrons un peu plus loin dans cette partie les techniques utilisées mais nous commencerons par examiner l'avancement des projets sur les milieux lagunaires retenus. Les projets étudiés ne sont pas tous achevés aujourd'hui, certains ne sont même pas commencés. L'échantillon présente une variété très intéressante de degrés d'avancement, ce qui permet d'étudier les différents stades des projets de restauration. La contrepartie de ce point positif est qu'il est alors plus difficile de comparer entre eux certains projets puisqu'ils n'en sont pas à la même étape. De plus, nous n'avons pas encore les résultats de certaines restaurations.

La lagune de Nador et le lac Nakaumi sont deux exemples intéressants de projets de restauration à leur commencement. Dans ces deux cas, on en est à la mise en place d'un plan ou d'un programme pour la restauration du milieu lagunaire. Dans le cas japonais, une entité dédiée a été mise en place, le Conseil de Restauration Naturelle de Nakaumi, alors qu'à Nador, c'est une fondation nationale, la Fondation Mohammed VI pour la protection de l'Environnement, qui pilote le projet.

À l'extrême, l'ensemble des données présente même quelques cas de projet non existant. Ainsi, sur la lagune de Ghar El Melh, le projet de restauration préconisé suite à une étude (Moussa et al., 2005), a été abandonné par l'État tunisien qui a préféré réserver ses fonds à un autre site. Le cas du lac Mariout est encore plus particulier. Pour ce lac d'Alexandrie, de nombreux projets se succèdent et se superposent (EPAP 2, ALAMIM, « Alexandria Coastal Zone Management Project », etc., consulter à ce propos la fiche consacrée au lac p. 40), mais aucune restauration effective du lac ne voit le jour. La situation autour du lac d'Alexandrie semble particulièrement complexe, avec de très nombreux acteurs, des vues divergentes et



une coordination pratiquement inexistante. C'est ceci qui bloque, ou du moins freine très fortement toute restauration effective du lac dont la situation continue de se dégrader. Il serait cependant abusif d'affirmer que « rien ne se passe » dans la mesure où des projets comme le projet ALAMIM semblent permettre d'aboutir à quelques avancées, telles qu'un premier niveau de concertation des acteurs.

Les projets de restauration à leur commencement ne sont pas les plus nombreux parmi les exemples proposés car il est intéressant de pouvoir étudier, avec la façon de faire, les résultats. Parmi les projets achevés, citons celui de la restauration de la Senillar de Moraira, qui présente le grand intérêt d'être assorti d'une étude effectuée quelques années plus tard afin d'évaluer ses résultats. De même, la restauration du lac de Tunis (en particulier du lac Nord) peut être étudiée à travers ses résultats puisqu'un suivi du lac est effectué par le gestionnaire, la Société de Promotion du Lac de Tunis.

Enfin, à l'intermédiaire entre les deux groupes précédents on trouve tous les projets en cours, tels que la restauration de la lagune d'Orbetello par exemple, ou encore de nombreux étangs du Languedoc-Roussillon et les baies américaines (Chesapeake et Narragansett). Cependant, pour les exemples français et américains, la restauration s'effectue principalement à travers un fonctionnement par étapes, avec différentes actions inscrites dans un programme plus vaste. Ces projets présentent donc de nombreuses étapes déjà réalisées.

#### b) La démarche de restauration écologique :

Citons à nouveau la SER (Society for Ecological Restoration) afin de rappeler la démarche de restauration écologique : « la restauration tend vers le retour d'un écosystème à sa trajectoire historique » (SER International Science & Policy Working Group, 2004). Ainsi, lorsqu'on aborde la démarche de restauration écologique, plusieurs termes sont à expliciter car ils devraient y être associés. Il s'agit de l'*écosystème de référence* et de la *trajectoire écologique*. « Un *écosystème de référence* (ou une *référence*) peut servir de modèle pour planifier un projet de restauration et plus tard pour l'évaluation de ce projet. Typiquement, la référence représente un point d'évolution avancé qui se situe quelque part le long de la trajectoire de restauration attendue. En d'autres mots, l'écosystème restauré est supposé finalement imiter les attributs de la référence et les buts et stratégies du projet sont développés en ce sens. »

« Une *trajectoire écologique* est celle qui décrit le chemin évolutif d'un écosystème au cours du temps. En restauration, la trajectoire commence avec l'écosystème non restauré et progresse vers l'état attendu de rétablissement souhaité dans les buts du projet de restauration et exprimé dans l'écosystème de référence. La trajectoire englobe tous les attributs écologiques – biotiques et abiotiques – d'un écosystème et en théorie peut être suivie par la mesure séquentielle de suites cohérentes de paramètres écologiques. » (SER International Science & Policy Working Group, 2004).

Il serait donc recommandé que la démarche de restauration écologique d'un milieu comprenne une phase de détermination de sa trajectoire et au moins la définition de l'état de référence qu'on souhaite atteindre.

Dans les faits, on observe assez rarement une mise en application explicite de cette démarche. Les exemples à retenir sont ceux du lac Nakaumi et du lac Ichkeul.

Le cas du lac Nakaumi semble illustrer assez parfaitement la démarche de la restauration écologique, telle que préconisée par la SER. Ainsi, il a été déterminé clairement que le but du projet est de restaurer le lac Nakaumi dans son état du début des années 1950, lorsque les eaux étaient encore suffisamment claires pour permettre à la fois les usages récréatifs et la

production de nourriture en abondance. Afin d'atteindre ce but, des objectifs généraux de restauration ont été proposés à travers un plan général. Les membres du Conseil de Restauration Naturelle de Nakaumi sont maintenant en phase de préparation d'un programme pour la mise en œuvre du projet de restauration. Quant au lac Ichkeul, sa restauration se réfère nettement à la situation du lac avant la mise en place des barrages à l'amont dans les années 1980 - 1990 et les réductions importantes d'apports en eau douce qui s'en sont suivies. Une procédure de meilleure gestion a donc été mise en place avec également la décision politique de considérer l'Ichkeul comme un consommateur d'eau à part entière et de lui réserver de l'eau à partir des barrages, ainsi que des transferts d'eau possibles vers le bassin de l'Ichkeul. Suite à ces mesures, la salinité du lac a été réduite ce qui a permis aux espèces menacées (entre autres les oiseaux migrateurs) de se rétablir.

Cependant, dans la plupart des cas, la démarche de la restauration écologique n'est pas déterminée de façon explicite. Ainsi, l'étang de Bages-Sigean a connu à partir de la fin des années 1990 un processus de restauration. Cependant, les documents du Parc naturel régional de la Narbonnaise, structure porteuse des projets, mentionnent beaucoup plus volontiers de terme d'« amélioration » (les deux premiers objectifs du contrat d'étang 2005-2009 sont : améliorer la qualité de l'eau et des milieux lagunaires ; améliorer le fonctionnement hydraulique des étangs) que de « restauration ». Ceci revient donc à se focaliser plutôt sur la dégradation identifiée (mauvaise qualité de l'eau, mauvais fonctionnement hydraulique des étangs) que l'on cherche à éliminer ou du moins réduire, plutôt que sur un certain état de référence bien déterminé vers lequel on cherche à se diriger. Cette situation se retrouve dans de nombreux exemples. Cependant, on peut considérer que dans ces cas, l'idée d'un certain état de référence est présente de façon implicite : il s'agit de l'état du milieu avant que n'intervienne la dégradation identifiée.

Il arrive assez fréquemment que dans ce genre de situation, l'état de référence soit partiellement décrit, à travers ses aspects en lien avec la dégradation. Par exemple, dans la mer des Wadden, l'état de référence est décrit par la surface d'herbiers de zostères présente avant l'épidémie de « wasting disease » (« maladie du dépérissement ») des années 1930.

L'identification de la dégradation est un point commun à tous les projets mais on observe certaines situations où il semble que l'accent soit porté sur les actions à réaliser, sans objectif quantifié de résultat. Il s'agit de « faire quelque chose », mais on ne mentionne pas d'état de référence comme repère. En effet, ces milieux où les responsables et gestionnaires sont assez portés à agir sur le milieu pour rectifier ses problèmes sont dans l'idée d'un milieu sur lequel on peut travailler, qu'on peut modifier. C'est un milieu qui est donc en évolution perpétuelle et l'idée d'un état de référence n'est pas forcément très présente. Ce genre de comportement pourrait s'illustrer à travers le cas de Sacca di Goro. Dans cette lagune, l'eutrophisation a entraîné des désagréments importants pour les exploitants de coquillages (avec des épisodes de fortes mortalités) : les gestionnaires ont donc eu l'idée de creuser un canal à travers le banc de sable séparant la lagune de la mer afin d'améliorer le renouvellement des eaux, et plus tard d'installer des écluses à sas permettant de gérer les apports d'eau douce, ainsi que de creuser des canaux au fond de la lagune pour favoriser y l'hydrodynamique (éviter la stagnation). Suite à cette dernière opération, les sédiments récupérés ont été positionnés dans les parties les moins profondes de la lagune, formant de petites îles visant à éviter la croissance de macroalgues. Au cours des 2 dernières décennies, la forme de la lagune a donc été plusieurs fois modifiée afin de lutter contre les crises dystrophiques l'affectant régulièrement, et de permettre la navigation.

On voit que cette mentalité assez « entrepreneuriale » ou « agissante » se retrouve plutôt dans des milieux où les ressources sont exploitées commercialement.

Le cas du lac Nord de Tunis (avec son homologue le lac Sud) est unique en son genre et présente une situation intéressante. Cette lagune urbaine servait jusqu'en 1984 de réceptacle pour les eaux usées domestiques et industrielles de la ville, d'où une dégradation très importante (pollution de l'eau et des sédiments, très forte eutrophisation entraînant développement d'ulves, odeurs, anoxies...). Un projet de restauration de la lagune, accompagné d'un projet immobilier sur ses berges, a été lancé. Des objectifs de résultats ont été fixés pour la société en charge de la restauration, avec des limites quantifiées sur plusieurs paramètres clés (transparence, concentrations en azote et phosphore total, chlorophylle *a*, ...). Après le réseau d'assainissement, les travaux ont porté sur le lac avec un dragage des fonds, un reprofilage marqué de ses berges (selon un tracé rectiligne) et la construction d'une digue centrale. Cet ensemble visait à augmenter significativement la circulation de l'eau dans le lac tout en faisant disparaître les zones propices à la stagnation de l'eau (petites criques et recoins sur les berges). Les résultats ne se sont pas fait attendre, avec une amélioration très significative de la qualité du milieu. Les objectifs fixés ont été atteints (pour davantage de détails, consulter la fiche-lagune correspondante, p. 265).



**Figure 18** : Le lac Nord de Tunis, avant et après restauration  
(source : Ben Maïz, 2010)

Dans cet exemple, on retrouve plusieurs éléments de la démarche de restauration écologique. Un état à atteindre a été déterminé, avec plusieurs critères et des objectifs quantifiés. Cet état a clairement « servi de modèle pour planifier un projet de restauration et plus tard pour l'évaluation de ce projet » et l'écosystème restauré imite les attributs de la référence, « les buts et stratégies du projet ayant été développés en ce sens. » (cf. la définition donnée par la SER). La démarche de la restauration écologique paraît explicitement mise en œuvre. Cependant, la situation du lac Nord de Tunis s'écarte d'un point mentionné par le SER : « la restauration tend vers le retour d'un écosystème à sa trajectoire historique ». Ce n'est pas le cas pour cette lagune puisqu'on a modifié fortement sa morphologie, divergeant ainsi de ce que propose la SER : « la restauration [...] se sert des écosystèmes historique ou préexistants comme modèles ou références ». À Tunis au contraire, on a établi un écosystème significativement différent de l'écosystème historique ou préexistant. Il semblerait donc que le terme de « restauration » ne puisse pas s'appliquer ici, mais plutôt celui de « réhabilitation ». Ces deux activités « diffèrent aux niveaux de leurs buts et de leurs stratégies. La réhabilitation insiste sur la réparation des processus, de la productivité et des services de l'écosystème, tandis que le but de la restauration vise aussi à rétablir l'intégrité biotique préexistante » (SER International Science & Policy Working Group, 2004). Il apparaît donc que les travaux réalisés sur le lac de Tunis relèvent de la première catégorie. Cet exemple intéressant et un peu paradoxal (on n'a pas restauré un état historique de la lagune, mais l'écosystème est en bien meilleure santé aujourd'hui qu'avant les travaux) pose

la question du choix de l'état de référence. Il pourrait être considéré que les travaux réalisés ont abouti, en ce qui concerne certains compartiments de l'écosystème, à une dégradation significative : le remodelage des berges selon un profil très uniforme a causé une perte d'habitat et de diversité dans le milieu, par exemple. Toutefois, la ville est ici un élément structurel inamovible du paysage : l'état de référence doit nécessairement en tenir compte. La question à résoudre est celle de l'état écologiquement riche (biodiversité, services, ...) compatible avec la ville. Il semblerait que la Société de Promotion du Lac de Tunis y ait proposé une réponse intéressante.

Comme on vient de le voir, la SER distingue plusieurs activités de celle de restauration écologique. La réhabilitation a déjà été mentionnée, il en existe d'autres (réclamation, mitigation, création, ingénierie écologique, consulter à ce propos l'Abécédaire de la SER internationale : SER International Science & Policy Working Group, 2004). Les sites choisis dans cette étude peuvent s'écarter de la restauration proprement dite pour se rapprocher d'autres activités, comme le montre le cas du lac Nord de Tunis. Cependant, on conservera le terme de « restauration » dans la suite de ce rapport.

### c) Les techniques de restauration :

À travers l'ensemble des 36 sites étudiés, on relève trois grandes techniques principales de restauration des milieux lagunaires : la réduction des apports polluants, l'augmentation de la circulation des eaux et la transplantation de phanérogames. S'y ajoutent quelques autres techniques plus annexes que nous étudierons également. Enfin, l'action simultanée ou coordonnée de plusieurs techniques permet d'augmenter assez nettement l'efficacité de la restauration.

#### ❖ *La réduction des apports polluants :*

Le problème auquel sont confrontées toutes les lagunes, l'eutrophisation, est causé par un apport excessif de nutriments dans le milieu. L'un des axes privilégiés de réduction de ce problème doit donc logiquement être la réduction de ces apports. La réduction des apports peut également concerner une autre dégradation assez communément répandue dans les lagunes, la pollution chimique.

Dans les faits, on observe en effet que de nombreux projets de restauration passent par la limitation des apports polluants. C'est ainsi le cas pour tous les étangs littoraux français étudiés : dans leur outils de gestion (que ce soit un contrat d'étang, de baie ou autre), l'accent est toujours mis sur l'assainissement. De même, dans les estuaires américains étudiés (Chesapeake Bay et Narragansett Bay), l'effort de restauration passe par l'amélioration de l'assainissement dans le bassin versant. En Espagne, le travail sur le bassin versant semble un peu moins prononcé que dans les exemples précédents mais il reste bien présent. On observe ainsi des initiatives telles qu'un projet pilote de traitement sur filtres verts plantés de macrophytes à l'Albufera de Valencia ; la mise en place d'une zone humide tampon en amont de la lagune de Ter Vell (zone humide de Baix Ter) et un contrôle des apports d'eau douce dans la lagune d'Encanyissada (Delta de l'Ebre) afin de diminuer l'entrée de nutriments ; la mise en place de stations d'épuration, d'un système de collecte des eaux de drainage agricoles et d'un traitement et réutilisation des eaux agricoles autour de la Mar Menor. Il y a donc un travail substantiel sur les apports en nutriments dans la restauration des lagunes espagnoles, mais le fonctionnement semble différer du modèle français par le fait

qu'il s'agit principalement en Espagne d'actions ponctuelles plutôt que de la réalisation d'un programme (tel qu'un contrat d'étang).

En Italie, des travaux d'assainissement sont mentionnés : lagunage puis construction d'une station d'épuration à Orbetello, travail sur le bassin versant de la lagune de Venise, entre autres dans le cadre du Consorzio Venezia Nuova. En revanche, de tels travaux ne sont pas mentionnés pour des lagunes telles que Sacca di Goro ou les Valli di Comacchio.

En Tunisie, le travail sur les apports ne se rencontre que pour les lacs Nord et Sud de Tunis, où il a été très important. Un canal de ceinture a même été construit autour de la partie ouest du lac pour intercepter les eaux pluviales et les effluents d'une partie du système d'assainissement. Pour la lagune marocaine (Nador), des stations d'épuration ont été construites, avec une capacité de traitement comparable aux normes européennes.

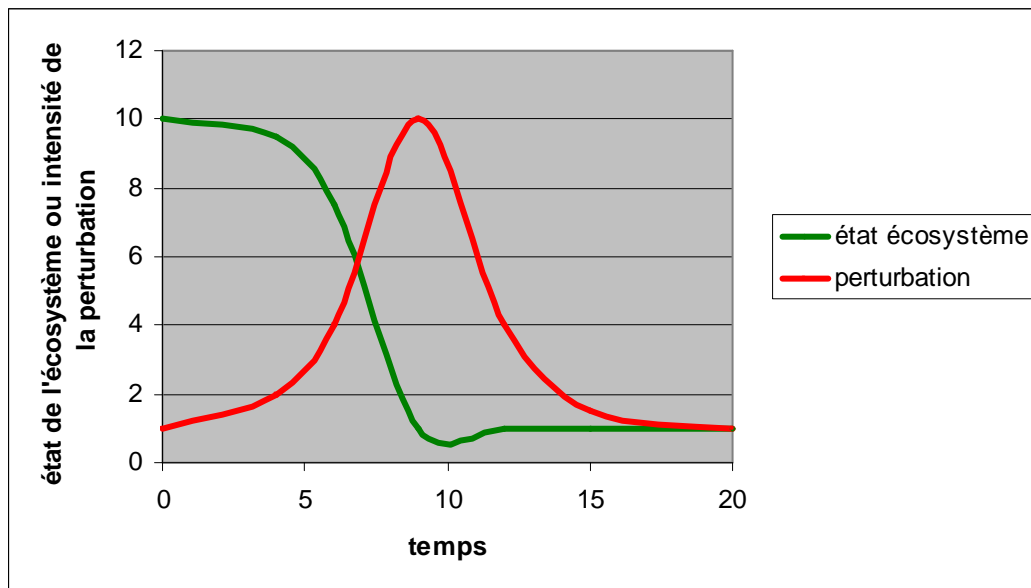
En revanche, la réduction des apports n'est pas mentionnée pour les deux sites grecs (les lagunes du golfe d'Amvrakikos et la lagune de Drana). Elle n'est pas mentionnée non plus en Égypte mais la restauration du lac Mariout est très peu avancée.

Ce sont principalement les apports en nutriments qui sont la cible des travaux de réduction, en raison de leur caractère prépondérant. Les apports d'autre nature qui entraînent une pollution chimique sont cependant également visés : à Venise, en particulier dans le site industriel de Porto Marghera, à Bages-Sigean (où sont fixés des objectifs de raccordement des industries à une des stations d'épuration du bassin versant ainsi que l'établissement de conventions de déversement entre les entreprises et la collectivité qui traite leurs effluents), ...

Cette technique de restauration présente l'avantage majeur de supprimer les causes de la dégradation concernée. Elle devrait donc être incontournable dans tous les cas d'eutrophisation ou de pollution chimique et l'est souvent.

Toutefois, certains inconvénients sont soulevés. Tout d'abord, il s'agit d'une technique souvent coûteuse. Les montants engagés dans des travaux sur des systèmes de collecte ou de traitement d'effluents peuvent être élevés. Cette technique peut aussi être considérée comme étant assez difficile et longue à mettre en œuvre puisqu'il faut travailler sur toutes les sources d'apports du bassin versant (ou du moins les sources prépondérantes) : une unique action sera rarement suffisante. Cette technique peut être d'autant plus difficile à mettre en œuvre dans les pays en développement ou les pays émergents où les systèmes d'assainissement, lorsqu'ils existent, sont souvent assez rudimentaires.

Par ailleurs, le travail de réduction des apports n'est pas nécessairement une technique suffisante en elle-même car les apports antérieurs peuvent encore se faire sentir après plusieurs années. D'une part, les sédiments pollués provoquent des phénomènes de relargage mais ceci n'est pas le problème majeur. D'autre part, il arrive que la modification générée par les apports antérieurs soit trop profonde et que le milieu ne soit plus capable de se rétablir par lui-même bien que les apports polluants aient été supprimés. Ici intervient la notion de *résilience* d'un écosystème. Celle-ci désigne la capacité d'une communauté ou d'un écosystème à revenir à son état stable plus il en est écarté. L'*état stable* (ou *régime d'attraction*) est l'état vers lequel une communauté ou un écosystème évoluera dans une plage de conditions déterminée (Laugier, 2005). Ainsi, suite à une perturbation d'intensité raisonnable, l'écosystème revient naturellement à son état stable. Mais lorsque la perturbation éloigne trop l'écosystème de son état stable initial, il sort de son bassin d'attraction et ne peut plus y revenir par lui-même après que la perturbation a cessé. C'est ce qu'illustre la figure 19 :



**Figure 19 :** État de l'écosystème et perturbation (échelle arbitraire)

Sur la figure précédente, la perturbation a été suffisamment importante pour que l'écosystème ne puisse plus revenir, par résilience, dans son état stable initial une fois que la perturbation a disparu. Entre l'état initial et l'état final, le niveau de perturbation est le même mais l'état de l'écosystème a été profondément modifié. Ceci traduit le fait que la suppression de la perturbation n'est parfois pas suffisante pour restaurer l'écosystème dans son état de départ. Il faut mettre en œuvre d'autres mesures pour accompagner l'écosystème dans son bassin d'attraction initial.

Le travail de restauration doit alors se poursuivre ou s'accompagner d'actions complémentaires.

❖ *L'augmentation de la circulation de l'eau :*

À nouveau, il s'agit d'une technique visant à lutter contre l'eutrophisation, mais cette fois par un travail hydraulique. Cette technique regroupe toutes les opérations visant une amélioration de l'hydrodynamisme. L'échantillon de sites étudiés en présente une assez grande diversité. Le plus souvent, le but est de favoriser les échanges d'eau avec la mer, cette dernière étant de meilleure qualité que la lagune. On élimine ainsi plus rapidement les nutriments apportés en excès, ce qui diminue l'eutrophisation. Les eaux de la lagune, ainsi renouvelées, sont de meilleure qualité.

À partir des sites étudiés, on peut dresser le tableau suivant :

Type de travail effectué	Lieu	Travail effectué
Augmentation des échanges avec la mer	Lac El Mellah (Algérie)	approfondissement, élargissement et rectification du chenal
	Étang de Bages-Sigean (France)	augmentation de la section d'échanges avec la mer (un projet réalisé, un autre au stade d'étude)
	Étangs de Berre et Bolmon (France)	projet de réouverture du tunnel du Rove à la circulation d'eau de mer
	Étang d'Urbino (France)	curage périodique du grau
	Lagune de Ghar El Melh (Tunisie)	proposition de projet de création d'une nouvelle connexion de la lagune avec la mer et dragage d'un chenal dans son prolongement
	Lagune de Nador (Maroc)	ouverture d'une seconde communication avec la mer
	Lagune d'Orbetello (Italie)	pompage estival d'eau de mer dans la lagune
	Étangs palavasiens (France)	curage des passes
	Sacca di Goro (Italie)	creusement de canaux dans le banc de sable séparant la lagune de la mer
	Lac Nord de Tunis (Tunisie)	dragage du canal Khéreddine et mise en place de "portes à marée"
	Lac Sud de Tunis (Tunisie)	mise en place d'écluses
	Étang de Vendres (France)	gestion de la vanne du Chichoulet
Augmentation des apports d'eau douce afin de favoriser la circulation de l'eau	Lagunes de Tsoukalio, Rodia et Logarou du golfe d'Amvrakikos (Grèce)	mise en place d'un système d'écluses et de fossés pour contrôler les apports d'eau douce
	Encanyissada (Espagne)	apports d'eau douce à partir de l'Ebre
	Sacca di Goro (Italie)	mise en place d'écluses à sas sur le Po di Goro pour gérer des apports d'eau douce ; apports d'eau douce du Po di Goro à travers une canalisation
	Senillar de Moraira (Espagne)	réouverture des sources d'eau douce ( <i>ullals</i> )
	Étang de Vendres (France)	travaux sur les canaux apportant de l'eau douce afin de favoriser la circulation de l'eau et la vidange de l'étang
Travaux dans la lagune favorisant la circulation interne de l'eau	Lagune d'Orbetello (Italie)	creusement de canaux au fond de la lagune
	Étangs palavasiens (France)	curage des passes
	Sacca di Goro (Italie)	creusement de canaux au fond de la lagune
	Lac Nord de Tunis (Tunisie)	modifications morphologiques du lac (approfondissement des fonds, construction d'une digue centrale, reprofilage des berges)
	Lac Sud de Tunis (Tunisie)	modifications morphologiques du lac (approfondissement des fonds, reprofilage des berges)

**Tableau 1** : Recensement des travaux visant à augmenter la circulation de l'eau dans les 36 lagunes étudiées

Il est difficilement possible de juger des résultats de cette technique indépendamment de la précédente. En effet, l'augmentation de la circulation de l'eau est souvent employée en accompagnement de la réduction des apports polluants, d'où une conjugaison des effets de ces deux mesures de restauration. Lorsqu'elles sont employées conjointement, il n'est bien sûr pas possible de distinguer la part de chacune dans les résultats obtenus.

Toutefois, les quelques exemples où l'augmentation de la circulation de l'eau a été la seule technique de restauration employée semblent montrer que cette mesure peut être efficace. Dans la Sacca di Goro, suite à un épisode de très forte mortalité des moules et palourdes en août 1992, un canal de plus de 300 m de large a été creusé à travers le banc de sable séparant la lagune de la mer. Cette mesure paraît avoir amélioré l'état trophique de la lagune, avec une diminution notable de la couverture d'ulves, en particulier dans la partie la plus proche de la

mer. De même dans la lagune de Ghar El Melh où une action d'urgence de dragage de la passe entre la lagune et la mer Méditerranée a été réalisée en 1996 suite à une chute inquiétante de la production de pêche. Toutefois, ces deux exemples se signalent par un caractère assez temporaire des bénéfices constatés pour les mesures mises en œuvre. Ceci se conçoit assez aisément car on n'a ici traité que les symptômes des problèmes causés par l'eutrophisation, et non ses causes. C'est pourquoi, sur la plupart des sites, les gestionnaires de la restauration préfèrent, lorsqu'ils le peuvent, conjuguer réduction des apports et augmentation de la circulation de l'eau.

Dans ce cas, les résultats paraissent intéressants ; certains d'entre eux sont même spectaculaires.

Il faut ici présenter l'exemple réussi de la restauration de l'étang de Bages-Sigean. À la fin des années 1990, avant sa restauration, cet étang était dans une situation assez dégradée pour cause d'eutrophisation et de contamination chimique. Une démarche de Contrat d'étang y a été entreprise en 2003, avec pour premiers objectifs l'amélioration de la qualité de l'eau et des milieux lagunaires, et l'amélioration du fonctionnement hydraulique des étangs. Dans ce cadre, les efforts ont porté en particulier sur les eaux résiduaires urbaines, avec une mise aux normes des stations d'épuration, et une augmentation des échanges d'eau entre la lagune et la mer (voir à ce propos la fiche-lagune correspondante en annexe, p.141). Les résultats obtenus sont très positifs : l'étang est redevenu oligotrophe, avec un retour marqué des herbiers de zostère. Si l'on consulte les figures 12 *a*, *b* et *c* (p. 32 et 33) présentant une comparaison de l'état d'eutrophisation de certaines lagunes étudiées, on y constate que l'étang de Bages-Sigean se classe aujourd'hui parmi les lagunes les moins eutrophes de l'échantillon. La situation est naturellement différenciée selon les masses d'eau considérées (Nord, Sud ou milieu de l'étang, qui est d'une forme très découpée), mais même la partie nord de l'étang, qui est donc la plus éloignée de la mer, présente un niveau d'eutrophisation satisfaisant.

Sur cette comparaison de l'état d'eutrophisation des lagunes présentée en figures 12 *a*, *b* et *c*, ressort également le cas impressionnant du lac de Tunis (le lac Nord est représenté par des figurés vert foncé, le lac Sud par des figurés vert clair). On voit donc qu'après les travaux portant sur l'assainissement urbain et l'augmentation significative de la circulation de l'eau et des échanges avec la mer, le lac passe d'une situation le classant parmi les lagunes les plus eutrophes à un état d'eutrophisation légèrement supérieur à celui de l'étang de Thau (précisons toutefois que les valeurs utilisées sont la concentration estivale moyenne pour l'étang de Thau, tandis qu'il s'agit d'une moyenne annuelle pour le lac de Tunis : la moyenne estivale serait certainement supérieure). Dans le lac Nord, la concentration annuelle moyenne en azote total a ainsi été divisée par 10, par 30 pour le phosphore total et la concentration moyenne en chlorophylle *a* est passée de 61 à 4 µg/L (SPLT, 2010). Cet exemple est certes le cas le plus « extrême » parmi les projets étudiés, des travaux considérables et avec un fort impact sur le milieu ayant été réalisés. Mais il montre ainsi que des mesures fortes de réduction des apports et d'augmentation de la circulation de l'eau peuvent avoir des effets rapides et très positifs.

Il apparaît donc que cette technique portant sur la circulation hydraulique puisse présenter des résultats intéressants, en particulier lorsque la précédente a déjà été appliquée (réduction préliminaire des apports polluants). Notons cependant certains points moins positifs à souligner : tout d'abord, en ce qui concerne les opérations telles que le creusement de canaux ou les curages de graus ou passes, l'aspect de la maintenance doit absolument être pris en compte dès l'élaboration du projet. En effet, de tels ouvrages seront de façon assez systématique soumis à un envasement ou un comblement et perdront ainsi leur intérêt pour le système. L'exemple de la lagune d'Orbetello illustre parfaitement ce genre de situation : dans cette lagune, les canaux submergés qui avaient été creusés tendent à se colmater plus vite



qu'il n'est possible de les entretenir et en quelques années les conditions environnementales se sont détériorées.

De même, pour les opérations incluant la mise en place de systèmes tels que des écluses, un pompage, etc., la gestion et la maintenance doivent nécessairement être assurés. Il semblerait même que dans certains cas, la présence d'un garde s'avère nécessaire. Ainsi, dans le golfe d'Amvrakikos, le projet LIFE Nature de 1999 visait entre autres à restaurer les conditions abiotiques et de structure d'habitat appropriées dans les lagunes de Tsoukalio, Rodia et Logarou ainsi que dans le marais de Rodia. Pour ce faire ont été mis en place des systèmes d'écluses et de fossés permettant de gérer les apports d'eau douce. La surveillance du site faisait partie intégrante du programme, pendant la durée du projet uniquement. Toutefois, après cette période, le système d'écluses a été manipulé à des fins de vol de poissons : suite à ce problème, l'utilisation du système d'écluse a été très limitée, réduisant fortement les entrées d'eaux douce dans la lagune. Malgré une réussite constatée du projet à ses débuts, l'utilisation des équipements qui paraissaient pourtant adaptés à la situation a été abandonnée suite à des problèmes relevant du domaine social.

À la maintenance nécessaire des équipements s'ajoute dans le cas du pompage le coût énergétique engendré. De plus, cette solution revient à apporter des « subventions » continues à l'écosystème. Elle ne peut donc être considérée comme de la restauration (et non comme un traitement palliatif des symptômes de dégradation) que si ce genre d'opération a pour but d'atteindre un état à partir duquel l'écosystème pourra achever de se rétablir puis se maintenir de lui-même.

Enfin, le dernier point négatif qu'on pourrait relever en ce qui concerne la technique de restauration par augmentation des échanges avec la mer, se rapporte à l'augmentation des apports pollués à la mer. En effet, avec cette technique, le flux de polluants ou nutriments n'est pas modifié, seul change leur temps de résidence dans la lagune. Cette technique pourrait donc s'assimiler à « laver » le lac avec de l'eau de mer, c'est-à-dire à renvoyer le problème de pollution dans un milieu plus vaste. On en revient donc à un point important déjà mentionné auparavant : l'augmentation des échanges avec la mer ne devrait être mise en œuvre qu'en accompagnement ou en complément d'un travail de réduction des apports polluants. Apparaît ici clairement la nécessité de travailler de façon intégrée à l'échelle du bassin versant.

#### ❖ *La transplantation de phanérogames :*

##### Les herbiers de phanérogames et leur importance :

Les phanérogames sont des plantes à fleurs et à graines ; on les connaît surtout dans le domaine terrestre, mais elles existent également dans le domaine marin et forment ce qu'on appelle des herbiers. Depuis plusieurs décennies, l'intérêt des chercheurs et des gestionnaires se concentre particulièrement sur la restauration des herbiers de phanérogames et de nombreux projets sont menés dans le monde entier. Cet accent porté sur la restauration des herbiers de phanérogames se justifie pleinement par leur importance écologique et économique : ils forment un milieu très propice autour duquel s'organise une flore et faune très riche, diversifiée et abondante. Ils fournissent en effet un abri pour de nombreuses espèces animales, sont des producteurs primaires dont profitent d'autres éléments de la chaîne trophique, constituent le support d'algues épiphytes, ... Par ailleurs, ils ont également un rôle majeur de stabilisation du sédiment et ainsi de lutte contre l'érosion (comme le rappelle par exemple Moriguchi et al., 2009).

Les phanérogames de l'étang de Berre sont les zostères, représentés par *Zostera noltii* (encore présent naturellement par quelques taches) et *Zostera marina*, aujourd'hui disparu. C'est pourquoi on s'intéressera plus spécifiquement aux herbiers de zostères.

Malgré leur importance, les herbiers de zostères subissent depuis plusieurs décennies une réduction importante, à l'échelle planétaire. Ceci est principalement dû à l'eutrophisation des eaux au cours du XX<sup>ème</sup> siècle, identifiée comme la cause principale de nombreuses disparitions d'herbiers de zostères (Orth et al., 2010). Peuvent s'y ajouter d'autres problèmes tels que la pollution des eaux (usage massif de pesticides et herbicides, cf. Yamamuro et al., 2006), les dégradations mécaniques des fonds comme c'est le cas sur la péninsule de Setúbal (où le matériel de pêche des dragueurs à palourdes ainsi que l'usage intensif du site pour les activités de loisir nautique ont eu un effet destructeur sur les herbiers) ou encore le développement côtier, en particulier dans des pays où la contrainte d'espace est forte (Sugimoto et al., 2007). À cause de l'eutrophisation et du développement anarchique de phytoplancton et de macroalgues qui en découle, la lumière nécessaire aux zostères pour effectuer la photosynthèse est fortement atténuée. Les zostères ne peuvent survivre longtemps dans de telles conditions de faible transparence de l'eau.

#### Nécessité de la transplantation :

Face à un tel problème, il apparaît que la solution devrait être de réduire les causes de dégradation, ce qui se traduit dans la majorité des cas par une réduction de l'eutrophisation de l'eau et une augmentation de sa transparence. Ces mesures sont en effet nécessaires ; on voit par exemple à Chesapeake Bay qu'elles sont mises en œuvre. Ainsi, la transparence de l'eau constitue l'un des critères pour lesquels des objectifs chiffrés ont été fixés par le Chesapeake Bay Program (consulter à ce propos le baromètre 2009 de la baie : Chesapeake Bay Program, 2010 a, et la page Internet des résultats concernant la transparence de l'eau : Chesapeake Bay Program, 2010 b). Cependant, ces mesures ne sont pas systématiquement suffisantes pour permettre le rétablissement des zostères dans des zones où ils ont disparu. En effet, comme l'expliquent Jager et al., 2002, dans certains sites tels que l'Ouest de la mer des Wadden, les herbiers de zostères ne peuvent se rétablir spontanément : la distance est trop importante par rapport aux autres populations et les courants transportent les graines dans la direction opposée. D'autre part, la disparition des zostères a entraîné une altération des sédiments, des modifications de la turbidité et de l'hydrodynamique ainsi qu'une perte des abris qui constituaient les herbiers environnants. Le site est donc devenu moins favorable à un rétablissement de l'herbier. Dans de telles conditions (qui sont également celles de bien d'autres sites concernés par la disparition des zostères), il semble que les herbiers ne puissent se rétablir d'eux-mêmes malgré des conditions physico-chimiques de l'eau compatibles. Pour obtenir un retour des zostères, il paraît donc nécessaire de procéder à une réintroduction. (NB : dans le souci d'éviter des précisions fastidieuses, on emploiera couramment le terme « transplantation » pour signifier une réintroduction d'herbiers de main d'homme, qu'il s'agisse effectivement d'une transplantation ou d'un semis ou autre).

Les opérations de réintroduction ne sont toutefois pas systématiquement nécessaires. Dans la lagune d'Orbetello, suite au rétablissement de conditions favorables, les herbiers de phanérogames (*Zostera noltii*, *Cymodoceanodosa* et *Ruppia cirrhosa*) ont vastement recolonisé les fonds de façon rapide. Le même genre de situation a été observé à Tunis où le lac Nord est passé d'un écosystème dominé de façon écrasante par les ulves avant sa restauration à une diversité de 38 espèces de macrophytes (Ben Maïz, 2010) avec entre autres les phanérogames *Ruppia* et *Zostera*. Il semble donc que les herbiers puissent se rétablir très rapidement si les conditions du milieu leur sont redevenues favorables. Les opérations de transplantation paraissent cependant présenter une utilité lorsqu'elles sont utilisées lorsque les conditions de milieu permettant le développement des zostères ont été rétablies sans que le retour des herbiers ne s'ensuive.

### Des techniques variées :

La littérature étudiée présente des techniques variées de réintroduction de zostères. Elles peuvent être distinguées selon plusieurs critères : l'utilisation de graines ou de plants ; la transplantation manuelle ou mécanique ; la transplantation à grande ou petite échelle. Chacune de ces catégories peut être vaste : ainsi, Fonseca et al., 1998, dans son étude des techniques de transplantation aux États-Unis, recense 13 techniques différentes de plantation, *Zostera marina* étant concernée par 10 d'entre elles.

Sur les sites étudiés, on relève l'utilisation de toutes ces différentes formes de réintroduction de zostères, comme le montre le tableau 2 :

Site	Espèce	Date	Technique	Résultats	Références
Étang de Bages-Sigean (France)	<i>Zostera noltii</i>	avril 2007	transplantation : mottes et plants	Octobre 2008 : Disparition suite aux tempêtes de déc. 2007. La technique "mottes" semble la plus prometteuse	Noé, 2007 ; Candela, 2008
Étang de Thau (France)	<i>Zostera noltii</i>			Octobre 2008 : Recouvrement de 5 à 10% après transplantation et d'environ 100% dans 5 quadrats en oct. 2008	Noé, 2007 ; Candela, 2008
Étang d'Ingril (étangs palavasiens, France)	<i>Ruppia cirrhosa</i>			Octobre 2008 : Bonne réussite (survie et recouvrement)	Noé, 2007 ; Candela, 2008
Chesapeake Bay : Delmarva Peninsula (USA)	<i>Zostera marina</i>	2001 - 2004	semis à grande échelle (24,2 millions de graines) : dispersion à la main de graine ou de sacs contenant des inflorescences avec des graines viables	Fin 2004 : Bonne réussite. 5 à 10% des graines se sont développées. Il semble que les plants survivent bien. <i>Z. marina</i> s'étend entre les sites de transplantation	Orth et al., 2006
Chesapeake Bay : Mumfort Island, Burton Point et Spider Crab Bay (USA)	<i>Zostera marina</i>	septembre 2005	semis : dispersion manuelle des graines et plantation mécanique	Avril 2006 : l'efficacité de la machine pour planter les graines a varié d'un site à l'autre mais n'est pas nécessairement supérieure à celle d'une dispersion manuelle. L'efficacité de la machine semble résider dans la qualité de la dispersion des graines (pas d'agglomérat). Le pourcentage d'établissement des graines s'échelonne entre 1% et 19% selon les sites et les techniques	Orth et al., 2009
Chesapeake Bay : baies côtières de Virginie (USA)	<i>Zostera marina</i>	2001 – 2007	semis à grande échelle : dispersion de 23 millions de graines dans des sites de 0,2 ou 0,4 ha. Au total, semis sur 77 ha.	Très bonne réussite : les herbiers se sont étendus sur les zones voisines des sites semés et couvrent en 2009 une surface estimée à 590 ha.	Orth et al., 2010
Estuaire de la rivière Fushino (Japon)	Zostères	depuis 2002	semis en novembre de graines récoltées en mai ou juin. 3 méthodes de semis : silice colloïdale, méthode des feuilles (« sheet method ») et emballage de grillage (« packing gauze method »)	2009 : malgré les effets des typhons, la surface de zostères est en augmentation.	Ukita et al., 2009
Narragansett Bay (USA)	Zostères	depuis 2002	transplantations à grande échelle	Succès limité des transplantations en amont de la baie. Reprise naturelle des herbiers dans certains sites en aval.	« Save the Bay », 2010

Setúbal Península (Portugal)	<i>Zostera marina</i> , <i>Zostera noltii</i> , <i>Cymodocea nodosa</i>	depuis 2007	transplantations et semis. 2007 : installation de 60 sacs contenant 1000 fleurs (avec graines) chacun, transplantation de 375 unités de plantation (plants fixés sur un cadre). 2008 : plantations des plants prélevés avec racine et sédiment	2008 : forte mortalité des transplants dans l'année suivant la transplantation. Hiver 2009-2010 : destruction des herbiers du projet Biomarès et de certains herbiers environnants.	Cunha, 2008. Cunha et al., 2008.
Baie de Tokyo	<i>Zostera marina</i>	depuis 2003	semis de graines (matelas de fibres biodégradables ou argile)	Bonne réussite : les herbiers s'étendent	Amamo Revival Collaborati on ; Bawden, 2007
Lagune de Venise	<i>Cymodocea nodosa</i> et <i>Zostera marina</i>	1994	transplantation : méthode des mottes et méthode des rhizomes	1996 : réussite des deux méthodes. <i>Z. marina</i> : recouvrement à 70-75 % des sites de transplantation	Curiel et al., 2003
Ouest de la mer des Wadden	<i>Zostera marina</i>	1993	expérience de transplantation dans des sites soumis à différents degrés d'exposition à l'action des vagues	Mois suivant la transplantation : dans les sites protégés, les zostères se sont très bien développés (sur certains sites, le nombre de plants a triplé en 3 mois). En revanches, ils ont complètement disparus dans les zones de trop forte hydrodynamique. En 1994, tous les plants avaient disparu à cause d'une vague de froid intense (-15°C).	van Katwijk et Hermus, 2000
		2002- 2006	transplantations : 1 500 plants installés en juin 2002. 1 800 plants en juin 2003. 1 400 plants en juin 2004.	Transplants de juin 2002 : faible taux de survie (ils ont été installés à une profondeur plus importantes que prévu). Transplants de 2003 : sur 1 des 3 sites, environ 50% de survie à la fin de la période de croissance (soit 15 semaines après les transplantations), mais peu de graines et pas de plants le printemps suivant. Transplants de 2004 : environ 40 % ont survécu à la fin de la période de croissance.	Jager et al., 2002 ; Bos et al., 2005

**Tableau 2** : les différentes opérations de réintroduction de zostères étudiées dans les 36 sites de la base de données.

N.B. : 1 - ce tableau ne recense que les opérations pour lesquelles des données ont été analysées. Sur certains sites (tel que Chesapeake Bay), il existe d'autres opérations que celles listées ci-dessus.

2 – l'appellation « Chesapeake Bay » est entendue dans un sens étendu et peut désigner des sites voisins mais non compris dans la baie.

Ajoutons le tableau 3 issu des travaux de Orth et al., 2006 b, qui concerne plus spécifiquement Chesapeake Bay :

River/Bay	Years Planted	Techniques Used	Fertilized <sup>1</sup>	Spacing (m)	No. of PUs or Seeds	Plot Size (m <sup>2</sup> )	# of sites	Total Area Planted (ha)	# of sites with max. duration of:			
									<1 yr	1-4 yr	5-10 yr	>10 yr
Potomac River	1984	sods	yes	5	492	6000	1	1.2	1			
Coastal Bays	1983	bundles	yes	0.5, 1.0,	1520	1000	1	0.1	1			
	1983	sods	no	2	450	2000	1	0.2	1			
	1996-2003	single shoots	no	0.2	4280	4	12	<1 ha	3	8	1	
	1999-2003	seeds	no	broadcast	8.6 million	4, 100, 4000	4	37.7		4		
Lynnhaven River/Little Creek	1996, 1998	single shoots	no	0.15	1260	4	5	< 0.1	2	1	1	
	2000	seeds	no	broadcast	200,000	100	3	< 0.1	3			
Little Creek	1996	single shoots	no	0.15	140	4	1	< 0.1			1	
Mobjack Bay	1984	sods	yes	5	126	3000	1	0.3				1
	1985	bundles	yes	5	500	15000	1	1.5				1
York River	1979	woven mats	yes	0.6	200	4	1	<0.1	1			
	1979, 1980,	cores	yes	0.6	1338	12, 625, 2500	14	<0.3	6			8
	1983, 1984	sods	yes	2	5200	600, 1600, 3600	6	1.86	4			2
	1982-1994	bundles	yes	0.5, 1.0,	8602	16, 25, 100, 130,	42	0.7	32	5		5
				2.0		200, 850						
	1996-2003	single shoots	no	0.1, 0.15	46,420	4, 100, 400	12	0.5	8	1	3	
	1987-2003	seeds	no	broadcast	5.5 million	1, 4, 20, 225, 4000,	20	3.6	3	16		1
						10000						
	1995	seed in bags	no	0.5	150 bags (1550 seeds)	4	3	<0.1	32			
	1994	seeds in peat pots	no	1	60 pots (10 seeds in each pot)	25	1	<0.1	1			
James River	1996-2001	single shoots	no	0.1, 0.15	60,310	4, 100, 400, 2400	11	0.6	2	2	7	
	2001	Planting Boat	no	0.9	520	2400	1	0.24		1		
	1999-2002	seeds	no	broadcast	1.2 million	4, 100, 4000	10	2.9		10		
Rappahannock River	1979-2002	cores	yes	0.6	60	12	1	<0.1	1			
	1984	sods	yes	5	1008	6000	3	2.4	3			
	1996-2001	single shoots	no	0.15, 1.0	2340	4, 2400	10	<0.1	7	3		
	2001	Planting boat	no	1	520	2400	1	0.24		1		
	1987-2002	seeds	no	broadcast	5.9 million	4, 100, 4000	21	7.7	2	19		
Piantatank River	1984	sods	yes	5	1004	3000, 6000	3	1.8	2		1	
	1985-1994	bundles	yes	0.5	5125	5, 7, 16, 90, 188,	6	4.7	2	1	2	1
						400, 23000						
	1996-2003	single shoots	no	0.15	1400	4	8	<0.1	4			
	1987-2003	seeds	no	broadcast	4.4 million	2000, 4000	16	8.3 ha	6	8	2	
	1995	seeds in bags	no	0.5	200 bags (2000 seeds)	4	4	<0.1	4			
	1994	seeds in peat pots	no	0.5	60 pots (10 seeds in each pot)	25	1	<0.1	1			
	1994	seeds covered with burlap	no	broadcast	6000 seeds	1, 7, 100	1	<0.1	1			
Great Wicomico River	1996	single shoots	no	0.15	840	4	4	<0.1	4			

<sup>1</sup> sites that received fertilizer generally had one or more replicates with fertilizer and an appropriate control with no fertilizer

**Tableau 3** : Récapitulatif des projets de transplantation menés par les scientifiques du VIMS (Virginia Institute of Marine Science) dans Chesapeake Bay et ses baies côtières entre 1979 et 2003. Les techniques utilisées sont variées (utilisation de graines ou de plants adultes). (source : Orth et al., 2006 b)

### Des différences géographiques :

On constate donc que la réintroduction des zostères est une pratique qui semble moins répandue dans les milieux lagunaires méditerranéens étudiés que dans des pays tels que le Japon ou les États-Unis. En effet, on ne la retrouve en Méditerranée que dans la lagune de Venise, où des opérations de restauration des herbiers sont menées en lien avec le Consorzio Venezia Nuova dans le cadre de la lutte contre l'érosion de ce site remarquable, et dans trois étangs français (l'étang de Bages-Sigean, l'étang de Thau et l'étang d'Ingril) dans le cadre d'une expérience pilote menée par le Cépralmar et l'Ifremer. Cette opération n'avait d'ailleurs pas pour but premier de rétablir des herbiers dans les étangs concernés. Il s'agissant d'une expérimentation sur les méthodes de transplantation visant à en définir les conditions optimales. Une phase ultérieure consisterait à mettre en œuvre un programme de transplantation d'herbiers à grande échelle, cette phase n'a pas encore été mise en œuvre. Dans l'étang de Berre, une expérience de transplantation de zostères a également été entamée en 2009 avec la transplantation de *Zostera marina* et *Zostera noltii* dans 6 sites préalablement sélectionnés. Le suivi doit se dérouler jusqu'en 2011 et les résultats définitifs ne sont donc pas encore disponibles.

Une piste d'explication (parmi d'autres) de cette constatation pourrait résider dans une différence de participation du public sur le pourtour méditerranéen par rapport au Japon et aux États-Unis. Ces deux derniers pays se caractérisent par un degré d'implication de la population locale aux projets de restauration significativement supérieure à celui qui s'observe dans les pays méditerranéens étudiés. Or les opérations de transplantation de

phanérogames, même secondées par des équipements mécaniques, requièrent beaucoup de main d'œuvre lorsqu'on souhaite les mener à une échelle assez importante et l'aide de la population peut être d'un précieux secours. Dans une partie suivante (p. 73, voir plus particulièrement p. 77), nous reviendrons sur ce point qui pourrait partiellement expliquer cette différence entre le pourtour méditerranéen et d'autres sites étudiés vis-à-vis de la transplantation de phanérogames en milieux lagunaires.

### Semis ou plants ?

Parmi les opérations recensées, l'utilisation de plants adultes (transplantation) ne semble pas prédominer sur l'utilisation de graines (semis) : ces deux techniques sont utilisées couramment. Le choix de l'une par rapport à l'autre semble généralement dépendre plutôt du savoir-faire et de l'expérience des personnes menant le projet que d'un autre critère. Ainsi, dans l'ouest de la mer des Wadden néerlandaise, on effectue plutôt des transplantations alors qu'au Japon, les opérateurs paraissent manier plus aisément le semis de graines. Certains scientifiques cherchent à expérimenter et comparer les deux techniques, comme Robert J. Orth du VIMS (Virginia Institute of Marine Science) (voir en particulier Orth et al., 2006 b).

Dans tous les cas, les opérations de réintroduction de phanérogames représentent une quantité de travail considérable et l'utilisation de graines plutôt que de plants ne semble pas nécessairement entraîner une diminution de la quantité de travail. En effet, le taux d'installation de plants suite à un semis reste peu élevé, inférieur à 10 % (Orth et al., 2009). Il est donc nécessaire de disposer d'une quantité importante de graines pour espérer un établissement substantiel de zostères. Pour une opération à grande échelle, un engin mécanique effectuant le ramassage des graines dans le site donneur peut donc s'avérer utile lorsque les bénévoles font défaut.

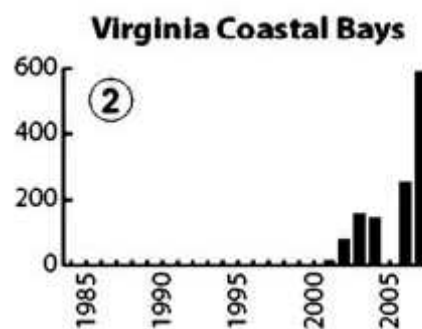
### Degré de réussite des opérations de transplantation :

Il serait intéressant de connaître le degré de réussite des opérations de transplantation de zostères, du moins à travers les exemples étudiés. Cependant, il paraît difficile de dégager une tendance générale, les résultats étant très variables d'un projet à l'autre, et parfois même au sein du même projet. Plusieurs projets aboutissent à cette conclusion, comme l'illustre très bien le cas de Narragansett Bay : des transplantations y sont effectuées depuis 2002 dans 5 sites différents mais le suivi de ces sites ne permet pas de dégager une tendance de prédiction du taux de survie des transplants. Celui-ci est fortement variable, d'une année à l'autre tout comme d'un site à l'autre, et s'échelonne entre 0% et pratiquement 100 % (« Save the Bay », 2010 c. Voir la fiche-lagune de Narragansett Bay p. 218).

Ainsi, on observe assez fréquemment des résultats décevants. Les transplantations menées au Portugal par le projet Biomares ont présenté un fort taux de mortalité l'année suivant la transplantation, puis ont été complètement détruites suite à une tempête en 2009, comme l'ont également été les zostères transplantés dans l'étang de Bages-Sigean et l'étang de Thau. À Narragansett Bay, « Save the Bay » constate que ses opérations de réintroduction de zostères ont rencontré un succès assez limité, en particulier à l'amont de la baie. Cela semble également être le cas dans l'Ouest de la mer des Wadden pour les transplantations menées entre 2002 et 2006, en particulier celles de l'année 2003 qui, bien qu'ayant survécu à 50 % après la période de croissance estivale, ne sont plus présentes au printemps suivant. Terawaki et al., 1999, cite quant à lui le cas d'une expérience de réintroduction de *Zostera marina* avec des dispositifs de stabilisation du sédiment. Cette expérience a été menée dans la mer intérieure de Seto (Japon), dans le site de Harima-nada, et initiée en 1996. Après le premier été, la densité des plants s'est réduite. Puis, bien que la présence de *Zostera marina* ait été confirmée pendant les trois années qui ont suivi la transplantation, les plants avaient

complètement disparu 4 ans et demi après leur transplantation. De même, Hiraoka et al., 1999 rapporte le cas de la transplantation de zostères effectuée en 1996 dans la mer intérieure de Seto (Japon) à proximité de la ville d'Iwakuni. La densité des transplants a rapidement décliné quelques mois après les travaux, suite à un typhon et tous les transplants ont ensuite disparu. Cependant, les herbiers présents naturellement à proximité du site sont restés actifs et se sont rétablis après le passage du typhon. L'analyse des conditions physico-chimique n'a pas révélé de différence entre le site de transplantation et le site des herbiers naturels. La différence de résistance semble résider dans l'exposition des sites aux mouvements de sable et souligne l'importance des conditions stables d'habitats dans les stations choisies pour une transplantation.

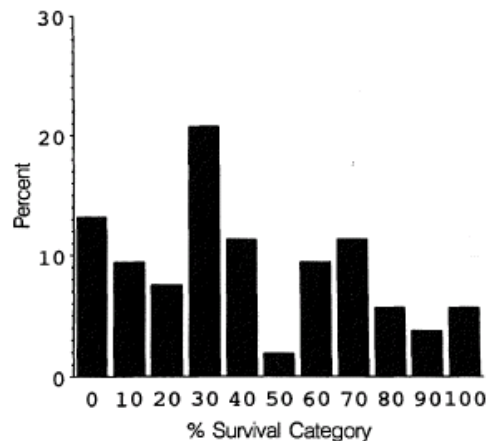
Heureusement, d'autres projets présentent un meilleur succès. Dans l'étang d'Ingril, les *Ruppia cirrhosa* transplantés se sont bien développés et 1 an et demi après la transplantation, ils présentent un taux de recouvrement et un fonctionnement semblables à ceux d'un herbier naturel (Laugier, 2010). De même dans la baie de Jindong, en Corée du Sud, suite à une transplantation de *Zostera marina* en novembre 2006, les résultats des 13 mois de suivi sont très encourageants. La densité des transplants a progressivement augmenté jusqu'à atteindre des valeurs comparables à celles du site de référence (cf. Li et al., 2010). Dans la lagune de Venise, les transplantations de *Zostera marina* et de *Cymodocea nodosa* présentent après deux saisons de croissance un taux moyen de recouvrement important (plus de 70% pour les zostères) sur tous les sites transplantés (à l'exception d'un seul où les transplants n'ont pas survécu). L'exemple le plus spectaculaire est celui des baies côtières de Virginie, au sud de Chesapeake Bay. Cet exemple illustre la vitalité des zostères et la vitesse à laquelle elles peuvent se rétablir lorsque les conditions leur sont favorables. Le projet à grande échelle de restauration des zostères a présenté dans ce site des résultats extrêmement positifs : alors que les herbiers avaient complètement disparu suite à l'épidémie de « wasting disease » des années 1930, ils ont rapidement atteint 591 ha en 2007 après que les travaux de restauration ont été lancés (voir figure 20). D'après Orth et al., 2010, le non-rétablissement antérieur des zostères était donc certainement dû à un manque de graines dans la zone. Entre 2001 et 2007, 23 millions de graines ont été semées, sur 77 ha au total. L'herbier issu de ces semis s'est ensuite rapidement étendu aux alentours.



**Figure 20** : l'abondance des zostères (en ha) au cours du temps dans les baies côtières de Virginie (source : Orth et al., 2010)

Toutefois, malgré ces derniers exemples très encourageants, la littérature étudiée semble dessiner une tendance moins spectaculaire de réussite des opérations de transplantation de zostères. Il apparaît globalement que les résultats sont très mitigés. Dans leur ouvrage de référence, *Guidelines for the Conservation and Restoration of Seagrasses in the United States and Adjacent Waters*, Mark Fonseca et ses collègues analysent la littérature ayant trait à la restauration des phanérogames marines aux États-Unis. Il en ressort que le taux de survie médian est de 35 % (sur l'ensemble des projets étudiés mentionnant ce paramètre, soit 53

articles sur une compilation de 138 documents). La moyenne est de 42 % et l'écart-type de 29,9%, ce qui révèle une dispersion assez importante (voir figure 21).



**Figure 21** : distribution du pourcentage de survie des unités de plantation dans la littérature étudiée par Fonseca et al., 1998 sur les projets de transplantation de phanérogames aux États-Unis.

En abscisse, le taux de survie (en %) des unités de plantation,  
en ordonnée, le pourcentage de projets présentant le taux de survie correspondant en abscisse.  
(source : Fonseca et al., 1998)

Plusieurs autres auteurs mentionnent de même que la réintroduction des zostères (ou plus généralement des phanérogames marines) est une opération dont le succès n'est pas garanti. Ainsi, Tamaki et al., 2002, notent que « de nombreux projets ont été tentés afin de restaurer les herbiers de zostères, soit en tant que mitigation pour des pertes dues au développement, soit en tant qu'amélioration de la production des pêcheries (Bosworth et Short, 1993 ; Terawaki et al., 2001). Cependant, beaucoup d'entre eux ont échoué à maintenir des habitats durables, i.e. les habitats transplantés ont disparu ou décliné en quelques années (Moore et al., 1996 ; Dan et al., 1998) ». Pour la technique des semis en particulier, ce faible taux de réussite est pointé du doigt (Orth et al., 2009 : le taux d'établissement des plants par semis est faible, généralement inférieur à 10 % et communément compris entre 1 et 5 %), mais il peut s'étendre aux projets employant d'autres types de techniques (Orth et al., 2010 : « Les efforts de restauration des zostères par transplantation dans Chesapeake Bay, qui ont commencé dès 1978, n'ont pas réussi à influencer significativement l'abondance globale des zostères dans la plupart des sites. »).

#### La survie à long terme des herbiers transplantés :

En particulier, c'est la survie à long terme (au-delà de 5 ans) qui semble difficile. Après une transplantation, la survie des zostères semble se dessiner ainsi : tout d'abord une mortalité assez considérable consécutive à la transplantation, qu'on peut certainement attribuer au stress lié à cette opération. Puis les transplants ayant survécu à cette première étape présentent généralement une forte vitalité, avec parfois une croissance supérieure au site de référence. Le passage de la saison difficile n'est cependant pas assuré. De plus, il n'implique pas nécessairement que les transplants sont installés définitivement. La survie à long terme paraît délicate à obtenir : Orth et al., 2010, signalent que dans Chesapeake Bay, « les transplantations, employant des méthodes variées avec soit des plants adultes soit des graines, ont survécu moins de 5 ans dans la plupart des sites [...], beaucoup d'entre eux ne survivant pas plus de 1 ou 2 ans après la plantation ». De même, Tamaki et al., 2002, (voir citation plus haut) soulignent que beaucoup de zostères transplantés ne parviennent pas à se maintenir plus de quelques années et on lit dans le document publié par le Chesapeake Bay Program en 2003 que « la plus longue période de succès d'une transplantation a été dans l'aval de la rivière York. Ce site a été transplanté avec des plants adultes en 1982 [...] et les herbiers survivent



toujours. La deuxième plus longue période de succès a été de 10 ans. Cependant, la plupart des efforts de plantation n'ont pas obtenu de succès à long terme supérieur à 5 ans. » (Chesapeake Bay Program, 2003).

#### Facteurs de réussite :

Les auteurs étudiés, gestionnaires rencontrés et scientifiques consultés sont unanimes sur l'un des facteurs majeurs de réussite d'une opération de réintroduction de zostères : la qualité de l'eau. Il est bien sûr impératif de travailler à améliorer la qualité de l'eau, de façon à atteindre des conditions compatibles au développement des zostères, avant de se lancer dans une transplantation si elle s'avère nécessaire. Fonseca et al., 1998, le rappelle de façon très pragmatique dans le *Guidelines for the Conservation and Restoration of Seagrasses in the United States and Adjacent Waters* : « lorsqu'on considère les besoins des transplants de phanérogames, trois questions importantes, spécifiques au site, doivent retenir l'attention. Tout d'abord, y a-t-il assez de nutriments pour permettre la croissance et la reproduction des transplants ? Deuxièmement, les nutriments sont-ils présents en excès par rapport à ce que les phanérogames peuvent utiliser, et donc disponibles pour stimuler la croissance d'épiphytes, phytoplancton et de macroalgues ? Dernièrement, les concentration en nutriments sont elles toxiques pour les plants ? » Cette dernière question se pose assez rarement, de même que la première, comme on l'a vu précédemment : le principal problème que rencontrent les milieux lagunaires est l'eutrophisation et on se retrouve dans le cadre de la deuxième question. Il est très important d'y répondre avant de tenter une transplantation. Citons à nouveau Orth et al., 2010 : « Une amélioration de la qualité de l'eau peut avoir une influence positive sur l'abondance des phanérogames. Les efforts de gestion visant à réduire les sources ponctuelles de nutriments dans Tampa Bay, aux États-Unis, au cours des deux dernières décennies, ont eu pour conséquence une augmentation substantielle de la couverture de phanérogames, qui avait diminué de 70 % par rapport aux estimations historiques de 31 000 ha [...]. Les phanérogames ont répondu positivement à cette amélioration, augmentant de 2 690 ha depuis 1982 et couvrant 11 487 ha en 2006 ». Le rétablissement peut donc être très rapide et de grande ampleur si les conditions du milieu redeviennent favorables, comme on l'a également vu avec l'exemple des baies côtières de Virginie, à proximité de Chesapeake Bay. Terawaki et al., 1999, signalent également que « même si les herbiers de *Zostera* ont subi des dommages transitoires importants, ils peuvent se rétablir si les conditions environnementales sont de retour ». Les auteurs soulignent que « la technique de restauration des herbiers de *Zostera* la plus appropriée devrait être par la gestion libre [...]. Le concept de techniques de gestion libre est de reproduire de bonnes conditions environnementales ».

Après le rétablissement de conditions satisfaisantes de qualité de l'eau, un critère très important de réussite des transplantations de zostères est le choix du site de transplantation. De nombreux facteurs sont à considérer, tels que la profondeur, les courants, le degré d'exposition ou d'abri par rapport à la dynamique sédimentaire, la probabilité d'accumulation de macro algues, ... Les expériences préliminaires, visant à valider les techniques choisies et à affiner le choix du ou des sites de transplantation sont donc des étapes cruciales, auxquelles il convient d'apporter beaucoup d'importance. Les négliger revient à s'exposer très fortement au risque d'échec des opérations de transplantation.

#### Les données disponibles :

Comme on vient de le voir à travers l'aperçu présenté ci-dessus, de nombreux scientifiques et gestionnaires travaillent à restaurer les herbiers de phanérogames marines sur l'ensemble de la planète, avec une attention particulière accordée aux zostères. Il est donc très regrettable que les données sur les résultats de ces opérations de restauration ne soient pas plus abondantes. Cette tendance est malheureusement assez répandue pour toute restauration de milieu

lagunaire, comme on l'a vu plus haut, et se confirme pour ce qui concerne la restauration des zostères. Les données disponibles sur les résultats de ces restaurations sont assez largement moins nombreuses que les opérations mises en place. Cette tendance s'accroît très fortement pour les données des résultats à long terme. Or, comme on l'a vu précédemment, la survie à long terme des zostères transplantées est très délicate. Il serait donc très intéressant et très précieux de disposer de davantage de données sur ce point. Entre autres, cela pourrait permettre aux scientifiques de comprendre quels facteurs influencent la survie à long terme, et aux gestionnaires et restaurateurs de milieux lagunaires de fournir un effort plus efficace à long terme.

Les *Guidelines for the Conservation and Restoration of Seagrasses in the United States and Adjacent Waters* de Fonseca et ses collègues (Fonseca et al., 1998) sont assez révélateurs de ce niveau de données transmises. Rappelons que dans cet ouvrage, les auteurs ont analysé la littérature relative aux opérations de transplantation de phanérogames marines sur le territoire des États-Unis. 138 documents ont été étudiés (articles scientifiques publiés ou en cours de relecture, rapports de projets, thèses, ...) et classés selon plusieurs critères. Entre bien d'autres analyses, les auteurs ont comptabilisé les paramètres et variables étudiés ou suivis dans les documents étudiés (voir le tableau 4 ci-dessous).

Experimental Parameters	Percent of Documents Using this Parameter
Pre-survey of site	62
Planting method	45
Post-survey of site	27
Depth	26
Cost analysis	22
Fertilization type	21
Season	21
Faunal study	18
Planting unit spacing	17
Tidal zone	15
Energy regime	14
Donor survey	12
Sediment particle size	9
Enclosure	8
Shoot numbers	8
In vitro propagation	8
Genetics	6
Light intensity	5
Bioturbation	3
Burial recovery	3
Apicals	1
Salinity	1

**Tableau 4 :** Liste des paramètres expérimentaux et pourcentages de documents (classés par ordre décroissant) qui incorporent le paramètre correspondant dans l'étude de la transplantation.

Ce pourcentage est réalisé sur un total de 66 documents, les expériences de laboratoire et autres ayant été exclus.  
(source : Fonseca et al., 1998)

**Légende :**

Pre-survey = le site sélectionné comme site de transplantation a été suivi avant la transplantation afin d'en évaluer sa capacité à permettre une transplantation.

Planting method = l'efficacité de différentes méthodes de transplantation a été testée.

Post-survey of site = l'effet de la transplantation dans le site choisi a été évalué.

Depth = les effets sur le succès de l'opération de profondeurs de transplantation variables a été déterminé.

Cost-analysis = le coût total de la transplantation a été déterminé.

Fertilization type = l'effet sur la transplantation de l'utilisation de produits fertilisants a été évalué.

Season = l'effet de la période de transplantation a été évalué.

Faunal study = la faune a été échantillonnée dans le site de transplantation.  
 Planting unit spacing = l'effet de différents espacements des unités de transplantations a été évalué.  
 Tidal zone = l'effet sur la transplantation de différentes zones de marées a été examiné.  
 Energy regime = effets du régime d'énergie sur la transplantation.  
 Donor survey = une étude a été menée sur le rétablissement du site donneur.  
 Sediment particle size = effets sur la transplantation de différentes tailles de particules de sédiment.  
 Enclosure = effets sur la transplantation de la mise en place de systèmes de protection des transplants.  
 Shoot numbers = effets sur le succès de la transplantation de différents nombres de plants par unité de plantation.  
 In vitro propagation = croissance en laboratoire de phanérogames à transplanter.  
 Genetics = expérimentations génétiques sur les phanérogames transplantées.  
 Light intensity = effets sur le succès de la transplantation de différents niveaux de lumière.  
 Bioturbation = effets de bioperturbation sur les phanérogames transplantées.  
 Burial recovery = effet sur les phanérogames du recouvrement par des sédiments.  
 Apicals = effects of the presence, absence, or different numbers of apicals in planting units.  
 Salinity = effets sur la transplantation de différentes salinités.

Une étude préliminaire du site et de certaines de ses conditions environnementales est donc le paramètre expérimental le plus souvent utilisé et décrit : 62 % des documents reportent une évaluation du site précédant la transplantation. Il est assez remarquable de noter que le nombre de documents présentant un test des méthodes de transplantation est inférieur à la moitié des documents étudiés (45 %) et que dans seulement 27 % des documents, l'étude des conditions environnementales a été poursuivie après que les transplantations ont été réalisées. Ceci rend donc très difficile la possibilité d'établir un lien entre le degré de réussite de la transplantation et les conditions du milieu. D'autres faiblesses dans les données pourraient être signalées, telles que seulement 12 % de documents donnant une étude du rétablissement du site donneur.

Fonseca et al., 1998, présentent également une étude des 10 paramètres suivis le plus communément dans les études de transplantation (voir tableau 5 ci-dessous) :

Monitoring Parameter	Percent of Studies with this Parameter
Irregular frequency monitoring	74
Percent survival (PU)	65
Shoot counts	55
Shoot density	53
Percent cover	47
Leaf length	29
Leaf width	12
Rhizome length	6
Directm mapping	3
Biomass	3

**Tableau 5 :** Liste des 10 paramètres les plus communément suivis dans les études de transplantation de phanérogames aux Etats-Unis, et pourcentage correspondant de documents.

Certains documents considèrent plus d'un seul paramètre.

(source : Fonseca et al., 1998)

**Légende :**

Irregular Frequency Monitoring = des intervalles de temps irréguliers ont été choisis pour le suivi post – transplantation du site.

Percent Survival = le pourcentage d'unités de plantation (PU) qui ont survécu a été suivi.

Shoot Counts = un compte direct du nombre de plants des unités de plantation a été effectué.

Shoot Density = la densité des unités de plantation a été suivie.

Percent Cover = la référence historique est connue (on la prend comme référence : 100% de recouvrement) et la couverture future pourra être comparée à la couverture originelle.

Leaf Length = la longueur des feuilles a été mesurée directement.

Leaf width = la largeur des feuilles a été mesurée directement.

Rhizome Length = longueur totale du rhizome vivant.

Direct Mapping = cartographie des unités de plantations.

Biomass = masse d'une surface donnée de phanérogames.

À nouveau, les données fournies (et donc probablement les paramètres suivis lors des transplantations étudiées par Mark Fonseca et ses collègues) semblent insuffisantes : on aurait pu espérer que plus de 65 % des documents reportent le pourcentage de survie de la transplantation car cette donnée est un élément essentiel d'évaluation de la réussite d'une transplantation.

Enfin, en ce qui concerne la durée du suivi effectué lors d'opérations de transplantation de phanérogames, Fonseca et al., 1998, relèvent une durée moyenne et médiane de 1 an et demi, les valeurs s'échelonnant entre 0 et 8 ans.

*Les Guidelines for the Conservation and Restoration of Seagrasses in the United States and Adjacent Waters*, bien qu'étant toujours un document de référence à de nombreux égards, datent de 1998 : peut-être des articles publiés plus récemment présentent-ils davantage de données au lecteur ?

Malheureusement, on constate également dans des documents plus récents un certain manque de données, assez regrettable. En voici quelques exemples (parmi d'autres) :

- Jager et al., 2002 : « les parcelles transplantées ont été suivies à plusieurs reprises durant les mois d'été. Il est rapidement apparu que la survie des plants était faible. » Il aurait été intéressant de présenter quelques chiffres pour étayer ce jugement qualitatif et permettre au lecteur d'établir une comparaison avec d'autres opérations similaires de sa connaissance.

- Bos et al., 2005 : « Les activités de terrain ont commencé en juin 2002 avec la transplantation d'environ 1 500 plants de zostères. Leur survie a été faible et il est bientôt apparu que des données erronées avaient été fournies sur la profondeur. » Il est dommage que les auteurs ne précisent pas ce qu'ils entendent par une survie « faible ».

- Bawden, 2007 : « Ces événements, particulièrement les activités de plantation de phanérogames marines, étaient nécessaires afin de maximiser la croissance des phanérogames dans la baie de Tokyo. Elles ont besoin de se rétablir afin d'enrichir la baie de Tokyo de nombreux organismes marins. Heureusement, les phanérogames que nous avons transplantés sont maintenant en train de croître vastement et nous pouvons trouver des animaux marins tels que des poissons, calmars, et coquillages dans les herbiers. » Cet article ne donne malheureusement aucune information supplémentaire sur le succès des transplantations et aucun chiffre ne vient étayer l'appréciation qualitative « les phanérogames transplantés croissent vastement ». Précisons toutefois qu'il ne s'agit pas d'un document scientifique mais d'un article publié dans un bulletin d'information. Le degré de détail et de précision espéré peut donc être moindre mais il aurait pu être intéressant de donner quelques chiffres-clés.

- Ukita et al., 2009 : « D'après le suivi jusqu'en 2009, la surface des herbiers de zostères est clairement en augmentation, bien qu'ayant subi l'influence des dégâts de typhons. En 2005, la surface s'était rétablie sur 152 ha et en 2008, 147 ha. » . Ce document est accompagné d'une figure retraçant l'évolution de la surface de l'herbier entre 1952 et 2009, ce qui permet une première appréciation de la reprise des zostères. Mais le lecteur pourrait apprécier davantage de précisions sur les plantations, réalisées chaque année depuis 2002 sur ce site : quelle quantité de graines est semée, quel est le taux d'installation des plants après le semis, ... ?

Précisons pour ces deux derniers exemples cités qu'il s'agit de documents japonais. Or, comme présenté plus haut, il a été assez difficile d'obtenir beaucoup d'éléments exploitables pour les sites japonais. En effet, la plupart des informations disponibles sont en japonais et peu de documents sont écrits en anglais. Les données que le lecteur non japonais aurait pu souhaiter rencontrer existent donc certainement, mais ne lui sont pas disponibles.

Il apparaît que de nombreux articles relatifs à des opérations de transplantation de zostères se concentrent surtout sur les techniques employées, ce que souligne l'article de Li et al., 2010 :

« Bien que de nombreuses études de transplantation des phanérogames marines aient été faites de par le monde, la plupart se sont principalement concentrées sur les méthodes de transplantation. » Les méthodes employées pour mettre en place les transplants, et parfois également pour les prélever, sont presque toujours bien décrites, mais les résultats des opérations, et plus particulièrement les résultats à un terme plus long que les quelques mois de saison de croissance suivant la transplantation, se font plus rares ou plus succincts.

#### Recommandations :

Devant un tel constat, on pourrait proposer quelques éléments de recommandations pour toute opération de réintroduction de zostères en eau de transition (déjà préconisés par Fonseca et al., 1998) :

- Premièrement, il est particulièrement intéressant et pertinent de suivre et faire partager dans toute publication des données concernant le taux de survie des transplants ou semis. « Le nombre d'unités de plantation qui survivent devrait être rapporté. Ceci peut être exprimé en pourcentage du nombre d'origine mais le nombre absolu est également intéressant. Si le site de plantation est suffisamment petit (~ 500-1000 unités de plantation), toutes les unités de plantations devraient être suivies pour ce qui concerne la présence ou l'absence de plants (suivi du taux de survie). [...] Si le site est de grande taille, des subdivisions ou transects choisis au hasard (et non arbitrairement) devraient être échantillonnés. » (Fonseca et al., 1998, partie sur les spécifications de suivi).

- Deuxièmement, les données relatives au taux de survie (point précédent) présenteront d'autant plus d'intérêt qu'un suivi des conditions du milieu les aura accompagnées, avant, pendant et après les opérations de transplantation.

- Troisièmement, le suivi à long terme, bien que très souvent négligé, est un élément qu'il serait bon d'inclure dans toute opération de transplantation de zostères, pour les raisons évoquées plus haut. « Pour une plantation donnée, combien de temps le suivi devrait-il être effectué afin d'évaluer les performances de la plantation ? [...] Des suggestions précédentes de trois ans de suivi [...] pourraient être une réelle sous-estimation du temps requis pour renseigner du succès d'un projet. Une durée supérieure à 5 ans serait plus appropriée. » (Fonseca et al., 1998). Ce suivi devrait comprendre les deux points précédents : évaluation du taux de survie et de développement des zostères transplantés et suivi des conditions du milieu. Il ne serait bien sûr pas nécessaire de l'effectuer aussi fréquemment au cours des dernières années que durant les mois suivant la transplantation.

#### ❖ *Quelques autres techniques de restauration des milieux lagunaires : agir sur les sédiments*

##### Dragage des sédiments :

Les trois parties précédentes présentent les actions de restauration observées majoritairement sur les lagunes étudiées : ces techniques semblent être employées le plus couramment. Cependant, quelques autres actions peuvent être mises en place dans le but d'améliorer les conditions du milieu lagunaire.

Ainsi, un travail sur les sédiments a été effectué dans plusieurs sites. Principalement, il s'agit du dragage des sédiments : dans la lagune de Ter Vell (zones humides de Baix Ter), d'importantes quantités de matières organiques s'étaient accumulées. Les zones les plus riches en matières organiques ont été draguées, sauf dans les parties les plus profondes où les boues ont été éliminées par aspiration. Dans les lacs Nord et Sud de Tunis, des quantités considérables de sédiments, pollués par les apports organiques et chimiques antérieurs, ont été extraites. Une partie de ces matériaux retirés du lac a servi de remblai afin de créer des terrains sur les berges.

Dans la Senillar de Moraira, des sédiments ont également été extraits, cependant il ne s'agissait pas d'éliminer une pollution, mais de rétablir le profil hydromorphologique de la lagune où d'importantes quantités sédimentaires, apportées en excès, s'étaient accumulées. Dans la lagune de Venise, un dragage de sédiments est opéré dans les canaux. Les sédiments ainsi récupérés permettent de reconstruire des vasières et des marais salants en bordure de la lagune.

L'extraction des sédiments avec une contamination chimique importante ou à trop forte teneur en matériaux organiques présente l'avantage d'éliminer une pollution présente dans la lagune. Cette mesure n'est bien évidemment pertinente que si les sources d'apport ont également été traitées, sans quoi les sédiments stockeront à nouveau les polluants qui continuent d'arriver. En revanche, si les sources d'apport ont été éliminées ou considérablement réduites, draguer les sédiments pollués permet de prévenir tout relargage ultérieur.

Toutefois, ce procédé lourd en travaux est assez coûteux et ne peut être réalisé sur une surface importante. De plus, il nécessite de disposer d'un emplacement où déposer les volumes de sédiments extraits (volumes souvent conséquents : dans le lac Nord de Tunis, ce sont 10 000 000 m<sup>3</sup> de matière solide qui ont été retirés). Ce problème se corse dès que les sédiments présentent un certain degré de contamination chimique car les contraintes liées au site de dépôt sont renforcées. La mise en décharge spécialisée dans ces produits contaminés ne s'effectue qu'à des tarifs très élevés.

#### Deux techniques originales : aération et mise en suspension :

Le dragage est l'opération de restauration principale pour ce qui concerne les sédiments. Deux autres sont également représentées parmi l'échantillon de sites étudiés, il s'agit de techniques originales, employées chacune dans un unique site.

Dans le delta de l'Ebre, la lagune d'Encanyissada a été restaurée dans les années 1991 – 1992 selon un projet inscrit dans le plan directeur du Parc Naturel du Delta de l'Ebre. Une partie du lac a alors été asséchée temporairement afin de permettre l'aération du sédiment. Le séchage et l'aération des sédiments pendant une année ont été accomplis afin de favoriser la minéralisation de la matière organique qu'ils contenaient. Il s'agit du seul exemple de l'utilisation de cette technique.

De même, la lagune d'Orbetello présente un exemple unique d'utilisation d'une autre technique de restauration de milieu lagunaire par action sur les sédiments. Dans cette lagune, la mise en suspension des sédiments est pratiquée. Cette technique a tout d'abord été pratiquée involontairement par les nombreux passages du bateau de ramassage des ulves. Devant la constatation que cette technique semblait avoir un impact positif sur l'état de la lagune, elle a été développée davantage. Cette mesure vise à accélérer la minéralisation de la matière organique contenue dans les sédiments en favorisant leur oxydation. Elle favorise le passage de la matière organique d'un état labile, support de l'eutrophisation, à un état réfractaire.

#### ❖ *Quelques autres techniques de restauration des milieux lagunaires : « reconstruction » d'un milieu très dégradé*

Lorsque l'écosystème a été très dégradé, ou même complètement détruit, la restauration s'apparente à une « re-création » ou une « reconstruction » de l'écosystème. Ce genre de travail ne peut généralement être mené que sur une surface de taille modeste. On en observe trois exemples parmi les sites étudiés, chacun étant très différent des autres. Dans deux cas, on recrée un milieu ayant déjà existé auparavant, en essayant de s'approcher au plus près de l'original (lagune de Drana et *ullals* de l'Albufera de Valencia), mais les techniques

employées étaient très différentes dans ces deux cas. Dans le troisième exemple (la Pletera, zone humide de Baix Ter), des lagunes ont été créées sur un site dont on sait qu'il y en existait auparavant.

La communication avec la mer de la lagune de Drana a été bouchée en 1987. Cette communication constituait l'un des apports d'eau à la lagune les plus importants et cette dernière s'est donc fortement asséchée, connaissant des périodes de sécheresse complète en été. Ce milieu était donc détruit, tout comme l'étaient de nombreux *ullals* autour de l'Albufera de Valencia. En espagnol, on appelle ainsi les sources d'eau douce qui sourdent par endroit, au fond de la lagune ou dans ses environs. Ces sources alimentent des zones humides riches en biodiversité mais beaucoup d'entre elles se sont bouchées ou ont été bouchées et les terrains sont maintenant utilisés pour la culture intensive du riz. Ces zones humides sont des milieux d'eau douce (et non des milieux lagunaires) mais leur restauration présente un exemple intéressant et assez unique.

Dans ces deux cas, la première étape de « reconstruction » des milieux détruits a été (après l'acquisition du terrain, dans le cas des *ullals*) une action de restauration physique. On a réouvert la communication de la lagune avec la mer à Drana et on a débouché certains *ullals* près de l'Albufera de Valencia.

Puis les opérations effectuées ont divergé. À Drana, il n'a pas paru nécessaire d'effectuer d'autres travaux. Pour ce qui concerne certains *ullals*, il en a été autrement : les zones humides ont été re-crées de toutes pièces, en y plantant et introduisant des espèces locales. Celles-ci sont cultivées et élevées à la Piscifactoría de El Palmar (voir fiche-lagune de l'Albufera de Valencia en annexe).

Dans les zones humides de Baix Ter, le projet LIFE mis en place entre 1999 et 2004 visait entre autres à réintroduire l'*Aphanius* d'Espagne, petit poisson menacé. Afin de lui fournir davantage d'abris, de nouvelles lagunes ont été créées, adjacentes à la lagune de La Pletera. Pour ce faire, des bassins ont été creusés dans un site où des lagunes étaient présentes auparavant, mais ont été drainées. Ces nouvelles lagunes sont séparées les unes des autres en été mais communiquent le reste du temps. La même année que le creusement des lagunes, des herbiers de *Ruppia* y sont apparus naturellement car le creusement a été effectué en partie dans le lit des anciennes lagunes où des graines viables étaient encore présentes. Il ne s'agit donc pas d'une réintroduction d'herbiers : la seule espèce qui a été introduite est l'*Aphanius* d'Espagne, pour lequel l'apparition de l'herbier de *Ruppia* était un point très positif puisqu'il s'agit d'un habitat privilégié pour ce petit poisson menacé.

Ces trois exemples illustrent le fait que la « reconstruction » d'une lagune est une technique qui peut présenter des aspects très variés. Elle ne dépend que du site sur lequel on travaille et doit s'y adapter le plus parfaitement possible. Toutefois, il s'agit là d'une problématique assez éloignée de celles de l'étang de Berre et qu'on n'approfondira pas davantage.

#### ❖ *Quelques autres techniques de restauration des milieux lagunaires : ramassage des macro algues*

Dans plusieurs lagunes, on pratique le ramassage estival des macro algues, échouées ou en eau. C'est le cas dans certains étangs palavasiens (un ramassage des ulves a ainsi été réalisé sur l'étang du Prévost à la fin des années 1990), sur le lac de Tunis, sur la lagune d'Orbetello et dans la lagune de Venise où des campagnes de ramassage ont commencé en 1989. Grâce à cette opération, la décomposition de ces algues ne s'effectue pas dans l'eau : au lieu d'être remise à disposition, la matière organique est extraite de l'eau et évite d'enrichir le milieu. En

effet, 1 tonne d'ulves correspond à environ 29 kg d'azote total et 5,2 kg de phosphore total (Barré, 2005).

Dans les faits, il semble cependant que cette technique soit principalement employée dans le but d'éviter les nuisances liées au dépôt des macro algues, entre autres sur les plages : odeurs et aspect peu attractif, risques de malaïgues, ... Les quantités de matière organique extraites via ces algues sont en effet insuffisantes la plupart du temps pour avoir un impact significatif sur l'eutrophisation de la lagune. Par exemple, il a été calculé dans l'étang du Prévost que pour la campagne de ramassage de 1992 à 1996, la quantité de phosphore total présente dans la biomasse totale d'ulves reste faible par rapport aux apports et à la quantité présente dans le sédiment. Pour ce qui est d'Orbetello, le ramassage des macro algues ne saurait à lui seul permettre la restauration de la lagune car la biomasse collectée reste peu substantielle : environ 3 % de la biomasse totale produite (Lenzi, 2010). Dans cette lagune, le ramassage des macro algues participe toutefois indirectement à la restauration par l'agitation des sédiments qu'il provoque.

Le problème principal rencontré par les gestionnaires de milieu lagunaires pratiquant le ramassage de macro algues est souvent celui de la filière aval. La valorisation agricole est une des filières les plus courantes (ex : Venise). À la lagune de Venise, une piste originale est également explorée, pour la production de papier. Le papier obtenu n'est pas comparable au papier classique mais lui est supérieur par certains aspects, tels que la résistance ou la rigidité. Le problème de la filière aval des macro algues récoltées est compliqué par les précautions nécessaires à la manipulation des stocks d'algues. En effet, les risques de dégagement de sulfure d'hydrogène ( $H_2S$ ) sont à prendre en compte et le stockage des macro algues est à éviter. Certains gestionnaires ne parviennent pas à trouver de débouché car les contraintes sont multiples. À Orbetello, les macro algues récoltées (30 t/jour en période estivale, Lenzi, 2010) sont séchées puis mises en décharge.



**Figure 22** : utilisation de macro algues comme engrais dans l'agriculture  
(source : Consorzio Venezia Nuova, 2008)

❖ *Quelques autres techniques de restauration des milieux lagunaires : agir sur la chaîne trophique*

La lagune d'Orbetello, riche en expériences de restauration variées, est l'unique représentant de l'utilisation d'une technique assez originale, qui se fonde sur la chaîne trophique. Dans



cette lagune, des jeunes daurades sont régulièrement introduites. Ces poissons se situent assez bas dans la chaîne trophique et permettent donc de transférer la matière organique vers des niveaux trophiques plus élevés, plutôt que d'enrichir les nutriments et donc de favoriser les crises dystrophiques. À la fin de l'automne, les daurades sont pêchées et génèrent ainsi un revenu supplémentaire pour les pêcheurs de la lagune. Ce système combine l'aquaculture intensive (avant que les daurades ne soient relâchées dans la lagune) et extensive (lorsque les daurades croissent dans la lagune) et a été baptisé « aquaculture intégrée ». C'est également un système qui combine une amélioration potentielle de la qualité de l'eau de la lagune avec une activité économique. Toutefois, les conséquences de cette activité sur l'état trophique de la lagune n'ont pas été démontrées.

#### d) Évaluation des résultats de la restauration :

Les techniques de restauration rencontrées à travers les différents sites étudiés ayant été présentées précédemment, il serait maintenant intéressant de pouvoir évaluer leur succès. D'après la SER, « trois stratégies existent pour mener une évaluation : la comparaison directe, l'analyse des attributs et l'analyse de la trajectoire. » (SER International Science & Policy Working Group, 2004). C'est la première des trois stratégies qui est la plus aisée à appliquer pour l'ensemble des projets car elle est la plus pratiquée et c'est celle pour laquelle les données sont les plus présentes. Dans cette stratégie, « les paramètres sélectionnés sont déterminés ou mesurés dans la référence et sur les sites de restauration. » (SER International Science & Policy Working Group, 2004). En pratique, comme on l'a déjà vu, l'état de référence est assez rarement explicité et décrit, en particulier de façon précise et quantitative. Les paramètres sélectionnés sont le plus souvent déterminés avant et après l'opération de restauration : la comparaison s'effectue donc entre l'état dégradé et l'état après restauration. Ceci permet donc d'évaluer l'amélioration ou l'évolution obtenue dans le milieu, mais pas nécessairement d'évaluer la restauration en elle-même puisqu'il n'y a pas d'état à atteindre auquel on puisse se référer.

Pour chacun des sites de l'échantillon d'exemples, les données concernant la restauration écologique et ses résultats ont été résumées dans le tableau en annexe 2. Pour chaque site, on a indiqué les travaux de restauration effectués et leur date ainsi que leur objectif. Les variables mesurées pour l'évaluation ont été précisées, ainsi que les résultats de la restauration : résultats quantitatifs (valeurs des variables mesurées, avant et après restauration) et résultats qualitatifs.

Il ressort de ce résumé (cf. annexe 2) que l'objectif de restauration, s'il est la plupart du temps mentionné, n'est pas toujours formulé de façon précise. Ceci rejoint en partie l'absence fréquente d'état de référence : un état de référence explicite constituerait en effet un objectif clair et précis de restauration, ce qui n'est que rarement le cas. Assez souvent, l'objectif des travaux engagés reste vaste et peu défini : dans la lagune de Boughrara par exemple, on a cherché à « lutter contre la détérioration de la lagune », dans celle de Senillar de Moraira, à « restaurer la lagune et ses écosystèmes ». L'objectif se précise toutefois dans d'autres cas : le 1<sup>er</sup> contrat d'étang de Salses-Leucate présente entre autres un objectif d'« améliorer rapidement et durablement la qualité de l'étang, pour permettre le maintien des activités traditionnelles ». Pour le lac Ichkeul, il s'agit de « lutter contre la salinité qui menace de nombreuses espèces d'oiseaux » et pour La Pletera (zone humide de Baix Ter), d'« augmenter de la population d'*Aphanius d'Espagne* ». L'objectif défini dans ces cas-là vise à restaurer une fonctionnalité particulière de la lagune en tant que support à des usages ou habitat pour une faune précise.

Les documents étudiés (articles scientifiques, rapports et bilans d'activité, entretiens avec des gestionnaires, ...) fournissent la plupart du temps des informations assez riches pour ce qui concerne l'aspect technique des opérations de restauration effectuées. En revanche, les données fournies sur les résultats de ces opérations sont globalement moins abondantes. D'une part, le lecteur regrette parfois un certain manque de précision et de détails dans la communication des résultats (voir annexe 2) : par exemple, pour le projet LIFE Nature dans les lagunes de Tsoukalio, Rodia et Logarou (contrôle des apports d'eau douce par un système d'écluses), on note « des effets très positifs sur la salinité et les structures de végétation » (European Commission – Environment, 2010). Ou encore Lenzi et al., 2010b signalent une restauration du milieu réussie avec réduction significative de la biomasse algale, reprise des phanérogames, malheureusement sans étayer avec quelques éléments quantitatifs. C'est le cas également pour la lagune de Sacca di Goro : « le creusement du canal a amélioré la situation » (Fano, 2010) ou encore pour les transplantations de zostères de la péninsule de Setúbal : « fort taux de mortalité des transplants » (Cunha, 2008), etc. Ce genre d'informations qualitatives, qui sont certes un premier degré d'information, dépend de l'appréciation et du point de vue de celui qui les fournit et n'est malheureusement pas suffisant pour appréhender de façon objective le résultat d'une opération de restauration, encore moins pour confronter les résultats de différents projets.

Heureusement, des données plus précises sont fournies dans de nombreux projets, ce qui permet, dans une certaine mesure, d'en apprécier le succès. Citons par exemple l'article de Lardicci et al., 2001., sur les changements et le rétablissement des communautés macrozoobenthiques après les mesures de restauration de la lagune d'Orbetello. Les variables étudiées (nombre d'espèces, etc.) sont présentées pour la période précédant la dégradation de la lagune et qui pouvant constituer l'état de référence (1976), pour la période de dégradation de la lagune (1988) et à deux étapes après la mise en place du processus de restauration (1994 et 1999).

En revanche, le suivi à moyen ou long terme fait défaut dans une très grande majorité des cas. Les données déterminées après les opérations de restauration datent très rarement de plus d'un an ou un an et demi après que les travaux de restauration ont été terminés, sauf lorsqu'un suivi régulier a été institutionnalisé, comme c'est le cas du Réseau de Suivi Lagunaire (RSL) du Languedoc-Roussillon, partenariat entre l'Ifremer, la région Languedoc-Roussillon et l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée et Corse.

Or, on l'a vu précédemment pour le cas des travaux de réintroduction de zostères, il est difficilement possible de juger du succès de telles opérations après 1 ou 2 ans seulement. 5 ans paraissent une échéance plus pertinente pour la restauration des herbiers de zostères, et certainement aussi pour toute autre opération de restauration de milieu lagunaire, comme le montre le travail réalisé par Antonio Camacho, Raquel Peinado et Antonio Picazo (Camacho et al., 2010). La Senillar de Moraira (voir la fiche correspondante en annexe) est une petite lagune côtière de la province d'Alicante qui, fortement dégradée à cause de la pression anthropique importante, a été restaurée en 2002 par décision du Conseil Municipal de Teulada-Moraira. Un suivi écologique a été réalisé 3 ans plus tard, de juillet 2005 à octobre 2006 par diverses mesures des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques du milieu (suivi financé par le Conseil Municipal de Teulada-Moraira). Il en ressort que grâce aux opérations de restauration, la lagune a retrouvé la plupart de ses attributs fonctionnels. Le plus grand nombre des groupes fonctionnels et des espèces typiques de lagunes méditerranéennes se sont rétablis. Cependant, le succès de cette restauration est compromis par la persistance de la plupart des pressions et la lagune se dégrade progressivement. Cette dégradation est reflétée par l'état des macrophytes : en juillet 2005, ils couvraient quasiment la totalité des 1,2 ha de la

lagune mais leur surface a progressivement décrû jusqu'à une disparition presque complète en 2006. Cet exemple frappant met en lumière l'importance du travail de suppression des pressions ou causes de dégradation afin d'aboutir à une restauration durable. Par ailleurs, dans un tel contexte de rareté du suivi à long terme, cet article de Camacho et al., 2010, prend toute son importance. Il semble donc qu'un recul supérieur à 1 an et demi soit nécessaire pour juger du succès d'une restauration et qu'un suivi sur plusieurs années soit pertinent.

Toutefois, on constate que mettre en place un tel suivi à moyen ou long terme peut s'avérer difficile, tout particulièrement pour des projets ponctuels. En effet, le problème du coût du suivi se pose ; or, les partenaires financiers d'un projet versent des fonds pour sa réalisation et souvent pour un état des lieux en fin de projet, mais pas pour le suivi ultérieur. C'est le cas des projets LIFE Nature, financés par l'Union Européenne par exemple : la fin du projet signifie également la fin du financement des analyses et autres mesures de suivi. Ainsi, Xavier Quitana (de l'Institut d'Écologie Aquatique de l'Université de Girona), gestionnaire du projet LIFE Nature de restauration et gestion des lagunes et marais côtiers de Baix Ter (voir la fiche correspondante en annexe), regrette de ne pas avoir de données actualisées sur la qualité de l'eau et des milieux sur le site du projet. Se pose donc la question de la durabilité de la restauration dans de telles situations.

Il apparaît donc (voir résumé en annexe 2) qu'une évaluation du succès des différentes techniques de restauration ou encore que leur confrontation soit assez difficile. Les appréciations qualitatives du succès d'un projet ne donnent pas d'évaluation et pour ce qui concerne les résultats quantitatifs, les critères retenus diffèrent selon les sites et les objectifs du projet. Par ailleurs, on vient de voir que l'absence de données à moyen ou long terme ne permet pas la détermination du succès durable des projets.

Notons toutefois que l'évaluation du succès des projets étudiés est biaisée par un accès aux données différent selon les sites. Ainsi, il apparaît à travers ce tableau que les projets japonais par exemple ne sont pas très riches en données sur leurs résultats. Ceci est probablement dû en partie au problème de la langue : peu d'éléments sont communiqués en une autre langue que le japonais. Il semble que même les articles scientifiques soient souvent rédigés en japonais, avec uniquement un résumé en anglais. En revanche, l'accès aux données existantes a été beaucoup plus aisé pour les sites français ou maghrébins, ou encore américains, puisqu'on a pu disposer des données issues non seulement d'articles scientifiques mais aussi de rapports et bilans d'activité, rédigés dans la langue de travail du pays.

#### e) Conclusion sur les techniques de restauration des milieux lagunaires :

L'eutrophisation se pose d'emblée comme le problème largement prédominant à travers l'ensemble des lagunes étudiées. À des degrés divers, toutes sont touchées. Puis peuvent généralement s'y ajouter d'autres dégradations telles que la pollution chimique ou les conséquences d'un apport excessif de matière solide (envasement, ...). D'autre part, en raison de leurs spécificités locales, certaines lagunes sont affectées de problèmes tels que la destruction des berges, les modifications hydrologiques fortes ou l'accumulation de macro-déchets.

Les exemples étudiés présentent différents types de solutions pour faire face à ces problèmes. La lutte contre l'eutrophisation est le principal enjeu de la restauration des milieux lagunaires et les deux techniques majeures qui ont été mises en œuvre sont la réduction des apports eutrophisants, étape indispensable et prioritaire, et l'augmentation de l'hydraulité des lagunes. À travers l'exemple marquant de la restauration des lacs Nord et Sud de Tunis, on constate que la conjugaison de ces deux techniques peut conduire à des résultats très significatifs.

Une fois que les conditions du milieu se sont rétablies, certains éléments de l'écosystème peuvent cependant nécessiter une aide complémentaire pour se rétablir. Ceci est typiquement le cas des herbiers de phanérogames, dont la place-clé dans l'écosystème a largement été étudiée depuis plusieurs décennies. On s'intéresse ici plus particulièrement aux zostères, pour lesquels de nombreuses opérations de transplantation ou de semis ont été menées dans le monde. De tels projets sont cependant assez exigeants et il s'avère que leurs résultats ne sont pas toujours à la hauteur des espérances que l'on y a placées. On ne peut donc que souligner l'importance du travail préliminaire de restauration des conditions appropriées dans le milieu, et d'expérimentations visant à valider protocoles et choix des sites. Enfin, quelques autres techniques moins répandues ont également été mises en œuvre dans les lagunes étudiées.

Il ressort de l'ensemble de ces opérations qu'une connaissance approfondie du milieu étudié et de son bassin versant est nécessaire dès qu'on entreprend sa restauration. Il serait souhaitable que la démarche de restauration découle d'une réflexion intégrant les enjeux du territoire, non seulement écologiques mais également humains, à travers les dimensions sociales, culturelles et économiques.

## **6. Au-delà des aspects techniques...**

La restauration écologique n'est pas uniquement une pratique technique et les aspects écologiques qui y sont liés ne devraient pas être considérés indépendamment de toute autre considération. Bien d'autres facettes sont indissociables et ce sont principalement des aspects humains : socio-économiques, participation du public, etc. Nous allons donc voir ici ce qu'il en ressort à travers l'étude des 36 sites de restauration lagunaires de l'échantillon d'exemples. Précisons toutefois que ces aspects ne constituent pas la partie la plus importante du travail qui a été consacré à l'étude de ces lagunes et en conséquence, ne sauront être autant développés que les aspects techniques.

### **a) Gouvernance et milieux lagunaires :**

Par cette étude, 36 sites de restauration de milieux lagunaires ont été étudiés ; principalement situés dans le bassin méditerranéen, ils présentent toutefois une diversité géographique conséquente et une diversité de projets encore plus marquée. Il peut donc être instructif d'examiner quels traits en ressortent pour ce qui concerne la gouvernance et le montage institutionnels de tels projets de restauration de milieux lagunaires.

Or, il apparaît que deux types de montage de projets se dessinent. D'une part, il existe des projets que l'on pourrait qualifier de ponctuels. Il s'agit de projets strictement localisés dans l'espace et dans le temps, avec des objectifs précis. Le financement s'étend sur la durée du projet (souvent de l'ordre de 2 à 3 ans) puis prend fin. Le porteur du projet n'est pas destiné à devenir une structure pérenne de gestion du milieu suite à l'achèvement de projet de restauration. Un exemple pourrait en être le projet LIFE. L'Instrument Financier pour l'Environnement, dit LIFE, est un fonds de l'Union Européenne pour le financement de sa politique environnementale. Ainsi par exemple, le volet LIFE Nature finance des projets de préservation de la biodiversité ainsi que le réseau Natura 2000.

Dans cette catégorie des projets ponctuels, citons le projet LIFE de « Restauration et gestion des lagunes et marais côtiers de Baix Ter » entre 1999 et 2004, les travaux d'augmentation des échanges entre la mer et la lagune de Boughrara, réalisés en 2007, ou encore la remise en eau de la lagune de Drana en 2004 (voir fiches-lagunes correspondantes en annexe 3, p 149,

165 et 185). Dans cette catégorie, le projet se structure autour de ses objectifs et des actions à mettre en œuvre.

La seconde catégorie de projet se structure davantage autour de l'entité ou de l'outil instauré pour restaurer la lagune. Elle se caractérise ainsi par la mise en place d'une structure de gestion chargée d'une mission plus large que la réalisation des travaux de restauration eux-mêmes, et donc plus pérenne. Cette structure a généralement pour but la restauration puis la gestion du milieu lagunaire – parfois de ses usages – et peut mettre en œuvre des projets ou des actions ponctuelles pour atteindre ce but. Toutefois, ces actions se situent habituellement dans le cadre plus large d'un programme, d'une mission. Pour illustration, citons le cas du Parc naturel régional de la Narbonnaise. Pour répondre au premier objectif du Contrat d'étangs qu'il anime (améliorer la qualité de l'eau et des milieux lagunaires), il a – entre autres – augmenté la section d'échange de l'étang de Bages-Sigean avec la mer.

Souvent, cette structure gestionnaire ou cet outil de restauration du milieu émerge suite à une crise ou une demande locale pressante. Suite à cela, la forme n'est pas figée et peut évoluer. Un exemple caractéristique est l'étang de Thau : en 1989, la vente de coquillages est interdite pour présomption de salmonelle. La vulnérabilité des exploitations conchylicoles et la sensibilité du milieu naturel sont ainsi brutalement mises en évidence. Au-delà des mesures financières d'indemnisation, il est convenu d'engager un programme ayant pour objectif majeur d'améliorer la qualité du milieu récepteur et d'assurer, en conséquence, la pérennité des exploitations conchylicoles : ainsi est signé, en 1990, le 1<sup>er</sup> contrat pour l'étang de Thau entre l'État, la Région Languedoc Roussillon, le Département de l'Hérault, l'Agence de l'Eau du Bassin Rhône Méditerranée Corse, les maires des communes du bassin versant, la Section Régionale du Comité Interprofessionnel de la conchyliculture Languedoc-Roussillon, et la Fédération Départementale des Caves Coopératives de l'Hérault. Un deuxième contrat est ensuite signé en 1996. Puis en 2005 a été signé un Contrat Qualité tandis qu'a vu le jour le Syndicat Mixte du Bassin de Thau (SMBT). Le Contrat Qualité est arrivé à échéance en 2009 et le SMBT prépare actuellement le prochain contrat.

Parfois, la structure gestionnaire pré-existe aux éléments enclenchant le processus de restauration et prend en charge la mission de restauration du milieu lagunaire à ce moment. C'est souvent le cas des Parc naturels possédant une lagune dans leur périmètre. Pour ne pas reprendre l'exemple du Parc naturel régional de la Narbonnaise, citons le cas du Parc naturel du Delta de l'Ebre. Le projet de restauration de la lagune d'Encanyissada s'inscrit dans le plan directeur du Parc.

Le dernier cas de figure qui se présente parmi nos 36 sites est celui de la création de la structure chargée de la restauration lagunaire par une volonté politique forte, volonté qui n'est pas directement associée à une crise (comme c'était le cas à Thau). Outre le cas très particulier de la lagune de Venise et des enjeux touristiques et culturels forts qui y sont associés, il faut ici citer le cas d'école qu'est l'assainissement du lac Nord de Tunis (celui du lac Sud a aussi été réalisé sur le même modèle. Voir fiches correspondantes, annexe 3 p. 265 et 270). Après un important travail sur l'assainissement urbain réalisé par l'État tunisien, un opérateur a été créé pour aménager le lac et ses berges. Il s'agit d'une société d'économie mixte regroupant un investisseur privé saoudien et l'État tunisien, la Société de Promotion du Lac de Tunis (SPLT). L'Agence de Protection et d'Aménagement du Littoral a octroyé à la SPLT une concession pour le plan d'eau (d'une durée de 99 ans) et cette société a alors réalisé les travaux d'aménagement du lac et de ses berges, entre 1985 et 1988. Par la suite, la SPLT a mis en place un programme de maintenance comprenant des actions de contrôle continu et d'entretien régulier du lac et de ses aménagements. Il s'agit d'un cas très intéressant où le projet de restauration était couplé à un vaste projet immobilier sur les terrains aménagés des

berges du lac : cet exemple (avec son homologue du lac Sud de Tunis) est unique parmi les projets étudiés.

Quel lien pourrait-on esquisser entre le montage institutionnel de la restauration des milieux lagunaires et les résultats de cette restauration ? Ne soyons pas trop affirmatif dans la réponse car, comme cela a déjà été souligné précédemment, l'évaluation des résultats des opérations de restauration s'avère assez difficile, principalement freinée par un manque de données.

Toutefois, il est assez clair que le suivi du milieu postérieur aux opérations de restauration est meilleur lorsqu'un opérateur ou une structure de gestion a été mis en place. Dans le cas contraire, les données sur l'état du milieu, sont plus rares, irrégulières.

L'existence ou la mise en place d'une structure dotée d'une certaine pérennité semble pencher en faveur d'une meilleure réussite des opérations de restauration, comme cela paraît être le cas pour l'étang de Bages-Sigean. A contrario, les opérations ponctuelles de restauration courent davantage le risque d'une durabilité réduite. Ainsi en est-il du moins dans les lagunes Tsoukalio, Rodia et Logarou du golfe d'Amvrakikos. De 1999 à 2003, le projet « Conservation Management of Amvrakikos Wetlands » visait à restaurer les conditions abiotiques et de structure d'habitat appropriées dans ces lagunes. Un système d'écluses et fossés a été mis en place afin de contrôler les apports en eau douce et de reproduire les fonctions auparavant assurées par la rivière Louros, déviée de son lit originel. Or, à la fin du projet, la surveillance du site n'a plus été assurée et malheureusement, le système d'écluses a été manipulé à des fins de vols de poisson. Ce système a donc été abandonné et les entrées d'eau douce dans les lagunes et zones humides environnantes sont aujourd'hui bien inférieures à leurs besoins. On ne peut que regretter cet état de fait car les résultats écologiques liés à la mise en place du système de contrôle des apports d'eau douce avaient paru particulièrement positifs.

Contrastant avec cette situation, l'exemple de la Senillar de Moraira est particulièrement instructif. Cette petite lagune côtière située sur la commune de Teulada-Moraira avait été fortement dégradée au cours des dernières décennies. Le Conseil Municipal concerné a initié sa restauration en 2002, les travaux mis en œuvre ayant permis à la lagune de retrouver la plupart de ses attributs fonctionnels. Trois ans après la restauration de la lagune, le Conseil Municipal de Teulada-Moraira a souhaité effectuer un nouveau suivi écologique de la lagune, qui a montré que la Senillar de Moraira, bien que restaurée, reste fortement menacée par les fortes pressions du bassin versant et semble avoir entamé un processus de dégradation. Il est très intéressant que la commune de Teulada-Moraira ait pris les moyens d'effectuer à suivi à moyen terme de ses opérations de restauration, situation qui ne se produit que très rarement lors des opérations ponctuelles de restauration. D'habitude, la fin du projet ponctuel entraînant automatiquement la fin des financements, ce suivi n'est plus effectué. Peut-être pourrait-on avancer une hypothèse : la commune de Teulada-Moraira est plus proche du terrain que ne pourraient l'être d'autres instances et ceci a une répercussion sur son implication à long terme dans la restauration de la lagune.

Ainsi, il semblerait que l'encadrement de la restauration par une structure établie de gestion du milieu tende à favoriser la durabilité de cette restauration. Toutefois, cette solution n'est peut-être pas à préférer en toute situation car elle peut s'avérer plus lourde à mettre en place.

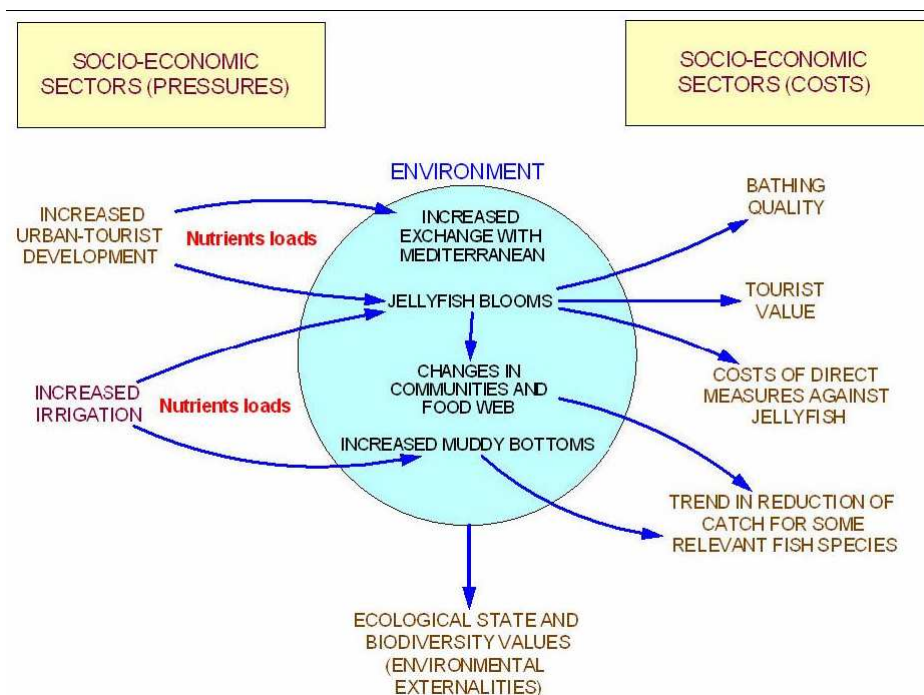
#### b) Autour de la restauration des milieux lagunaires, des enjeux socio-économiques :

Dans le cadre de la restauration, une lagune ne peut pas être considérée uniquement en elle-même, en oubliant ce qui l'entoure et tout particulièrement le facteur humain. Elle en est

effectivement très dépendante. Tous les sites étudiés en sont des exemples puisqu'ils ont subi des dégradations liées aux activités de l'homme mais le cas de la lagune de Drana est l'un des plus frappants. En 1987, cette lagune du nord-est de la Grèce a été complètement détruite par des fermiers du village voisin de Loutros. Avec des bulldozers, ils ont bouché la communication de la lagune avec la mer. Or cette dernière constitue la source principale d'apports d'eau à la lagune, particulièrement en été. Elle a donc été rapidement drainée, ne subsistant que sous forme d'un petit étang ou zone humide et disparaissant parfois complètement en été.

Pourquoi les agriculteurs de Loutros ont-ils voulu faire disparaître la lagune de Drana ? D'après eux, ses eaux salées leur étaient nuisibles puisque le sel pénétrait depuis la lagune jusque dans les champs cultivés et pâturages environnants, réduisant donc leur qualité. Ce sont donc les effets de la lagune sur les activités économiques voisines et l'image qu'ont les riverains de la lagune qui ont ici bouleversé le sort de la lagune de Drana. Autour des milieux lagunaires et de leur restauration s'articulent donc des enjeux sociaux et économiques.

La restauration des milieux lagunaires et les enjeux socio-économiques sont donc associés par des liens parfois complexes et qui ne doivent pas être négligés. Par exemple, Martínez et ses collègues résument dans le schéma ci-dessous (figure 23) leur analyse socio-économique des activités autour de la Mar Menor, lagune hypersaline et pour l'instant encore relativement préservée de la dégradation bien que l'eutrophisation soit grandissante. Les facteurs tourisme et agriculture sont des éléments incontournables du territoire de la Mar Menor (Martínez et al., 2007).



**Figure 23 :** Analyse socio-économique des activités autour de la Mar Menor (source : Martínez et al., 2007)

Nous présenterons quatre cas simples d'interaction, deux positives, deux négatives, entre les enjeux socio-économiques et la restauration de milieux lagunaires.

Au Nord-Est de la Catalogne, dans la plaine deltaïque des rivières Ter et Daró (Baix Ter) se trouvent plusieurs masses d'eau, zones humides et lagunes. Les lagunes du marais salant de La Pletera et la lagune de Ter Vell ont été le siège d'un projet de « Restauration et gestion des lagunes et marais côtiers de Baix Ter » (projet LIFE Nature) entre 1999 et 2003. Suite à ce

projet, les résultats ont été très positifs à La Pletera (entre autres, réintroduction d'un poisson menacé, l'Aphanius d'Espagne). Les résultats observés à Ter Vell ont montré une amélioration sensible de la situation mais moins importante qu'à La Pletera.

Ces résultats concernent l'état écologique des lagunes de Baix Ter mais d'autres effets sont également à constater : un des résultats de la politique de protection et de restauration de zones naturelles, dans laquelle est inclus ce projet LIFE, est le changement de modèle de tourisme, principale activité de la municipalité. On est passé d'un tourisme de soleil et de plage à un tourisme plus intéressé par le patrimoine naturel et culturel. Une conséquence immédiate a été la réalisation des certificats de qualité de l'environnement par les différents établissements touristiques.

La restauration des lagunes de Baix Ter, en lien avec d'autres projets menés dans le cadre d'une politique de protection et de restauration des zones naturelles, s'est donc articulée avec des changements intéressants dans le domaine touristique.

À Orbetello, la restauration écologique de la lagune a été favorisée par les activités économiques présentes (pêche et tourisme). L'ensemble des pêcheurs étant organisé en coopération depuis plus de 20 ans, ils ont pu mettre en place une société responsable de la restauration de la lagune après qu'une baisse significative des prises a été constatée. Les efforts financiers importants consentis pour la restauration de la lagune d'Orbetello ne sont certainement pas indépendants non plus des enjeux économiques liés au tourisme ainsi que des aspects politiques.

À l'opposé, le cas épineux du lac Mariout révèle clairement que les freins à la restauration peuvent souvent être non pas techniques mais relever du domaine socio-économique. Le lac Mariout, séparé de la mer Méditerranée par l'étroite bande de terre sur laquelle est construite la ville d'Alexandrie, est dans un état très alarmant : pollution chimique, contamination des sédiments, rejets massifs de l'assainissement urbain, effluents agricoles, hypereutrophisation, comblement, ... Peu de dégradations semblent être épargnées à ce lac qui se signale tristement comme l'un des plus pollués d'Égypte. Les 30 000 familles vivant encore aujourd'hui de la pêche des poissons du lac sont dans une situation de plus en plus précaire.

Or, malgré d'innombrables projets lancés et menés autour du lac Mariout, celui-ci continue à se dégrader et aucune action de restauration n'est engagée sur le terrain. En effet, le lac Mariout se situe au carrefour de nombreux intérêts. Les acteurs potentiels de sa restauration sont très nombreux, divers, et leurs vues et intérêts divergent. Malheureusement, il n'existe que très peu de concertation ou de coopération entre eux, au point qu'il ne semble y avoir aucune place pour le lac Mariout dans la politique de la ville d'Alexandrie (il n'existe même pas de frontière ou de limite claire le concernant, Abdelrehim, 2010).

Dans un contexte social, économique et administratif aussi peu favorable, la restauration du lac Mariout est fortement contrainte.

Autour de la Mar Menor, les conflits et nombres d'acteurs ne sont pas comparables à la situation extrêmement préoccupante du lac Mariout ; toutefois, il apparaît que certains enjeux économiques pourraient limiter les pistes potentielles pour la restauration (ou la limitation de l'eutrophisation) de la lagune. En effet, le tourisme est avec l'agriculture l'une des activités majeures de ce territoire. Or, la Mar Menor bénéficie d'un caractère très particulier en raison de l'originalité de sa salinité : les entrées d'eau étant inférieures aux sorties et à l'évaporation, la lagune est hypersaline. Cette particularité est connue et des spécificités locales y sont associées. Par exemple, la chair des poissons pêchés dans la Mar Menor a une saveur particulière. Ainsi donc, des enjeux touristiques sont associés à cette caractéristique de la lagune et l'administration ne veut pas la modifier. De ce fait, l'augmentation des échanges



avec la mer afin de limiter l'eutrophisation n'est pas une piste de restauration envisagée (Gilabert, 2010).

Or, la charge en nutriment (et donc l'eutrophisation) constitue une pierre d'achoppement pour la Mar Menor. Le scénario tendanciel de développement urbain et touristique prédit une augmentation de 50 % de la charge moyenne annuelle en nutriments. Il serait donc judicieux de se pencher sur ce problème. L'analyse comparée de différents scénarios semble montrer que la restauration de zones humides serait une option intéressante pour réduire la charge azotée dans la lagune, proposition confirmée par une analyse coût-efficacité (Martínez et al., 2007). Il serait donc intéressant que les administrations concernées prennent en compte de telles analyses.

### c) Communication et participation du public :

#### ❖ *Communication* :

Il semble assez communément admis que la communication au public sur les milieux lagunaires et leur restauration est un aspect positif pour tout projet de restauration. Certains acteurs ont ainsi développé des outils intéressants afin d'informer le public des actions prévues ou réalisées ; nous en examinerons les deux exemples les plus marquants.

Le Parc naturel régional de la Narbonnaise en Méditerranée, dont le Syndicat mixte de gestion est animateur du Contrat pour les étangs du Narbonnais, a imaginé de créer un tableau de bord récapitulatif de l'avancement des différentes actions prévues. Ce tableau de bord est mis à jour chaque année et présenté au comité d'étang. Destiné tout d'abord à l'ensemble des acteurs locaux concernés par le contrat, il s'adresse également au public, résident ou de passage, ou à toute personne s'intéressant à la situation de l'étang de Bages-Sigean ou plus généralement des étangs du Narbonnais.

Cet outil de communication a été conçu avec pour but une grande simplicité de lecture mais un travail non négligeable a été réalisé en amont. 20 indicateurs ont été définis et sont réévalués chaque année, chaque indicateur faisant référence à une des actions du contrat. Deux grandes catégories d'indicateurs ont été définies afin d'estimer, d'une part l'avancement des actions (travaux réalisés) et d'autre part leur impact sur le milieu (flux de pollution, qualité de l'eau...). Ces indicateurs permettent de visualiser ce qui reste à faire pour atteindre les objectifs du contrat, et où vont les priorités pour les années suivantes. Il s'agit donc bien d'un outil de communication en lien direct avec les actions du Contrat d'étang (Parc naturel régional de la Narbonnaise, 2010).

Ce tableau de bord se présente de la façon suivante : à chaque indicateur correspond une double page, rappelant l'objectif et la fiche action associés à l'indicateur, le type d'indicateur, la définition et le mode de calcul, puis présentant l'évolution de la valeur de l'indicateur, des graphiques et/ou des cartes illustratives et les sources des données utilisées.

Des couleurs, correspondant aux 5 thèmes du contrat d'étang (amélioration de la qualité de l'eau, amélioration du fonctionnement hydraulique, gestion des marais périphériques, maintien de l'activité de pêche, maîtrise de la fréquentation), constituent des repères dans la lecture (Parc naturel régional de la Narbonnaise, 2007 a).

Présentons par exemple la double page correspondant à l'état d'eutrophisation des étangs (indicateur lié à la qualité de l'eau) issue du Tableau de Bord 2009 :

## N. Etat d'eutrophisation des étangs

Objectif 1 : amélioration de la qualité de l'eau  
Et des milieux lagunaires

Fiche action n°11 : Suivi du milieu  
lagunaire

### Type d'indicateur

Indicateur de l'impact des actions

### Définition

Six stations – Bages Nord, milieu, sud, Campagnol, Ayrolle et Gruissan – font l'objet d'un suivi régulier de l'état vis-à-vis de l'eutrophisation dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire. Pour chacune d'entre elle, le contrat d'étangs fixe un objectif de la qualité de l'eau vis à vis de l'eutrophisation. L'indicateur est donc le nombre de stations ayant réalisé cet objectif.

### Evolution des indicateurs

	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Nombre de stations RSL ayant atteint leur objectif	1/6	4/6	5/6	4/6	4/6	4/6*

RSL : Réseau de Suivi Lagunaire \*résultat à atteindre fixé par le contrat d'étang : 6/6

### Source des données

IFREMER, Réseau de Suivi Lagunaire

Sur l'étang de Bages-Sigean, les résultats de l'année 2009 sont très satisfaisants puisque le résultat recherché en fin du contrat d'étangs pour le volet eutrophisation est atteint voire dépassé. Cette restauration, visible depuis 2006, s'explique par une combinaison de plusieurs événements favorables :

- l'amélioration des « grosses » stations d'épuration sur le bassin versant,
- l'amélioration des échanges mer-étang depuis l'ouverture du barrage à vannes sur le grau.

Sur l'étang de Campagnol, l'objectif fixé par le contrat d'étang de gagner une classe de qualité n'a pas été atteint. Pour autant, les dernières données du RSL font état d'une légère tendance à l'amélioration. Les actions engagées dans la mise en oeuvre du plan de gestion (réhabilitation des marais périphériques, saisonnalité des apports) devraient conduire à une restauration progressive de ce milieu.

L'étang de l'Ayrolle, qui bénéficie du rôle tampon que joue le bassin de Campagnol, présente un bon état vis-à-vis de l'eutrophisation. Cependant, cet étang a perdu une classe de qualité depuis 2008, ce qui relance la question de l'impact à long terme de Campagnol sur la qualité de l'Ayrolle.

Quant à l'étang de Gruissan, bien qu'il ait subi des perturbations en 2004, il semble qu'il se stabilise et conserve un bon état depuis 2005.

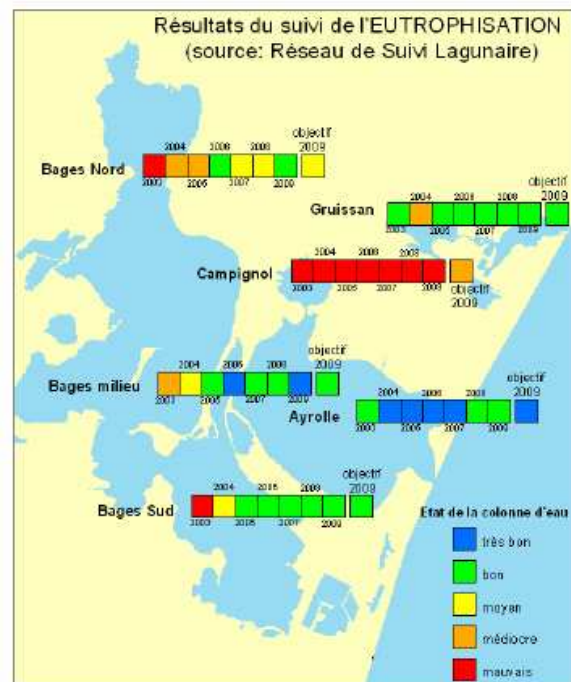


Figure 24 : Tableau de bord 2009 du Contrat pour les étangs du Narbonnais : pages 29 et 30 correspondant à l'indicateur « état d'eutrophisation des étangs ». (Source : Parc naturel régional de la Narbonnaise, 2010)

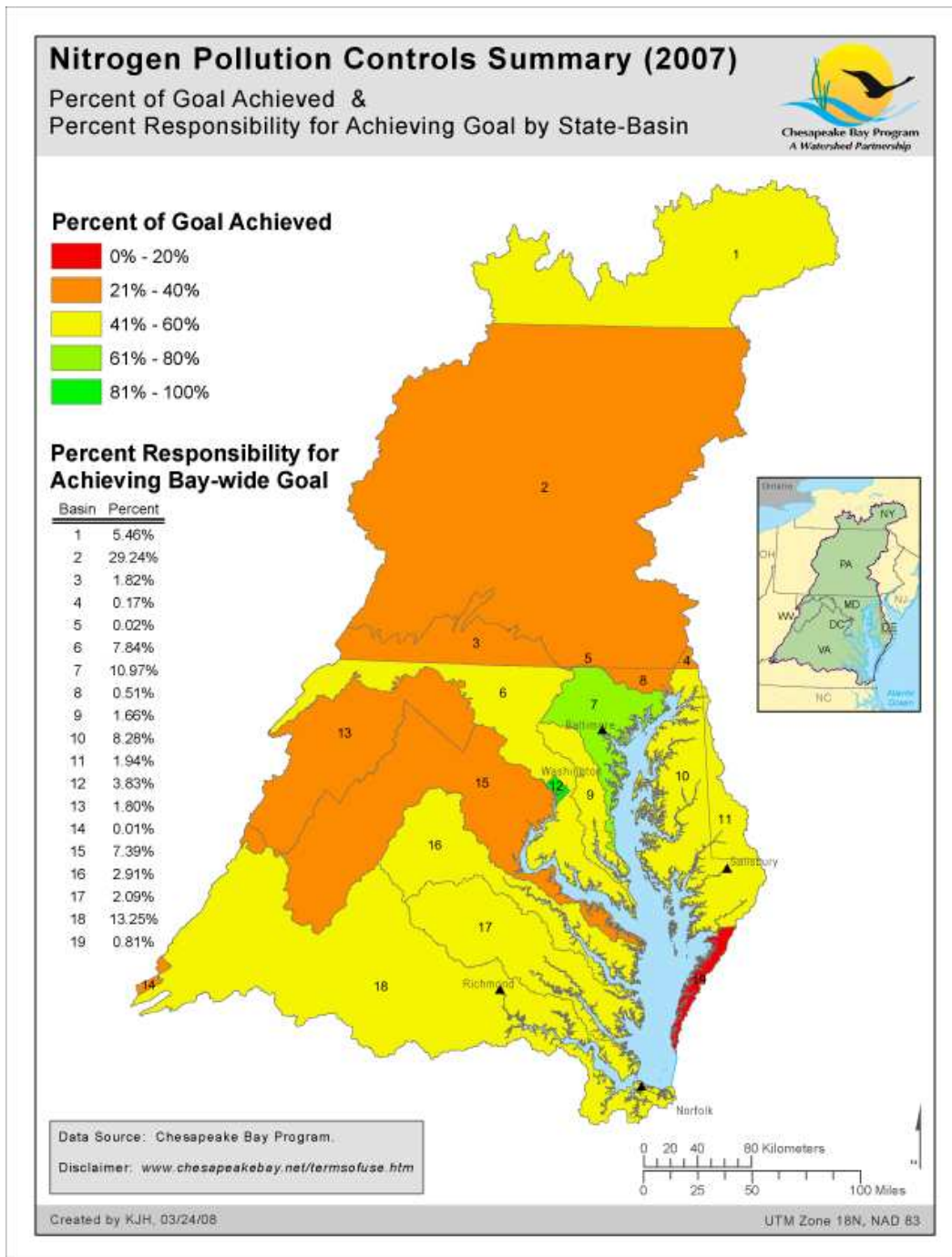
Le second exemple se situe outre-Atlantique. Il s'agit de Chesapeake Bay et du Chesapeake Bay Program. Ici, le territoire est beaucoup plus vaste que dans l'exemple précédent (bassin versant de 166 000 km<sup>2</sup>, contre 443 km<sup>2</sup> pour l'étang de Bages-Sigean) et les actions menées plus nombreuses et diversifiées. De même, les outils de communication, informant le public sur les actions de restauration de Chesapeake Bay et leurs résultats, sont plus nombreux ; nous en mentionnerons deux.

L'équivalent du Tableau de Bord s'appelle à Chesapeake Bay le Baromètre, mis à jour chaque année et disponible à la fois sur Internet et publié sous format papier (Chesapeake Bay Program, 2010 c ; Chesapeake Bay Program, 2010 d). Il est divisé en quatre parties : santé de la baie, santé de son bassin versant, facteurs ayant un impact sur la santé de la baie et du bassin versant, efforts de restauration et de protection. Les trois premières parties donnent une description de l'état actuel (et de l'évolution) de la baie et de son bassin versant tandis que la dernière présente une évaluation des actions menées.

Les résultats sont présentés à travers des indicateurs, qui sont évalués en pourcentage par rapport à l'objectif qui leur a été fixé. Sur Internet, il est également possible de consulter l'évolution annuelle et le résultat par région (voir figure 26) (Chesapeake Bay Program, 2010 d) :



**Figure 25 :** Baromètre 2009 de Chesapeake Bay pour la catégorie « efforts de restauration et de protection » (source : Chesapeake Bay Program, 2010 d)



**Figure 26 :** Baromètre 2009 de Chesapeake Bay : carte présentant la réduction des apports d'azote par région (source : Chesapeake Bay Program, 2010 d)

Un deuxième outil est disponible sur Internet pour toute personne désireuse de se renseigner sur certains aspects de la restauration de Chesapeake Bay. Le site Eco-Check (Eco-Check 2010 a, b, c) offre la possibilité de mieux connaître l'état des écosystèmes aquatiques.

À nouveau, les résultats présentés le sont à travers les indicateurs et leur pourcentage d'atteinte de l'objectif (chlorophylle *a*, phanérogames marines, oxygène dissous, Benthic Index of Biotic Integrity, transparence de l'eau, Phytoplankton Index of Biotic Integrity, indice de qualité de l'eau, indice biotique, indice de santé de la baie), chacun de ces indicateurs étant défini et les objectifs pour ces indicateurs rappelés.

Il est alors possible pour le lecteur d'observer les résultats de la façon qu'il préfère, ce site Internet étant conçu de façon interactive. Carte, évolution temporelle des indicateurs,

classification des régions les unes par rapport aux autres pour cet indicateur, récapitulatif de l'état des indicateurs pour une baie donnée, schémas, ...

Ces outils paraissent très intéressants. Ils sont plus développés à Chesapeake Bay qu'à Bages-Sigean, mais ceci se justifie par l'ampleur de la zone concernée. Notons d'ailleurs à la défaveur du premier que la définition de l'objectif fixé pour chaque indicateur est moins facile à trouver dans le Baromètre de la Baie que dans le Tableau de Bord des étangs du Narbonnais. Un point essentiel est en effet commun à ces deux exemples : l'état du milieu et les résultats des actions mises en place sont présentés sous la forme d'indicateurs évalués par rapport à l'objectif qui leur a été attribué. Cette façon de faire présente l'avantage majeur de la clarté et de la simplicité. Une note, un pourcentage ou une couleur sont attribués : le public peut directement saisir l'état de la situation, plus ou moins proche de l'objectif à atteindre. De façon plus anecdotique, cette façon de procéder permet également d'établir des classements (de régions ou de villes les unes par rapport aux autres, par exemple), ce qui peut créer une émulation.

Toutefois, les résultats ne sont vus qu'à travers le prisme du pourcentage d'atteinte de l'objectif fixé, qui se trouve donc en position de référence. L'accès aux données concernant l'état du milieu n'est donc pas direct et l'information dépend de l'objectif fixé, des catégories (couleurs par exemple) déterminées. Cependant, cette approche est très pragmatique et accessible, elle paraît donc à privilégier, à condition de ne pas oublier de spécifier de façon claire et détaillée quel est l'objectif. Il est également intéressant de compléter cet outil de communication au public par des publications plus détaillées et précises, s'adressant par exemple à un public averti ou à la communauté scientifique.

#### ❖ *Participation du public :*

Communication au public et participation du public sont des aspects entre lesquels on peut établir des liens, le second présentant bien sûr un degré d'implication supérieur.

À travers les exemples étudiés (voir fiches-lagunes en annexe 3), un curieux constat s'impose très nettement : la participation du public aux actions de restauration de milieux lagunaires est très différenciée entre les pays du bassin méditerranéen d'une part et le Japon et les États-Unis d'autre part. Peut-on y voir les effets d'une approche du problème différente, ou encore d'une culture ou d'une mentalité différentes ? Toujours est-il que sur les 36 sites étudiés, on observe une implication du public principalement à Chesapeake Bay, dans l'estuaire de la rivière Fushino, à Narragansett Bay et enfin dans la baie de Tokyo. Elle n'apparaît que très rarement, et à un degré beaucoup plus faible, dans tous les autres sites : la restauration paraît y être cantonnée à la sphère des professionnels.

**Figure 27 :** Participation du public (scolaires et bénévoles) aux activités de restauration de Chesapeake Bay (source : Chesapeake Bay Program, 2010 a)



Ainsi, sur le site du Chesapeake Bay Program, un onglet est consacré à la participation du public : « Get involved ». De nombreuses activités sont proposées : visite de la baie, rencontre

d'une association de bassin versant, etc., dont certaines d'entre elles sont directement liées à la restauration : « Help the Bay ! » (Chesapeake Bay Program, 2010 a). De même, le site « Save the Bay » consacré à la restauration de Narragansett Bay incite le public à participer et répond à sa question « What can I do ? » en proposant diverses façon de s'impliquer, directement ou non, dans la restauration de la baie (« Save the Bay », 2010 a).



**Figure 28** : Récolte et transplantation de zostères à Sauga Point (Narragansett Bay) par une équipe de “Save the Bay” accompagnée de volontaires (source : « Save the Bay », 2010 d)

Dans les quatre sites mentionnés, des transplantations de zostères sont effectuées à grande échelle, avec l'aide du public. Chaque année, des volontaires participent à des opérations telles que la récolte de plants ou de graines de zostères, leur tri ou leur transplantation. Par exemple, dans l'estuaire de la rivière Fushino, un projet de restauration des herbiers de zostères a été lancé en 2002, visant une augmentation de la surface d'herbiers de 400 m<sup>2</sup>/an. Chaque année, 30 à 60 personnes participent à ces activités de restauration, venant d'horizons divers.

La transplantation d'herbiers de phanérogames est un exemple typique de projets pour lesquels il est possible pour des volontaires de s'impliquer. En effet, il est souvent nécessaire de bénéficier d'une main d'œuvre importante pour mener à bien une transplantation à grande échelle. Préalablement formés par des professionnels, les volontaires peuvent alors aider à récolter des plants ou des graines, par exemple. Mais il existe d'autres activités où peut participer le public et dans l'estuaire de la rivière Fushino, il y a eu au total 20 600 participants aux projets de restauration et de gestion intégrée, entre 2003 et 2008. Une monnaie locale, baptisée le « Fushino » a même été lancée pour stimuler le travail et la participation des volontaires. Cette monnaie peut être dépensée dans les magasins et restaurants « supporters » des projets. Face à l'implication forte des volontaires, il a fallu augmenter le nombre de ces commerces où les « Fushino » peuvent être dépensés. Cette idée est très innovante et constitue une fierté pour la préfecture de Yamaguchi, à l'origine du projet.

Impliquer ainsi le public dans les projets de restauration des milieux lagunaires présente bien évidemment l'avantage de lui permettre de s'approprier ce projet. Il n'est donc que mieux sensibilisé à la préservation du milieu. À la place de l'indifférence ou de la méconnaissance de la protection et de la restauration de son environnement, se crée dans l'esprit du volontaire un sentiment de fierté pour sa participation et pour les résultats obtenus (qu'il est donc important de communiquer), d'appropriation du projet et du milieu lagunaire, d'intérêt pour sa préservation. Par ailleurs, la participation du public offre au gestionnaire une main d'œuvre lui permettant d'effectuer à moindre coût des projets de grande ampleur.

Toutefois, outre les complications additionnelles pour le porteur du projet (liées à la formation et à l'encadrement des participants), il n'est pas forcément aisé d'impliquer le public dans la restauration des milieux lagunaires. Les personnes motivées et disponibles sont souvent rares. Même dans les sites où l'implication du public paraît davantage présente que sur le bassin

méditerranéen, ce constat est effectué : il est difficile d'impliquer les populations (Ukita et al., 2009). Des projets de restauration et de gestion intégrée tels que ceux qui sont développés dans l'estuaire de la rivière Fushino n'ont pas réussi à s'étendre dans d'autres sites de la préfecture Yamaguchi.



**Figure 29** : Récolte d'inflorescences portant de jeunes graines dans la baie de Tokyo  
(source : Bawden, 2007)

Au-delà de la participation du public, l'implication des autorités et administrations concernées est également un point très positif pour assurer dans la durée les projets de restauration. Si, comme cela a été le cas pour les lagunes de Baix Ter, toutes les autorités concernées par le territoire et l'environnement s'impliquent dans le projet, cela lui garantit fortement d'être plus aisément mené à bien. Ainsi, le projet de restauration et gestion des lagunes et marais côtiers de Baix Ter (1999-2003, voir fiche correspondante, Annexe 3 p.149) a impliqué les différentes administrations chargées de la conservation de la nature. Dans la ville de l'Estartit, ce projet a fait consensus dans toutes les formations politiques (point bénéfique pour le projet car l'investissement municipal est nécessaire à la conservation de ces écosystèmes). La preuve en est que le changement de gouvernement aux élections de mai 2003 n'a pas été un changement d'approche sur le projet, mais a assuré sa continuité.

#### d) Quelques éléments de coûts :

Que coûte la restauration des milieux lagunaires ? Il n'est pas lieu ici de répondre à une telle question, pour laquelle une réponse unique n'existe d'ailleurs pas puisqu'elle doit s'adapter à un milieu lagunaire précis, avec ses particularités propres.

Reprenons le cas de la transplantation de zostères et l'ouvrage de référence de Mark Fonseca et ses collègues, *Guidelines for the Conservation and Restoration of Seagrasses in the United States and Adjacent Waters* (Fonseca et al., 1998). Il y est proposé une liste non exhaustive de paramètres qui, outre l'influence directe de la superficie sur le coût du projet, peuvent induire des surcoûts dans un projet de transplantation de zostères (paramètres cités approximativement par ordre décroissant d'importance) :

- une sélection inappropriée du site à transplanter,
- l'inexpérience (inefficacité, technique inadaptée),
- l'existence de perturbations importantes (entraînant des pertes et donc des coûts de replantation ou de mise en place de dispositifs de protection des transplants),
- une profondeur du site à transplanter nécessitant un travail par plongeurs,
- une faible visibilité,

- des sédiments très meubles (particulièrement lorsqu'il est nécessaire de marcher sur le site),
- des eaux agitées,
- des plantations effectuées dans une eau froide,
- la capitalisation (achat d'équipement),
- de larges marges de bénéfice,
- la préparation du site,
- un suivi à une fréquence trop élevée,
- des paramètres de suivi exagérément détaillés (largeur des feuilles, ...).

Devant de telles possibilités de variation du coût des opérations de transplantation, on comprend bien qu'il n'est possible de ne donner que des ordres de grandeur. Il en est bien sûr de même pour tout autre type d'opération de restauration.

Nous nous bornerons ici à relever quelques éléments financiers disponibles dans les actions et projets de restauration de l'échantillon d'exemples étudiés.

Pour ce qui relève des opérations de transplantation, quelques chiffres nous sont donnés grâce aux cas de Chesapeake Bay, de la lagune de Venise et de l'expérience menée dans trois étangs du Languedoc-Roussillon (Bages-Sigean, Thau et Ingril). Tout d'abord, pour ce qui concerne les transplantations expérimentales (et donc à petite échelle), 12 m<sup>2</sup> de phanérogames ont été transplantés dans les trois étangs du Languedoc-Roussillon et ceci a représenté un coût de 100 844 € (soit environ 8 400 €/m<sup>2</sup>). Cependant, les coûts au m<sup>2</sup> pourraient être réduits dans le cadre d'une opération à plus grande échelle et une rapide évaluation propose alors un coût d'environ 300 000 €/ha (Noé, 2007). À Venise, Curiel et al., 2003, estiment que transplanter une zone de 1 ha avec 10 000 mottes végétales ou 10 000 bottes de rhizomes peut être accompli avec 4 équipes de 3 personnes, pendant 50 jours, cette durée pouvant être réduite jusqu'à moitié par utilisation d'engins appropriés.

Les travaux menés à Chesapeake Bay proposent quelques coûts pour des projets de transplantation de large envergure. Le projet de « plantation de zostères à grande échelle », qui consiste à planter un total de 400 ha de zostères dans différents sites de la baie, représente un budget total de 15 714 000 \$ sur trois ans (soit environ 39 300 \$/ha). Toutefois, il faut ajouter 7 143 000 \$ pour développer des techniques de propagation des plantes à grande échelle et pour produire le matériel suffisant à la transplantation de 400 ha. Au total, on aboutit donc à un coût de 57 000 \$ /ha (Chesapeake Bay Program, 2003). Sur un autre projet réalisé dans Chesapeake Bay, semis de *Zostera marina* à l'embouchure des rivières Potomac et Patuxent réalisé entre 2004 et 2007, les coûts varient entre 6 700 \$/ha et 165 800 \$/ha selon la méthode et la période (Busch et Raves Golden, 2009).

On aboutit donc à des coûts à l'hectare transplanté s'échelonnant entre plusieurs dizaines de milliers d'euros à plusieurs centaines de milliers d'euros, les coûts étant très variables selon le site, l'expérience des opérateurs, la technique proposée, ...

L'augmentation de la circulation de l'eau est une autre technique de restauration, pour laquelle deux exemples contrastés permettent de proposer quelques ordres de grandeur des coûts. Dans les étangs palavasiens, les travaux de curage du chenal Or-Méjean jusqu'au grau ont coûté 150 000 € ; de même, les travaux réalisés sur la passe Vic-Ingril et sur deux passes étang - canal situées à proximité représentent un coût global d'environ 160 000 € (Lafont, 2010). D'une ampleur largement supérieure, les travaux réalisés pour la réhabilitation du lac Nord de Tunis (travaux d'amélioration de l'état de la lagune) correspondent à un montant qui s'élevait à environ 70 millions de dollars (Kennou, 2010).



Enfin, pour ce qui concerne les efforts portant sur l'assainissement, le Contrat Qualité pour l'étang de Thau a mobilisé 43 millions d'euros pour la modernisation des systèmes d'assainissement des communes riveraines (SMBT, 2009).

Ainsi, il est assez difficile de proposer simplement quelques ordres de grandeur des coûts des travaux de restauration des milieux lagunaires à travers l'étude des 36 exemples. Le cas de la lagune d'Orbetello, où plusieurs techniques de restauration ont été employées, permet de dresser pour cette lagune une petite comparaison, comme on le voit dans le tableau 6 ci-dessous :

Remediation measures	preliminary expenses €	ordinary management costs €	Revenue €
(1) macroalgal harvesting	2,020,000	761,600	not possible
(2) wastewater phytodepuration	1,000,000	not logged	-
(3) wastewater pumping	11,500,000	not available	-
(4) submerged channels	9,000,000	not logged	-
(5) sea-water pumping	3,070,000	90,000	-
(6) sea-bream increase	530,000	550,000	2,400,000
(7) sediment resuspension	160,000	127,600	-

**Tableau 6 :** Bilan financier associé aux mesures de restauration environnementale de la lagune d'Orbetello (source : document fourni par Mauro Lenzi)

**Légende :** Les dépenses préliminaires correspondent à l'achat de bateaux pour les points (1) et (7), le dragage et le déblai pour (2) et (4), la pose des canalisations, l'installation des postes de relevage et l'adaptation des canaux pour (5) et la construction d'une nursery pour les daurades pour (6). Les coûts de fonctionnement correspondent aux coûts annuels pour le personnel, la maintenance des usines et de l'équipement et la consommation d'énergie. Pour le point (6), le coût de l'achat du frai et de l'alimentation du poisson est également inclus. Les installations et canaux des points (2) et (4) n'ont jamais été entretenus, dans le cas du point (2) parce que les bassins ont été abandonnés et détruits en faveur du point (3). Aucun revenu n'a été généré avec le point (1) car il n'a pas été possible de trouver un usage industriel avec profit pour les macroalgues. Les revenus du point (6) proviennent des ventes annuelles de poisson capturé.

Il serait de plus nécessaire de confronter ces chiffres à l'efficacité et aux résultats obtenus par chacune des méthodes pour en avoir une vision plus juste.

Enfin, l'exemple de la lagune de Venise montre un cas où l'État italien a engagé des sommes considérables pour la restauration de la lagune. En 1984, 1990 et 1992, les lois spéciales pour Venise ont attribué 14 milliard \$ de financement à l'Autorité Régionale Vénitienne pour des mesures de réduction de la charge de polluants provenant du bassin versant de la lagune. Par comparaison, ces mêmes lois ont attribué 1 milliard \$ de financement pour l'étude, la conception et la construction de barrières à marées visant à protéger le site unique de Venise contre les hautes eaux (Bernstein et Cecconi, 1996).

Comme on le voit, on n'a ici que quelques éléments très partiels de coût des opérations de restauration des milieux lagunaires. De plus, ces chiffres seuls ne sont pas très significatifs et il serait plus intéressant de les confronter aux coûts engendrés par la dégradation ou la non-restauration des milieux lagunaires. Ainsi, pour ne citer qu'un exemple, les problèmes de malaïgue, « marée rouge » ou autres phénomènes provoquant la mortalité de la faune aquatique peuvent entraîner des coûts directs notables : pertes économiques liés à la mortalité des poissons ou coquillages, dédommagement des professionnels vivant de l'exploitation des ressources marines, (pêcheurs, conchyliculteurs, ...). Ces coûts ne représentent d'ailleurs que la partie émergée de l'iceberg car il existe aussi des coûts moins directs liés à la dégradation du milieu lagunaire (par exemple, dans le domaine touristique, un milieu dégradé n'attirera

que peu de visiteurs). De tels coûts indirects sont très diffus, se partagent dans des domaines très différents (tourisme, santé, immobilier, ...) et sont donc difficile à prendre en compte. Ils sont toutefois bien réels et les considérer remet en perspective de façon plus réaliste les coûts liés à la restauration. Dans cette optique, la démarche d'étude socio-économique et d'analyse coûts/avantages de la restauration par rapport à la solution actuelle, engagée par le GIPREB sur l'étang de Berre, est particulièrement pertinente.

### III LE CAS DE L'ÉTANG DE BERRE

#### 1. Une lagune aux particularités uniques

Aucune lagune n'est semblable aux autres, du fait de spécificités telles que sa situation géographique, sa conformation morphologique, ses aménagements ou les activités sur son bassin versant, mais certaines peuvent être assez proches ou similaires. L'étang de Berre présente quant à lui une particularité qu'on n'a retrouvé nulle part ailleurs : la présence de rejets d'eau douce massifs et artificiels. Aujourd'hui d'un volume de 1,2 milliards de m<sup>3</sup>/an (soit plus du volume total de l'étang, 900 millions de m<sup>3</sup>), auparavant plus conséquents encore, ces rejets modifient profondément le fonctionnement naturel de l'étang et l'équilibre sur lequel son écosystème repose. Sur ce point, l'étang de Berre diffère profondément des autres lagunes eutrophes, qui le sont à cause des apports de leur bassin versant naturel.

Ces rejets, produits depuis 1966 par la dernière station hydroélectrique de la chaîne de la Durance, à Saint Chamas au nord de l'étang, sont la cause désignée de plusieurs dégradations de l'étang :

- Ils contribuent à l'eutrophisation du milieu par le flux de nutriments générés, avec les effets qui en découlent : augmentation de la turbidité de l'eau, développement anarchique de macro algues et de phytoplancton, ...
- Ils provoquent une stratification de la masse d'eau, eaux douces en surface et eaux salées au fond ne se mélangeant pas.
- Ceci entraîne donc un confinement hydraulique de la masse d'eau du fond, dont le renouvellement est fortement limité.
- Une anoxie des fonds en résulte, avec des résultats sévères sur la faune et la flore : les zones les plus profondes sont azooïques.

Par ces aménagements hydroélectriques, on aboutit sur l'étang de Berre à une situation qui semble aujourd'hui bloquée. En effet, il s'avère que la solution passe par une suppression – ou du moins une réduction significative – des rejets EDF dans l'étang. Mais il n'apparaît pas que ceci soit envisagé à court ou moyen terme. Pourtant, les résultats préliminaires de l'étude socio-économique engagée par le GIPREB, étude comprenant une analyse coûts/avantages en comparant le scénario tendanciel avec la dérivation hors de l'étang des rejets EDF, paraissent montrer que les bénéfices économiques retirés de la dérivation sont nettement supérieurs aux investissements à réaliser.

L'étang de Berre est donc un cas complexe et très particulier, sa restauration paraît difficile.

#### 2. La restauration de l'étang de Berre

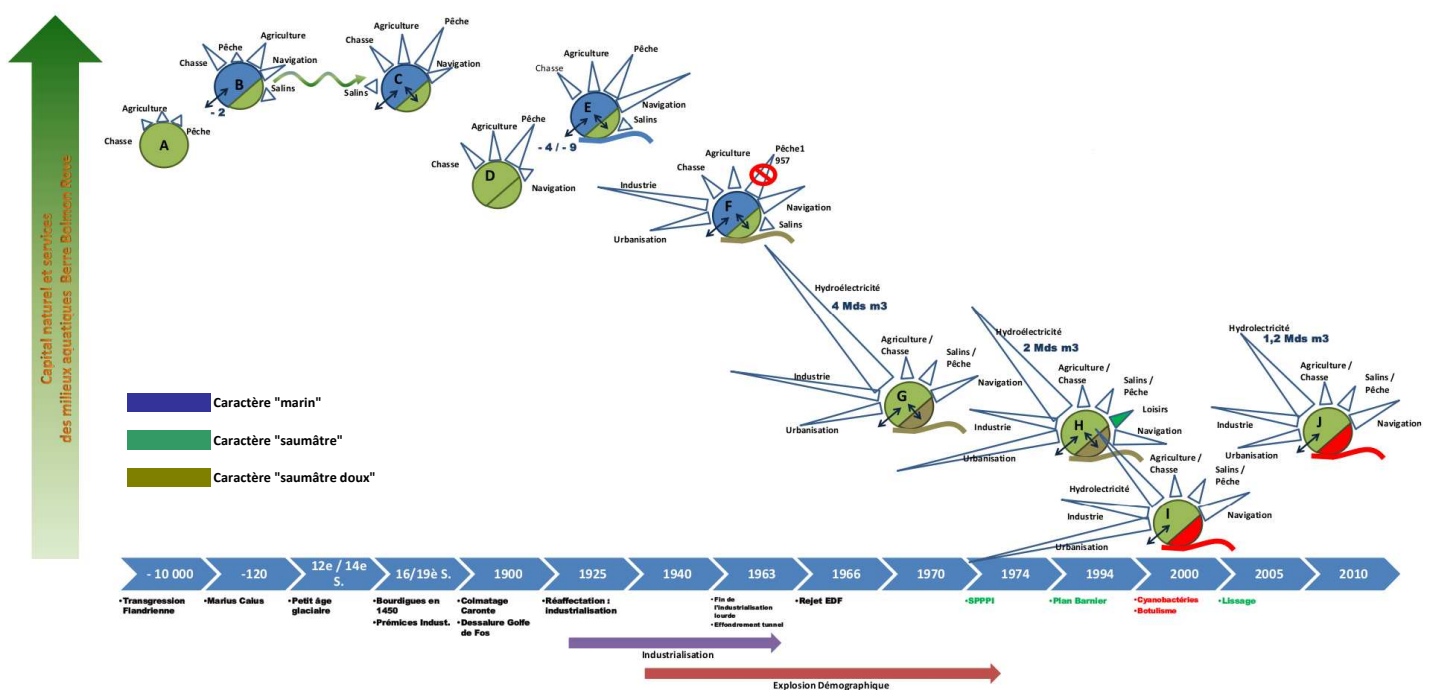
##### a) Dégradations et démarche de restauration écologique :

À partir du début du XX<sup>ème</sup> siècle, l'étang de Berre et son territoire ont été dirigés vers une destinée industrielle (pétrochimie, chimie lourde) et urbaine. Aucune norme de rejets n'étant alors mise en place, une contamination chimique des différents compartiments de l'étang et de son territoire (air, eau, sédiments, faune et flore) en a résulté. Pour ce qui est du milieu aquatique, cette contamination en métaux lourds et hydrocarbures se retrouve aujourd'hui encore dans les sédiments profonds.

De plus, comme toutes les lagunes étudiées, l'étang de Berre est soumis au phénomène d'eutrophisation et se classe de « médiocre » à « mauvais » selon les critères du RSL. Due aux apports nutritifs du bassin versant – naturel et élargi artificiellement au bassin versant de la Durance via le canal usinier d'EDF – l'eutrophisation se traduit par une augmentation de la turbidité, une anoxie des fonds, une réduction forte de la surface d'herbiers, une prolifération des espèces nitrophiles, etc.

Les conséquences de l'eutrophisation sont renforcées par le confinement des masses d'eau, induit par la stratification hydraulique.

Face à des telles dégradations, la restauration s'avère nécessaire. L'étang de Berre est un site où la démarche proposée par l'écologie de la restauration a été mise en œuvre avec sérieux. Le milieu et son histoire ont été étudiés et la trajectoire de l'écosystème a ainsi pu être établie. La figure ci-dessous en donne une représentation :



**Figure 30 :** La trajectoire du système Berre –Bolmon –Rove  
(source : James Aronson, Jean-Michel Bocognano, Guillaume Bernard, Philippe Picon – non publié, modifié par Florian Claeys)

Sur cette figure sont représentés l'état du capital naturel et des services des milieux aquatiques des étangs de Berre, Bolmon et du canal du Rove en fonction du temps (échelle non linéaire). La forme des différentes entités composant le système Berre – Bolmon – Rove est schématisée ainsi :



Autour de ce figuré, les triangles représentent les usages des milieux aquatiques, et leur taille est fonction de leur importance. Ainsi par exemple, l'hydroélectricité devient très présente à partir de 1966. La pêche est quant à elle interdite en 1957. Cette figure traduit clairement la

dégradation de l'écosystème suite aux deux phénomènes successifs d'industrialisation et d'implantation de l'hydroélectricité sur les rives de l'étang de Berre.

Un état de référence a également été défini, en concertation avec les acteurs concernés. Il s'agit de la situation de l'étang de Berre dans la période 1925 – 1965. À cette époque, les peuplements macrobenthiques sont florissants avec d'importantes zones de moulières et d'herbiers. Le stock ichtyologique est abondant, composé d'espèces typiques des milieux lagunaires accompagnées d'espèces à affinité marine. L'état de référence correspond donc à une lagune profonde marinisée, avec des écosystèmes au fonctionnement équilibré.

#### b) Mise en œuvre de la restauration :

En vue d'atteindre cet état de référence, les principales techniques de restauration étudiées plus haut ont été mises en œuvre ou sont en projet sur l'étang de Berre. La première mesure a été la réduction des apports, point très positif car comme on l'a vu précédemment, une restauration durable d'un écosystème lagunaire n'est possible qu'avec la suppression, ou du moins la réduction significative, des apports causes de la dégradation (qu'ils soient des apports solides ou chimiques sous la forme de contaminants ou nutriments).

Sur l'étang de Berre, la contamination chimique a été la première cible des mesures de restauration, par la mise en place en 1971 de normes de rejets industriels très strictes. Ces mesures ont porté leurs fruits et aujourd'hui, la contamination chimique est cantonnée aux sédiments profonds. Puis dans les années 1990 – 2000, ce sont les apports eutrophisants qui ont été visés. Les stations d'épuration du bassin versant naturel ont été remises aux normes et à ce jour, 92 % sont aux normes (en termes d'équivalents-habitants) (MISE, 2010). Un autre flux considérable d'apports eutrophisants a été visé, il s'agit de la centrale hydroélectrique dont les eaux turbinées enrichissent le milieu lagunaire en nutriments. Les volumes turbinés ont pu être réduits, passant progressivement de : 3,3 milliards de m<sup>3</sup>/an en moyenne sur la période 1966-93 à 1,2 milliards de m<sup>3</sup>/an aujourd'hui.

Bien que nécessaires, ces mesures ne paraissent pas suffisantes pour restaurer l'étang de Berre et le GIPREB s'est également penché sur d'autres techniques de restauration. Ainsi, le projet de réouverture du tunnel du Rove, qui permettra d'injecter de l'eau de mer dans le canal du Rove et l'étang de Bolmon, devrait déconfiner ces milieux et favoriser le renouvellement des eaux. Une étude de faisabilité de la dérivation du canal usinier d'EDF hors de l'étang a également été menée, concluant à la faisabilité technique d'un tel projet mais il n'est pas envisagé de le mettre en œuvre dans les années qui viennent.

Outre les avancées menées grâce à la mise en œuvre de ces techniques de restauration, un autre point positif est à souligner dans le cas de l'étang de Berre : la mise en place d'une structure chargée du suivi et de la coordination de la restauration de l'étang semble pencher en faveur d'une bonne réussite de la restauration, comme on l'a relevé plus haut (voir « gouvernance et milieux lagunaires », *p. 67*). Le GIPREB se trouve cependant dans une situation difficile car ses membres sont nombreux et variés, leurs vues divergent parfois et sont parfois peu aisément conciliables. La situation devrait évoluer prochainement, avec le changement de statut du GIPREB. Aujourd'hui groupement d'intérêt public pour encore peu de temps, il deviendra un syndicat mixte le 1<sup>er</sup> janvier 2011.

En conclusion, malgré certains efforts de restauration non négligeables et des progrès sur certains points (tels que l'état des moulières ou la contamination de la chair des poissons), la restauration tarde globalement à se faire sentir. La lagune reste dans un état encore très

dégradé, bien éloigné de la situation des années 1925 (au peuplement macrobenthique riche et diversifié et aux milliers d'hectares d'herbiers florissants).

### c) La situation difficile de l'étang de Berre :

À la lumière de l'analyse des lagunes de l'échantillon d'exemples, comment expliquer qu'il soit si difficile de restaurer l'étang de Berre ? Il a pourtant été possible de restaurer le lac de Tunis, par exemple, alors qu'il était au début des années 1980 dans un état particulièrement dégradé. En France aussi, il est possible de citer des exemples réussis de restauration de lagunes, comme c'est le cas à Bages-Sigean. Pour ces deux lagunes, les techniques employées sont les mêmes que sur l'étang de Berre : réduction des apports et augmentation de la circulation de l'eau et des échanges avec la mer (même si cette dernière technique n'est pas encore effective sur l'étang de Berre). La comparaison avec ces exemples-phares, entre autres, peut permettre de proposer quelques hypothèses et pistes de réflexion.

Il semble tout d'abord que la taille puisse être un facteur limitant dans la restauration. À cet égard, la comparaison de la restauration de l'étang de Berre avec celui de Bages-Sigean ne se fait pas sur un pied d'égalité. Alors que l'étang de Bages-Sigean ne draine qu'un bassin versant de 443 km<sup>2</sup>, l'étang de Berre reçoit les eaux d'une surface de 1630 km<sup>2</sup>, soit près 4 fois plus. S'y ajoute la superficie du bassin versant de la Durance, affluent artificiel de l'étang de Berre via le canal usinier d'EDF ; ceci correspond à 14 225 km<sup>2</sup>.

Or, il est assez aisé de concevoir que la restauration est plus difficile sur un territoire plus vaste. En effet, les acteurs sont plus nombreux, les sources de pollution sont en nombre plus important, réparties sur un territoire plus grand, les moyens à mettre en œuvre sont plus conséquents, ... Il faut donc travailler sur davantage de fronts, avec davantage de personnes impliquées. Ceci pourrait s'illustrer parfaitement par la situation de l'immense baie de Chesapeake, dont le bassin versant couvre une surface de 166 000 km<sup>2</sup>. Des moyens considérables et de très nombreuses actions sont mis en œuvre par le « Chesapeake Bay Program » : de tous les sites étudiés, c'est certainement celui où les actions de restauration sont les plus nombreuses, et ce depuis près de 30 ans. Malheureusement, cela ne paraît pas suffisant car malgré une amélioration constatée sur certains points, la baie est toujours dans un état dégradé. La taille immense du périmètre concerné fait de la restauration un travail de longue haleine à Chesapeake Bay.

Outre la taille du site intervient bien sûr l'ampleur des travaux à réaliser. Autour de l'étang de Bages-Sigean comme à celui de Berre, il a fallu mettre aux normes les stations d'épuration. Mais alors que dans le premier cas, cette mesure a suffi à supprimer quasiment toutes les sources d'apports urbains, elle n'est pas suffisante pour l'étang de Berre : le canal usinier d'EDF, qui draine le bassin versant de la Durance, est également un contributeur important au flux de nutriments. Or, les travaux nécessaires à sa déviation représentent des montants beaucoup plus élevés que les coûts de travaux sur des stations d'épuration. L'ampleur des travaux à réaliser conditionne donc la réussite de la restauration écologique d'un milieu lagunaire.

Toutefois, on pourrait objecter qu'à Tunis, les travaux à effectuer étaient considérables : travaux autour des lacs Nord et Sud d'une part (construction de stations d'épuration, création d'un canal de ceinture à l'ouest du lac pour intercepter les eaux pluviales ainsi que celles de plusieurs stations d'épuration, ...) et travaux dans les lacs d'autre part (dragage, installation de « portes à marée », modification de la ligne des berges, construction d'une digue). Bien que n'égalant peut-être pas l'ampleur des travaux nécessaires à la dérivation hors de l'étang

de Berre des eaux de la Durance, les aménagements réalisés pour réhabiliter les lacs Nord et Sud de Tunis étaient toutefois considérables. Il faut donc poursuivre la réflexion.

Il ressort des exemples étudiés que les actions de restauration sont, principalement :

- soit des actions locales, décidées par les acteurs proches du site (commune, gestionnaires, exploitants, ...). C'est le cas de la restauration de la Senillar de Moraira, par exemple, ou de Sacca di Goro.

- soit des projets de restauration engagés par volonté politique forte, très souvent à l'échelle nationale. Typiquement, il s'agit de la restauration du lac de Tunis. Cette lagune urbaine, située dans la capitale même, a été le siège de projets immobiliers majeurs, impliquant des investisseurs étrangers (Arabie Saoudite) et des sommes considérables, avec des retombées économiques non négligeables. Il est donc facilement concevable que l'État tunisien ait souhaité s'engager dans un projet aussi intéressant.

En France, sur des lagunes telles que l'étang de Thau ou de Bages-Sigean, il existe également des enjeux économiques forts, de par la présence centrale d'activités telles que la pêche ou la conchyliculture. La préservation et la restauration de ces lagunes a donc pu être soutenue par une volonté politique marquée.

Autour de l'étang de Berre, rien de semblable. Au contraire, l'enjeu économique pour cette vaste lagune résidait dans son rôle de réceptacle des rejets. Depuis le début du XX<sup>ème</sup> siècle, la lagune elle-même n'existe plus à l'échelle comme lieu de production (pêche, conchyliculture ou ostréiculture, ...) ni comme pôle touristique à développer, mais comme exutoire des effluents industriels. Le territoire a été voué à une destinée dominée par la pétrochimie et la chimie lourde.

Dans ce site, les problèmes et les dégradations sont considérables et ne semblent pas pouvoir être résolus à l'échelle locale (malgré une amélioration constatée sur certains points) mais il n'existe pas d'enjeu à l'échelle nationale pour mobiliser des volontés politiques à un niveau plus large que l'échelon local autour du bon état écologique de l'étang de Berre. Et ce d'autant plus que sa restauration paraît passer par un projet considérable, la dérivation du canal usinier d'EDF, projet dont le coût est évalué entre 1 et 2 milliards d'euros.

Pourtant, le territoire de l'étang de Berre possède des atouts à prendre en compte, citons-en quelques uns. Sa situation géographique est intéressante, à la fois pour ce qui concerne le tourisme et le développement d'autres activités économiques : aéroport de Marseille Provence à Marignane, proximité du pôle urbain qu'est la ville de Marseille, ensoleillement et possibilités de baignades et loisirs nautiques dans l'étang, proximité de la mer Méditerranée, ... De plus, la présence prépondérante de l'industrie pétrochimique bascule progressivement dans le passé et il est probable que dans une dizaine d'années, elle soit beaucoup moins marquée. Une déprise industrielle du secteur lié au pétrole commence en effet à se faire sentir autour de l'étang. L'ensemble de ces éléments procure au territoire de l'étang de Berre un potentiel certain de développement, tout particulièrement dans le contexte d'une restauration du milieu lagunaire.

C'est ce que cherche à évaluer l'étude socio-économique engagée par le GIPREB et actuellement en cours. Au-delà d'une évaluation monétaire des bénéfices à retirer de la réhabilitation de l'étang, cette étude cherche à cerner quel projet de territoire peut prendre appui sur la restauration écologique. Elle a ainsi pour objectif de proposer un schéma de développement par une approche prospective partagée collectivement par les acteurs locaux demandeurs de la réhabilitation. À cette heure, les conclusions ne sont pas encore produites, mais des résultats préliminaires tendent à montrer que les avantages sociaux et économiques retirés de la restauration de l'étang de Berre par dérivation des rejets EDF hors de l'étang sont supérieurs aux coûts à engager.

Le cas de l'étang de Berre, complexe et aux enjeux imbriqués, présente donc une situation paradoxale où de l'eau potable (c'est celle qui alimente la ville de Marseille) est traitée comme une pollution, où la richesse et la diversité de la réalité de terrain dépassent largement l'image le plus souvent véhiculée, où les mesures de restauration mises en œuvre ne sont pas à la hauteur des potentialités de développement. Cet exemple pourrait ainsi figurer comme un cas d'école des problématiques liées à la restauration écologique des milieux lagunaires.



## CONCLUSION :

Les sites étudiés présentent des exemples variés d'actions de restauration de milieux lagunaires, dressant un panorama assez riche et diversifié. Il y apparaît que l'eutrophisation est un problème majeur et universellement rencontré. S'y ajoutent souvent d'autres phénomènes de dégradation, pouvant accentuer les conséquences néfastes de l'eutrophisation.

Face à de telles perturbations de l'équilibre de l'écosystème lagunaire, le travail de restauration s'attache à réduire les causes de dégradation ou encore à en atténuer les effets. Souvent, ces deux leviers sont manœuvrés conjointement pour favoriser le rétablissement du milieu. Bien que l'évaluation à long terme soit assez malaisée, il apparaît que des résultats intéressants peuvent être obtenus par l'emploi des principales techniques analysées, en particulier la réduction des apports, l'augmentation de la circulation de l'eau et si nécessaire la transplantation de phanérogames. Les écosystèmes lagunaires sont potentiellement capables de se rétablir rapidement lorsque les conditions du milieu ont été restaurées (c'est particulièrement le cas pour les herbiers de phanérogames). Toutefois, aucune restauration effective et durable n'est possible sans un travail important de réduction des causes de dégradation. Pour le problème principal de l'eutrophisation, cela signifie donc que l'identification des sources d'apports de nutriments et la diminution significative et permanente de ces apports sont des étapes indispensables et incontournables de la restauration.

De plus, il apparaît important de mettre en place un suivi pérenne de milieu. Les données de suivi et leur évolution temporelles, accompagnées d'une bonne compréhension du fonctionnement de la lagune, sont les éléments de base sur lesquels se fonde le diagnostic de l'état d'un milieu, la définition des objectifs à atteindre et des actions à mettre en œuvre ainsi que l'évaluation des résultats. La mise en commun des méthodes et résultats offre par ailleurs des possibilités d'échanges et de comparaison pour les gestionnaires de milieu. Ainsi en Languedoc-Roussillon, le Réseau de Suivi Lagunaire pourrait être un exemple préfigurant un réseau de suivi à une échelle plus large.

## **Bibliographie**

- Abdelrehim A, 2010. *Alexandria Lake Maryut Integrated Management – ALAMIM*. Marseille, Institut Méditerranéen de l'Eau, 168 p. [Diffusé le 16/06/2010]
- Agence Française de Développement, 2008. *Fiche : Appui à la mise en oeuvre d'un plan global de dépollution et de protection de la lagune de Nador - Résumé exécutif*. Paris (France), Agence Française de Développement, 3p.
- Agence Nationale de Protection de l'Environnement, 2009. *Parc national Ichkeul*. Ariana (Tunisie), Ministère de l'Environnement et du Développement Durable de la République Tunisienne, Agence Nationale de Protection de l'Environnement.  
Disponible sur Internet : [http://www.anpe.nat.tn/index.php?option=com\\_content&view=article&id=166:parc-national-ichkeul&catid=50&Itemid=134&lang=fr](http://www.anpe.nat.tn/index.php?option=com_content&view=article&id=166:parc-national-ichkeul&catid=50&Itemid=134&lang=fr), [consulté le 04/05/2010].
- Amamo Revival Collaboration in Kanazawa-Hakkei, Tokyo Bay Area. *Amamo Revival Collaboration in Kanazawa-Hakkei, Tokyo Bay Area*. Tokyo (Japon). Disponible sur Internet : <http://www.amamo.org/eng01.html>, [consulté le 26/05/2010].
- Anastasiadis M. *Simulation of flow conditions in Drana Lagoon at Evros Delta, Greece, using MIKE 11 hydrological modelling system*. EKBY (The Greek Biotope / Wetland Center).
- Aronson J. et Clewell A.F., 2007. *Ecological restoration. Principles, Values, and Structure of an Emerging Profession*. Tucson (États-Unis), SER International, 216 p.
- Aronson J., Milton S.J. et Blignaut J.N., 2007. *Restoring natural capital. Science, Business, and Practice*. Tucson (États-Unis), SER International, 384 p.
- Ayari M., Allegue M., Tlili I., 2008. Etude pour la construction d'un ouvrage de communication au niveau de la chaussée romaine entre la lagune de Boughrara et la mer Méditerranée. In : *Ouvrages portuaires et gestion des sédiments, Actes des X<sup>èmes</sup> Journées Nationales Génie Côtier – Génie Civil*, Sophia Antipolis (France), 14-16/10/2008. Nantes, Paralia (éditions), p. 657-666. Disponible sur Internet : [http://www.paralia.fr/jngcgc/10\\_62\\_ayari.pdf](http://www.paralia.fr/jngcgc/10_62_ayari.pdf), [consulté le 17/05/2010].
- Badosa Salvador A., 2007. *Limnological characteristics and zooplankton community structure of Mediterranean coastal lagoons undergoing restoration*. Thèse de Doctorat en écologie aquatique, université de Girona (Espagne), 245 p.
- Barelos, D, 2010. *Résultats d'analyses de la qualité de l'eau des lagunes Rodia, Tsoukalio et Logarou, dans le golfe d'Amvrakikos, réalisées en 2003*. [Diffusé le 16/06/2010].
- Barré N., 2005. *Un moyen de lutte contre l'eutrophisation d'une lagune : Agir sur le stock d'algues*. Montpellier, Réseau de Suivi Lagunaire, 11 p. [Diffusé le 08/12/2005].  
Disponible sur Internet : <http://rsl.cepralmar.com/doc/Seminaire-RSL-05-7-3-diaporama.pdf>
- Bawden K., 2007. Amamo Revival Collaboration in Kanazawa-Hakkei, Tokyo Bay Area. *IOI Newsletter*, juin 2007, 1-2.

- Ben Maïz N., 2010. *Problématique des apports hydriques : Le modèle de réhabilitation et de gestion du Lac Nord de Tunis*. Marseille, Institut Méditerranéen de l'Eau, 58 p. [Diffusé le 16/06/2010].
- Ben M'Barek N. et Slim-Shimi N., 2002. Evolution des paramètres physico-chimiques des eaux du lac Ichkeul après la réalisation des aménagements hydrauliques (Tunisie). In : *Proceedings of International Symposium and Workshop on Environmental Pollution Control and Waste Management*, Tunis (Tunisie), 07-10/01/2002. pp. 20-27.
- Benrejeb-Jenhani A. et Romdhane M. S., 2002. Impact des perturbations anthropiques sur l'évolution du phytoplancton de la lagune de Boughrara (Tunisie). *Bulletin de l'Institut National des Sciences et Technologies de la Mer de Salammbô*, 29, 65-75. Disponible sur Internet : <http://www.oceandocs.org/bitstream/1834/236/1/Article%208.pdf>, [consulté le 21/06/2010].
- Bernstein A. G., Cecconi G., 1996. The impact of the Venice tidal barriers on water quality. *Active protection and water flow restoration of the Venice lagoon*, Monographic Supplement to the Quaderni Trimestrali, pp. 89-95.
- Biomares, [actualisé le 28/01/2008]a. *The Biomares Project*. Faro, Algarve Centre of Marine Sciences. Disponible sur Internet : [http://www.ccmr.ualg.pt/biomares/projecto\\_biomares\\_en.html](http://www.ccmr.ualg.pt/biomares/projecto_biomares_en.html), [consulté le 21/05/2010].
- Biomares, [actualisé le 28/01/2008]b. *The Luiz Saldanha Marine Park*. Faro, Algarve Centre of Marine Sciences. Disponible sur Internet : [http://www.ccmr.ualg.pt/biomares/projecto\\_biomares\\_en.html](http://www.ccmr.ualg.pt/biomares/projecto_biomares_en.html), [consulté le 21/05/2010].
- Bos A. R., Dankers N., Groeneweg A. H., Hermus D. C. R., Jager Z., de Jong D. J., Smit T., de Vlas J., van Wieringen M. et van Katwijk M. M., 2005. Eelgrass (*Zostera marina* L.) in the western Wadden Sea: monitoring, habitat suitability model, transplantations and communication. In : *Proceedings 'Dunes and Estuaries 2005' – International Conference on Nature Restoration Practices in European Coastal Habitats*, Koksijde (Belgique), 19-23/09/2005. Herrier J.-L., J. Mees, A. Salman, J. Seys, H. Van Nieuwenhuysse et I. Dobbelaere (Eds), pp. 95-109.
- Brémond J., 2010. *La gestion des zones humides littorales dans le Département de l'Hérault*. Marseille, Institut Méditerranéen de l'Eau, 22 p. [Diffusé le 16/06/2010].
- Busch K. et Raves Golden R., 2009. *Large-Scale Restoration of Eelgrass (Zostera marina) in the Patuxent and Potomac Rivers, Maryland - Final Report to National Oceanic and Atmospheric Administration*. Annapolis, Maryland (États-Unis), Maryland Department of Natural Resources, 86 p.
- Cabinet A. Ramade/Gérim, 2002. *Amélioration des échanges entre canal du Rove, étang de Bolmon et étang de Berre*. Mouriès (France), cabinet A. Ramade/Gérim, 66 p.

- Camacho A., Peinado R. et Picazo A., 2010. Functional ecological patterns and the effect of anthropogenic disturbances on a recently restored Mediterranean coastal lagoon. Needs for a sustainable restoration. Article en cours de revue pour *Estuarine Coastal and Shelf Science*.
- Camacho González A. *El Senillar de Moraira*. Sant Carles de la Ràpita (Espagne), RedMarismas, 2 p. Disponible sur Internet : <http://www.irta.es/redmarismas/Senillar%20de%20Moraira.pdf>, [consulté le 17/05/2010].
- Candela N., 2008. *Transplantation de phanérogames marines dans les lagunes côtières du Languedoc-Roussillon : Evaluation des résultats par l'étude des interactions plantes/bactéries dans la rhizosphère*. Mémoire de stage de master 1 en Sciences et Technologies (Fonctionnement des Écosystèmes Naturels et Cultivés). Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier et laboratoire « Ecosystèmes lagunaires », Université Montpellier II, 32 p.
- Canova S., Dutrieux É., Bousquet C., Legrand C., Radulescu M., 1995. *Étang de Bolmon et zones naturelles périphériques. État des lieux, orientations et plan de gestion*. Montpellier (France), Institut des Aménagements Régionaux et de l'Environnement, 167 p.
- Cecconi G., 2000. Restoring saltmarshes in the Venice lagoon. In : *Restauration des écosystèmes côtiers, actes de colloque*, Brest, 8-9/11/2000. Plouzané (France), Ifremer, pp. 38-53.
- Chesapeake Bay Program, [mis à jour le 05/04/2010] a. *Chesapeake Bay Program – a Watershed Partnership*. Annapolis, Maryland (États-Unis), Chesapeake Bay Program. Disponible sur Internet : [www.chesapeakebay.net](http://www.chesapeakebay.net).
- Chesapeake Bay Program, [mis à jour le 04/06/2010] b. *Mid-Channel Water Clarity*. Annapolis, Maryland (Etats-Unis), Chesapeake Bay Program. Disponible sur Internet : [http://www.chesapeakebay.net/status\\_clarity.aspx?menuitem=19676](http://www.chesapeakebay.net/status_clarity.aspx?menuitem=19676), [consulté le 09/07/2010].
- Chesapeake Bay Program, 2010 c. *Bay Barometer. A Health and Restoration Assessment of the Chesapeake Bay and Watershed in 2009*. Annapolis, Maryland (Etats-Unis), Chesapeake Bay Program, 12 p.
- Chesapeake Bay Program, [mis à jour le 06/01/2010] d. *Bay Barometer*. Annapolis, Maryland (Etats-Unis), Chesapeake Bay Program. Disponible sur Internet : <http://www.chesapeakebay.net/indicatorshome.aspx?menuitem=14871>, [consulté le 09/07/2010].
- Chesapeake Bay Program, 2003. *Strategy to Accelerate the Protection and Restoration of Submerged Aquatic Vegetation in the Chesapeake Bay*. Annapolis, Maryland (États-Unis), Chesapeake Bay Program 18 p.
- Chomerat N., 2005. *Patrons de réponse du phytoplancton à la variabilité des facteurs abiotiques dans un étang méditerranéen hypereutrophe : succès écologique de*

- Planktothrix agardhii (Gom.) Anagn. & Kom. (cyanoprocarvate) dans un écosystème saumâtre. Thèse de Doctorat Univ Paul Cézanne, Aix-en-Provence (France), 292 pp.
- Comín F.A., Menéndez M. & Lucena J.R., 1990. Proposals for macrophyte restoration in eutrophic coastal lagoons. *Hydrobiologia*, 200/201, 427-436.
- Consorzio Venezia Nuova [mis à jour le 01/06/2008]. *Activities for the safeguarding of Venice and its lagoon*. Venise (Italie), Ministry for Infrastructure and Transport – Venice Water Authority – Consorzio Venezia Nuova. Disponible sur Internet : <http://www.salve.it/uk/default.htm>
- Consorzio Venezia Nuova, 2006. *Measures for safeguarding of Venice and the Lagoon*. Venise (Italie), Ministry for Infrastructure and Transport of Italy, Venice Water Authority, 6p.
- Cossarini G., Castellani C., Barbanti A., Bernstein A.G., Cecconi G., Collavini F., Guerzoni S., Montobbio L., Pastres R., Rabitti S., Socal G., Solidoro C., Vazzoler M. et Zaggia L., 2005. Lagoon of Venice. Ch 2.1. In : Giordani G., Viaroli P., Swaney D.P., Murray C.N., Zaldívar J.M. et Marshall Crossland J.I., *Nutrient fluxes in transitional zones of the Italian coast*. LOICZ reports and studies n° 28, pp. 18-28.
- Cristoni C., Colangelo M. A. et Ceccherelli V. U., 2004. Spatial scale and meiobenthic copepod recolonisation: testing the effect of disturbance size in a seagrass habitat. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 298, 49-70.
- Cunha A., 2008. *BIOMARES project LIFE06/NAT/P/000192- Non-technical report n°1*. Faro (Portugal), Centre for Marine Sciences, 26 p. Disponible sur Internet : [http://www.ccmarmar.ualg.pt/biomares/downloads/Non\\_technical\\_report\\_n1.pdf](http://www.ccmarmar.ualg.pt/biomares/downloads/Non_technical_report_n1.pdf) [consulté le 24/06/2010].
- Cunha A., Paulo D., Rodrigues S., Boavida J., de Jesus A., Barroso P., Ferreira V., Fonseca M., 2008 a. *Biomares - Technical Report. Action C.1 Collection, preparation and planting of seagrass transplant units. Annex 10.3*. Faro (Portugal), Centre for Marine Sciences, 22 p.
- Cunha A., Repolho T., Fonseca M., 2008 b. *Biomares - Progress Report for: Action A.1 Collection, preparation and planting of seagrass transplantation units. Annex 9.5*. Faro (Portugal), Centre for Marine Sciences, 17 p.
- Cunha A.H., Santos R.P., Gaspar A.P. et Bairros M.F., 2005. Seagrass landscape-scale changes in response to disturbance created by the dynamics of barrier-islands: A case study from Ria Formosa (Southern Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64, 636-644.
- Curiel D., Scarton F., Rismondo A., et Marzocchi M., 2003. Transplanting Seagrasses in the Lagoon of Venice: Results and Perspectives. In : *Proceedings of the Sixth International Conference on the Mediterranean Coastal Environment*, Ravenna (Italie), 7-11/10/2003. E. Özhan, pp. 853-864.

- Daloz A., 2005. *Opération de restauration hydraulique des passes : Diagnostic des communications hydrauliques des étangs palavasiens et recherche de filières d'évacuation des sédiments*. Mémoire de stage de Master 2 Professionnel en « Gestion des Littoraux et des Mers », Universités de Montpellier et SIEL, Frontignan, 128 p.
- Departamento de Ecología e Hidrología - Universidad de Murcia. *Mar Menor lagoon and associated wetlands*. Sant Carles de la Ràpita (Espagne), RedMarismas, 2 p. Disponible sur Internet : <http://www.irta.es/redmarismas/Mar%20Menor%20Lagoon.pdf>, [consulté le 17/05/2010].
- Di Vincenzo R., 2006. *La laguna di Orbetello. Studi, ricerche, criteri e modalità di intervento in quattro anni di gestione commissariale 2003 – 2006*. Orbetello (Italie), Commissario Delegato al Risanamento Ambientale della Laguna di Orbetello, 265 p.
- Eco-Check, 2010 a. *Chesapeake Eco-Chek – Assessing and forecasting ecosystem status*. Oxford, Maryland (États-Unis), NOAA Chesapeake Bay Program Office et the Integration and Application Network (IAN). Disponible sur Internet : [www.eco-check.org](http://www.eco-check.org), [consulté le 17/06/2010].
- Eco-Check, 2010 b. *Chesapeake Bay - Indicator Details*. Oxford, Maryland (États-Unis), NOAA Chesapeake Bay Program Office et the Integration and Application Network (IAN). Disponible sur Internet : <http://www.eco-check.org/reportcard/chesapeake/2009/indicators/>, [consulté le 23/06/2010].
- Eco-Check, 2010 c. *Chesapeake Bay - Overview*. Oxford, Maryland (États-Unis), NOAA Chesapeake Bay Program Office et the Integration and Application Network (IAN). Disponible sur Internet : <http://www.eco-check.org/reportcard/chesapeake/2009/overview/>, [consulté le 23/06/2010].
- Egyptian Environmental Affairs Agency, 2009. *Alexandria Integrated Coastal Zone Management Project (AICZMP) - Environmental and Social Impact Assessment - Draft final*. Le Caire (Égypte), Arab Republic of Egypt, Ministry of State for Environmental Affairs, Egyptian Environmental Affairs Agency, 122 p. Disponible sur Internet : <http://www.eea.gov.eg/arabic/main/guides/AICZMP/ACZMP-ESIA.pdf>, [consulté le 05/05/2010].
- El-Badeel, 2009. Chef de la station d'égouts à Mariout: Alexandrie est menacée d'être inondée par les eaux d'égouts à cause du remblayage de 75% du canal du lac Mariout (traduction). *El-Badeel*, 27/03/2009.
- ETANAM. *Life Nature '99 – Conservation management of Amvrakikos wetlands*. Area Ydragoioy (Grèce), 2002 ETANAM S.A., Oikis Ltd. Disponible sur Internet : <http://users.hol.gr/~etanam/life/english.htm>
- European Commission – Environment, [mis à jour le 20/07/10]. *Conservation management of Amvrakikos wetlands*, Bruxelles (Belgique), European Commission. Disponible sur Internet :

[http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=home.createPage&s\\_ref=LIFE99%20NAT%2FGR%2F006475&area=1&yr=1999&n\\_proj\\_id=403&cfd=16439996&cftoken=2e36c17-000970bf-7fa4-1468-b5d5-839b11f70000&mode=print&menu=false](http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=home.createPage&s_ref=LIFE99%20NAT%2FGR%2F006475&area=1&yr=1999&n_proj_id=403&cfd=16439996&cftoken=2e36c17-000970bf-7fa4-1468-b5d5-839b11f70000&mode=print&menu=false))

- Fatine N., 2010. *Gestion des lagunes Méditerranéennes : la problématique des apports hydriques d'origine tellurique. Cas de la lagune de Nador*. Marseille, Institut Méditerranéen de l'eau, 43 p. [Diffusé le 16/06/2010].
- Fishman J. R., Orth R.J., Marion S. et Bieri J., 2004. A Comparative Test of Mechanized and Manual Transplanting of Eelgrass, *Zostera marina*, in Chesapeake Bay. *Restoration Ecology*, 12, (2), 214-219.
- Fondation Mohammed VI pour la protection de l'Environnement, 2009. *Dépollution de la lagune de Nador*. Rabat (Maroc), Fondation Mohammed VI pour la protection de l'Environnement. Disponible sur Internet : <http://fm6e.com/fr/sauvegarde-du-littoral-lagune-de-nador1.aspx>, [consulté le 04/05/2010].
- Fonseca M. S., Kenworthy W. J., et Thayer G. W., 1998. Guidelines for the Conservation and Restoration of Seagrasses in the United States and Adjacent Waters. *NOAA Coastal Ocean Program Decision Analysis Series*, 12., 1-222.
- Fores E., Espanya A. et Morales F, 2002. Regeneración de la laguna costera de la Encanyissada (Delta del Ebro). Una experiencia de biomanipulación. *Ecosistemas, revista científica y técnica de ecología y medio ambiente*, XI (2).
- Galbiati L., Bouraoui F., Elorza F.J., Bidoglio G., 2006. Modelling diffuse pollution loading into a Mediterranean lagoon: Development and application of an integrated surface–subsurface model tool. *Ecological Modelling* 193, 4-18.
- Gennaro P., Lenzi M., Porrello S. *Orbetello lagoon – Italy*. Venice (Italie), LaguNet, 2 p. Disponible sur Internet : <http://www.dsa.unipr.it/lagunet/infosheet/17-orbetello.pdf>.
- Gilabert J., 2010. *The Mar Menor : Lessons learned from the past to take better actions for lagoons sustainable management*. Marseille, Institut Méditerranéen de l'Eau, 40 p. [Diffusé le 16/06/2010].
- Gilabert J., 2001. Seasonal plankton dynamics in a Mediterranean hypersaline coastal lagoon: the Mar Menor. *Journal of Plankton Research*, 23 (2), 207-217. Disponible sur Internet : <http://plankt.oxfordjournals.org/cgi/reprint/23/2/207>, [consulté le 22/07/2010].
- Giordani G., Viaroli P., 2001. Valle Smarlacca Lagoon (sub system of the Valli di Comacchio lagoons). In : *Estuarine Systems of The Mediterranean and Black Sea Region. Actes du sixième atelier organisé par « Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone » (LOICZ)*. Athènes (Grèce), 05-08/02/2001. pp. 50-54.
- Giordani G, Viaroli P., Colangelo M. et Ceccherelli V.H. *Valle Smarlacca lagoon – Italy*. Venice (Italie), LaguNet, 2 p. Disponible sur Internet : <http://www.dsa.unipr.it/lagunet/infosheet/04-smarlacca.pdf>.

- GIPREB, 2010. *Les enjeux de la réhabilitation environnementale de l'étang de Berre*. Berre l'Étang (France), Groupement d'Intérêt Public pour la Réhabilitation de l'Étang de Berre, 20 p. [Diffusé le 17/06/2010].
- GIPREB, 2010 b. *Rapport d'activité 2009*. Berre l'Étang (France), Groupement d'Intérêt Public pour la Réhabilitation de l'Étang de Berre, 16 p.
- GIPREB, 2010 c. *Réouverture expérimentale du tunnel du Rove à la circulation de l'eau. Compte-rendu du comité technique d'expérimentation du 15 juin 2010*. Berre l'Étang (France), Groupement d'Intérêt Public pour la Réhabilitation de l'Étang de Berre, 5 p.
- GIPREB, 2009. *Etang de Berre. Suivi écologique du milieu – Rapport de synthèse 2008*. Berre l'Étang (France), Groupement d'Intérêt Public pour la Réhabilitation de l'Étang de Berre, 100 p.
- GIPREB, 2008. *Les missions du GIPREB*. Berre l'Étang (France), Groupement d'Intérêt Public pour la Réhabilitation de l'Étang de Berre. Disponible sur Internet : <http://www.etangdeberre.org/page/contenu.php?rub=45>, [consulté le 13/04/2010].
- GIPREB, 2007. *Dossier préalable à la candidature au contrat d'étang – étang de Berre*. Berre l'Étang (France), Groupement d'Intérêt Public pour la Réhabilitation de l'Étang de Berre, 100 p.
- GIPREB et Grand Port maritime de Marseille, 2010. *La réouverture expérimentale du tunnel du Rove dans le cadre du projet de réhabilitation de l'hydrosystème Berre Bolmon Rove*. Berre l'Étang (France), Groupement d'Intérêt Public pour la Réhabilitation de l'Étang de Berre, 19 p.
- Gouze E., 2008. *Bilan de matière de l'étang de Berre. Influence des apports des tributaires et des processus de régénération dans le maintien de l'eutrophisation*. Thèse de Doctorat, Univ. Méditerranée, Marseille (France), 385 pp + annexes.
- Guerrini A., Colangelo M. A. & Ceccherelli V. U., 1998. Recolonization patterns of meiobenthic communities in brackish vegetated and unvegetated habitats after induced hypoxia/anoxia. *Hydrobiologia*, 375/376, 73-87.
- Guerzoni S., Molinaroli E. et Suman D., 2003. The Venice lagoon (Italy) : a case study of integrated coastal management. In : *The Influence of River Basin-Coastal Zone interactions. Proceedings of the International Conference on Southern European Coastal Lagoons*. Castello Estense (Italie), 10-12/11/2003. Inland and Marine Waters, special publication No.I.03.136, p. 15.
- Halim Y. et Abou Shouk F. *Human impacts on Alexandria's marine environment*. Paris (France), United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. Disponible sur Internet : <http://www.unesco.org/csi/pub/source/alex8.htm>.



- Hampel H., Curcó A., Ibáñez C., Wessels M. *Encanyissada lagoon*. Sant Carles de la Ràpita (Espagne), RedMarismas, 2 p. Disponible sur Internet : <http://www.irta.es/redmarismas/Encanyissada%20Lagoon.pdf>.
- Hanafi R., 2008. Lac Mariout – « Des pays construisent des lacs artificiels et nous, nous détruisons des lacs naturels ». *Hebdo Al Ahram*, 16-22/07/2008, p. 33
- Hiraoka K., Takahashi K., Nakahara T., Terawaki T., Okada M., 1999. Deterioration of Eelgrass Meadows by Water Pollution in Seto Inland Sea. In : *MEDCOAST 99 - EMECS 99 Joint Conference. Land-Ocean Interactions: Managing Coastal Ecosystems*, Antalya (Turquie), 9-13/11/1999. E. Özhan (éditeur), pp. 599-611.
- Integral Consult, 2005. *Environmental impact assessment – Al Hammam landfill project - Final Draft*. Le Caire (Égypte), Integral Consult, 95 p.
- Jager Z., van Wieringen M., van Katwijk M.M., van Pelt S., 2002. Transplantation of Eelgrass (*Zostera marina*) to the Western Dutch Wadden Sea. *Wadden Sea Newsletter 2002*, 2, 23-25. Disponible sur Internet : <http://www.waddensea-secretariat.org/news/publications/Wsnl/Wsnl02-2/articles/7-Jager-eelgrass.pdf>
- Jouini Z., Ben Charrada R., Moussa M., 2005. Caractéristiques du Lac Sud de Tunis après sa restauration. *Marine Life*, 15 (1-2), 3-11.
- Kamel – Annaba et sa région 2005-2009 [mis à jour le 30/08/2009]. Disponible sur Internet : <http://annaba.net.free.fr/html/kala.parc.htm> [consulté le 10/05/2010].
- Karageorgis A. P., 2007. Geochemical study of sediments from the Amvrakikos Gulf lagoon complex, Greece. *Transitional Waters Bulletin*, 3, p. 3-8. Disponible sur Internet : [http://siba2.unile.it/ese/issues/55/694/twb\\_07v1n3p3.pdf](http://siba2.unile.it/ese/issues/55/694/twb_07v1n3p3.pdf), [consulté le 07/06/2010].
- Kevrekidis T., Mogias A. et Gouvis N., 2000. Interannual changes in the composition of the macrobenthic fauna of Drana lagoon (Evros Delta, n. Aegean Sea): preliminary note. *Belgian Journal of Zoology*, 130 (Supplement 1), p. 101-107.
- Koutrakis E., Sylaios G., Kamidis N., Markou D., Sapounidis A., 2009. Fish fauna recovery in a newly re-flooded Mediterranean coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 83, p. 505–515.
- Koutrakis E., Sylaios G., Kamidis N., Markou D. et Sapounidis A., 2007. Ichtyofauna recovery of a newly re-flooded Mediterranean coastal lagoon. In : *Poster présenté lors du Congrès 2007 de CIESM (the Mediterranean Science Commission)*. Istanbul (Turquie), 9-./04/2007.
- Lardicci C., Como S., Corti S. et Rossi F., 2001 a. Changes and recovery of macrozoobenthic communities after restoration measures of the Orbetello Lagoon (Tyrrhenian coast, Italy). *Aquatic Conservation : Marine and Freshwater Ecosystems*, 11, 281–287.
- Lardicci C., Como S., Corti S., Rossi F., 2001 b. Recovery of the Macrozoobenthic Community after Severe Dystrophic Crises in a Mediterranean Coastal Lagoon (Orbetello, Italy). *Marine Pollution Bulletin*, 42 (3), 202-214.

- Laugier, T., 2005. *Processus de restauration des milieux lagunaires eutrophisés*. Montpellier (France), Réseau de Suivi Lagunaire - Séminaire eutrophisation, 10 p. [Diffusé le 08/12/2005].
- Lenzi M., 2010 a. Resuspension of sediment as a method for managing eutrophic lagoons? Article proposé à la publication.
- Lenzi M., Roffilli R. et Solari D., 2010 b. Remediation and management of eutrophic lagoon environments: an innovative approach. Article proposé à la publication.
- Lenzi M., Birardi F., Calzolari R., Finoia M.G., Nocciolini S., Roffilli R., Sgroi S., Solari D., 2010 c. Hypertrophic lagoon management by sediment disturbance. *Marine Pollution Bulletin*, 61, 189-197.
- Lenzi M., Finoia M.G., Persia E., Comandi S., Gargiulo V., Solari D., Gennaro P., Porrello S., 2005. Biogeochemical effects of disturbance in shallow water sediment by macroalgae harvesting boats, *Marine Pollution Bulletin*, 50, 512-519.
- Lenzi M., Palmieri R. et Porrello S., 2003. Restoration of the eutrophic orbetello lagoon (Tyrrhenian Sea, Italy): water quality management. *Marine Pollution Bulletin*, 46, 1840-1548.
- Le Viol, G., 2005. *La lagune d'Orbetello : une gestion intégrée pour sa restauration*. Montpellier (France), Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon, 6 p. [Diffusé le 08/12/2005].
- Li W.-T., Ki J.-H., Park J.-I., Lee K.-S., 2010. Assessing establishment success of *Zostera marina* transplants through measurements of shoot morphology and growth. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, article sous presse.
- López-Flores R., Badosa A., Barriocanal C., Boix D., Brucet S., Compte J., Gascón S., Sala J., Quintana X. *Baix Ter wetlands*. Sant Carles de la Ràpita (Espagne), RedMarismas, 2 p. Disponible sur Internet : <http://www.irta.es/redmarismas/Baix%20Ter%20Wetlands.pdf>, [consulté le 19/05/2010].
- Maged M. H., 2009. *Project information document (PID), concept stage. Report No.: AB4077*. Washington, (États-Unis), The World Bank, 5 p. Disponible sur Internet : <http://search.worldbank.org/all?qterm=Report%20No%2E%3A%20AB4077>, [consulté le 05/05/2010].
- Mahmoudi E., Beyrem H., Baccar L. et Aïssa P., 2002. Response of free-living Nematodes to the quality of water and sediment at Bou Ghrara Lagoon (Tunisia) during winter 2000. *Mediterranean Marine Science*, Vol. 3/2, 133-143.
- Malea P., Kevrekidis T. et Mogias A., 2004. Annual versus perennial growth cycle in *Ruppia maritima* L.: temporal variation in population characteristics in Mediterranean lagoons (Monolimni and Drana Lagoons, Northern Aegean Sea). *Botanica Marina*, 47, p.357-366.

- Malmquist D., 2008. *Seagrass restoration effort with volunteers*. Gloucester Point, Virginia (États-Unis), Virginia Institute of Marine Science. Disponible sur Internet : <http://www.vims.edu/newsandevents/topstories/archives/2008/seagrass-restoration.php>, consulté le 21/05/2010].
- MarchicaMed. *Projet de développement de la lagune de Marchica - Dossier de présentation*. Société Marchica Med, 34 p. Disponible sur Internet : <http://www.marchicamed.com/>, [consulté le 04/05/2010].
- Martelli F. et Nocciolini S., 2006. La rete di monitoraggio delle acque lagunari. Ch 7. In : Di Vincenzo R., 2006. *La laguna di Orbetello. Studi, ricerche, criteri e modalità di intervento in quattro anni di gestione commissariale 2003 – 2006*. Orbetello (Italie), Commissario Delegato al Risanamento Ambientale della Laguna di Orbetello, pp. 91-103.
- Martí Ragué M., 2007. *Integrated Management action plan for the lake Maryut (A7) - 2 Training seminar*. Alexandrie (Égypte), Lake Maryut - Integrated Management ALAMIM Project EC-SMAP III, 14 p. [Diffusé le 28/11/2007].
- Martín Monerri M., 2008. Los Filtros Verdes aprovechan la capacidad de depuración de los humedales. El Sistema de Filtros Verdes del Tancat de la Pipa. *Ambienta: La revista del Ministerio de Medio Ambiente*, 83, 53-56.
- Martínez J., Esteve M.A., Martínez-Paz J.M., Carreño F., Robledano F., Ruiz M., Alonso F., 2007. Simulating management options and scenarios to control nutrient load to Mar Menor, Southeast Spain. *Transitional Waters Monographs*, 1, 53-70.
- Martino S., 2005. The Economics of Aquaculture with respect to Fisheries – Fisheries and aquaculture in the lagoon of Orbetello. In : *Actes du 95<sup>ème</sup> séminaire de l'EAAE (European Association of Agricultural Economists)*, Civitavecchia (Italie), 09-11/12/2005. Thomson K.J. et Venzi L. (éditeurs), pp. 363-378. Disponible sur Internet : <http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/56084/2/Martino.pdf>, [consulté le 10/06/2010].
- Menesguen A., Aminot A., Belin C., Chapelle A., Guillaud J.-F., Joanny M., Lefebvre A., Merceron M., Piriou J.-Y., Souchu P., 2001. *L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France. Rapport IFREMER pour la Commission Européenne*. Ifremer. Disponible sur Internet : <http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/22/>, [consulté le 01/07/2010].
- Ministère de l'Environnement et du Développement durable en Tunisie. *Préservation des ressources naturelles*. Tunis, Ministère de l'Environnement et du Développement durable. Disponible sur Internet : <http://www.environnement.nat.tn/caracteristiques.htm>, [consulté le 17/05/2010].
- Ministère néerlandais des Travaux Publics et de la Gestion de l'Eau (Rijkswaterstaat). *Zeegras*. Rijkswaterstaat. Disponible sur Internet : [http://www.rws.nl/water/natuur\\_en\\_milieu/zeegras/](http://www.rws.nl/water/natuur_en_milieu/zeegras/) [consulté le 18/05/2010].

- MISE, 2010. *L'Assainissement. La situation dans le bassin versant de l'Étang de Berre*. Miramas, Comité d'étang, 21 p. [Diffusé le 06/05/2010].
- Mistri M, Rossi R., Castaldelli G., Giordani G. et Viaroli P. *Valli di Comacchio lagoonal system – Italy*. Venise (Italie), LaguNet, 2 p. Disponible sur Internet : <http://www.dsa.unipr.it/lagunet/infosheet/03-comacchio.pdf>.
- Morancy R. et Jouvenel J.-Y., 2009. *Etude des possibilités de restauration des herbiers de Zostera dans l'Étang de Berre par des réimplantations expérimentales – Compte rendu du chantier de transplantation des phanérogames marines (Zostera noltii & Z. marina)*. Marseille (France), Morancy Conseil Environnement et Miraval (France), P2A Développement Sarl, 20 p.
- Moriguchi A., Takagi N., Terawaki T., 2009. Verification of the function of eelgrass beds in the stabilization of bottom sediment through field observation. *Journal of Ecotechnology Research*, 14 (4), 231-234.
- Moussa M. et Jouini Z., 2005. Analyse et modélisation hydrodynamique et écologique du Lac Sud de Tunis après sa restauration. *Les Annales Maghrébines de l'Ingénieur*, 18 (2), 1-15.
- Moussa M., Baccar L., Ben Khemis R., 2005. La lagune de Ghar el Melh : diagnostic écologique et perspectives d'aménagement hydraulique. *Revue des Sciences de l'Eau*, 18 (numéro spécial), 13-26.
- the Nakaumi National Restoration Council, 2008. *中海自然再生 全体構想 - The General Plan for the Natural Restoration of Nakaumi*. The Nakaumi National Restoration Council, 16 p. Disponible sur Internet : [http://nakaumi-saisei.sakura.ne.jp/userdata/E\\_zentaikousou.pdf](http://nakaumi-saisei.sakura.ne.jp/userdata/E_zentaikousou.pdf), [consulté le 19/05/2010].
- Noé V., 2007. *Restauration des milieux lagunaires vis à vis de l'eutrophisation en Languedoc- Roussillon*. Mémoire de stage de Master Professionnel en Économie et Environnement. Université de la Méditerranée, Marseille et Cépralmar, Montpellier, 51 p.
- Oikos – Nature Management Ltd. *Conservation Management of Amvrakikos wetlands» LIFE-Nature 1999*. Iraklio Attiki (Grèce), Oikos – Nature Management LTD. Disponible sur Internet : <http://www.oikos-nature.gr/eng/programmata5.htm>
- Orth R. J., Marion S. R., Moore K. A. et Wilcox D. J., 2010. Eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Chesapeake Bay Region of Mid-Atlantic Coast of the USA: Challenges in Conservation and Restoration. *Estuaries and Coasts*, 33, 139–150.
- Orth R. J., Marion S. R., Granger S., Traber M., 2009. Evaluation of a mechanical seed planter for transplanting *Zostera marina* (eelgrass) seeds. *Aquatic Botany*, 90, 204–208.
- Orth R.J. et Marion S., 2007. Innovative techniques for large-scale collection, processing, and storage of eelgrass (*Zostera marina*) seeds. *SAV Technical Notes Collection (ERDC/TN SAV-07-2)*, 1-14.

- Orth R. J., Luckenbach M. L., Marion S. R., Moore K. A., Wilcox D. J., 2006 a. Seagrass recovery in the Delmarva Coastal Bays, USA. *Aquatic Botany*, 84, 26–36.
- Orth R.J., Bieri J., Fishman J.R., Harwell M.C., Marion S.R., Moore K.A., Nowak J.F. et van Montfrans J., 2006 b. A review of techniques using adult plants and seeds to transplant eelgrass (*Zostera marina* L.) in Chesapeake Bay and the Virginia coastal bays.
- Oteifa S., 2006. *Mixed – Use Land Development, Lake Marriout Using. Public Private Partnership (PPP) Arrangements*. Alexandrie (Égypte), 28 p. [Diffusé le --/09/2006].
- Papadimos D., Sylaios G., Theoharis M., Koutrakis E. Simulation of flow conditions in Drana Lagoon at Evros Delta, Greece, using MIKE 11 hydrological modelling system. Abstract. In : D. Papadimos, G. Sylaios, M. Theoharis, E. Koutrakis., *Determination of technical works for the Drana lagoon restoration* (publié en grec).
- Parc Natural de l'Albufera. *Parc Natural de l'Albufera - Biodiversidad, Paisaje y Cultura*. Valencia (Espagne), Parc Natural de l'Albufera. Disponible sur Internet : <http://www.albufera.com/parque/> [consulté le 27/04/2010].
- Parc naturel régional de la Narbonnaise, 2010. *Tableau de Bord année 2009*. Narbonne, Parc Naturel régional de la Narbonnaise, 44 p.
- Parc naturel régional de la Narbonnaise, 2007 a. *Bilan à mi-parcours du contrat pour les étangs du Narbonnais*. Narbonne, Parc Naturel régional de la Narbonnaise, 33 p.
- Parc naturel régional de la Narbonnaise, 2007 b. *Tableau de Bord année 2006*. Narbonne, Parc Naturel régional de la Narbonnaise, 43 p. Disponible sur Internet : [http://www.parc-naturel-narbonnaise.fr/en\\_actions/eau\\_et\\_milieux\\_lagunaires/contrat\\_pour\\_les\\_etangs\\_du\\_narbonnais](http://www.parc-naturel-narbonnaise.fr/en_actions/eau_et_milieux_lagunaires/contrat_pour_les_etangs_du_narbonnais), [consulté le 03/06/2010].
- Pérez-Ruzafa A., Gilabert J., Gutiérrez J.M., Fernández A.I., Marcos C. & Sabah S., 2002. Evidence of a planktonic food web response to changes in nutrient input dynamics in the Mar Menor coastal lagoon, Spain. *Hydrobiologia* 475/476, 359–369.
- Pôle relais lagunes méditerranéennes. *Les lagunes méditerranéennes françaises*. Arles, la Tour du Valat. Disponible sur Internet : <http://www.pole-lagunes.org/web/index.php>, [consulté le 12/04/2010].
- Ponti M., Colangelo M.A., Ceccherelli V.U., 2007. Composition, biomass and secondary production of the macrobenthic invertebrate assemblages in a coastal lagoon exploited for extensive aquaculture: Valle Smarlacca (northern Adriatic Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 75, 79-89.
- Prégent G. et Ben Maïz N., 2000. Le lac Nord de Tunis : exemple de restauration d'une lagune méditerranéenne. In : *Restauration des écosystèmes côtiers. Actes du Colloque*, Brest (France), 08-09/11/2000. Plouzané (France), Ifremer (éditions), pp. 168-178.
- Programme des Nations Unis pour l'Environnement, 1995. Evaluation de l'état de l'eutrophisation en mer Méditerranée – première version. In : *Plan d'action pour la*

- Méditerranée*, réunion conjointe du Comité scientifique et technique et du Comité socio-économique, Athènes (Grèce), 03-08/04/1995. Disponible sur Internet : [http://195.97.36.231/acrobatfiles/95WG89\\_Inf5\\_Fre.pdf](http://195.97.36.231/acrobatfiles/95WG89_Inf5_Fre.pdf), [consulté le 23/06/2010].
- Projecte LIFE emyster. *LIFE 1999-2004: "Restoration and arrangement of ponds and coastal systems in the Baix Ter"*. Torroella de Montgrí-l'Estartit City Council, City Council de Pals, University of Girona, Fundació Territori i Paisatge, Ministry of the Environment and Housing (Government of Catalonia), Diputation of Girona, Consorci de la Costa Brava and Private institutions. Disponible sur Internet : <http://www.lifeemyster.com/eng/projecte-life-anterior.php>, [consulté le 19/05/2010].
- Quintana X., Gesti J., Badosa A., 2004. *Restauración y ordenación de las lagunas y de los sistemas costeros del bayo Ter. Proyecto LIFE naturaleza BA - 3200/1999/00 6386. Informe final de actividad*. Girona (Espagne), Universidad de Girona, 68 p.
- Refes W., 1994. *Contribution à la connaissance de la population de Ruditapes decussatus (Linnaeus, 1758) du lac Mellah: dynamique de la population et exploitation*. Thèse de magistère en océanographie biologique, ISMAL (Institut des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral), Alger, 197p. (extraits).
- Réseau de suivi lagunaire du Languedoc-Roussillon, 2008 a. Étang de Bages-Sigean. Ch. 5. In : *Bilan des résultats 2007*. Montpellier, Direction de l'Environnement et de l'Aménagement Littoral, Laboratoire Environnement - Ressources du Languedoc-Roussillon, pp. 89-116. Disponible sur Internet <http://rsl.cepralmar.com/doc/RSL-07-5.pdf>, [consulté le 15/06/2010].
- Réseau de suivi lagunaire du Languedoc-Roussillon, 2008 b. Annexes. Ch. 14. In : *Bilan des résultats 2007*. Montpellier, Direction de l'Environnement et de l'Aménagement Littoral, Laboratoire Environnement - Ressources du Languedoc-Roussillon, pp. 329-363. Disponible sur Internet : <http://rsl.cepralmar.com/doc/RSL-07-14.pdf>, [consulté le 21/06/2010].
- Réseau de suivi lagunaire du Languedoc-Roussillon, 2008 c. Étang de l'Or. Ch. 12. In : *Bilan des résultats 2007*. Montpellier, Direction de l'Environnement et de l'Aménagement Littoral, Laboratoire Environnement - Ressources du Languedoc-Roussillon, pp. 281-298. Disponible sur Internet <http://rsl.cepralmar.com/doc/RSL-07-12.pdf>, [consulté le 24/06/2010].
- Réseau de suivi lagunaire du Languedoc-Roussillon, 2008 d. Étangs palavasiens. Ch. 11. In : *Bilan des résultats 2007*. Montpellier, Direction de l'Environnement et de l'Aménagement Littoral, Laboratoire Environnement - Ressources du Languedoc-Roussillon, pp. 237-276. Disponible sur Internet <http://rsl.cepralmar.com/doc/RSL-07-11.pdf>, [consulté le 24/06/2010].
- Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon, 2008 e. *Les étangs Palavasiens, résultats 2007 – carte interactive*. Montpellier (France), Cépralmar. Disponible sur Internet : <http://rsl.cepralmar.com/sites/c09/2007.html>, [consulté le 24/06/2010].
- Réseau de suivi lagunaire du Languedoc-Roussillon, 2008 f. Étang de Salses-Leucate. Ch. 3. In : *Bilan des résultats 2007*. Montpellier, Direction de l'Environnement et de

- l'Aménagement Littoral, Laboratoire Environnement - Ressources du Languedoc-Roussillon, pp. 35-62. Disponible sur Internet <http://rsl.cepralmar.com/doc/RSL-07-3.pdf>, [consulté le 24/06/2010].
- Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon, 2008 g. *L'étang de Salses-Leucate, résultats 2007 – carte interactive*. Montpellier (France), Cépralmar. Disponible sur Internet : <http://rsl.cepralmar.com/sites/c02/2007.html>, [consulté le 24/06/2010].
- Réseau de suivi lagunaire du Languedoc-Roussillon, 2004. Étang de Bages-Sigean. Ch. 5. In : *Bilan des résultats 2003*. Montpellier, Direction de l'Environnement et de l'Aménagement Littoral, Laboratoire Environnement - Ressources du Languedoc-Roussillon, pp. 93-126. Disponible sur Internet : <http://rsl.cepralmar.com/doc/RSL-03-5.pdf>, [consulté le 15/06/2010].
- Rezgui A., Ben Maiz N. et Moussa M., 2008. Fonctionnement hydrodynamique et écologique du lac Nord de Tunis par modélisation numérique. *Revue des Sciences de l'Eau*, 21 (3), 349-361.
- Rezgui A., Ben Maiz N. et Moussa M., 2007. Etude du fonctionnement hydrodynamique et de l'évolution morphologique du Lac Nord de Tunis. In : *Les littoraux entre nature et société. Actes du Colloque*, Tunis (Tunisie). Tunis (Tunisie) Sahar & ENS (édition), pp. 45-64.
- Runca E., Bernstein A. G., Postma L., Di Silvio G., 1996. The framework of analysis to evaluated environmental measures in the Venice lagoon. *Active protection and water flow restoration of the Venice lagoon*, Monographic Supplement to the Quaderni Trimestrali, pp. 55-70. Disponible sur Internet : <http://www.salve.it/uk/banchedati/f-letteratura.htm>, [consulté le 14/06/2010].
- SAFEGE Ingénieurs Conseils, 2009. *Étude de faisabilité de la transplantation expérimentale de zostères dans l'étang de Berre – rapport final*. Nanterre (France), SAFEGE Ingénieurs Conseils, 63 p.
- « Save the Bay », 2010 a. *Eelgrass restoration*. Providence (Rhode Island, États-Unis), Save The Bay, Inc. Disponible sur Internet : <http://www.savebay.org/Page.aspx?pid=264>, [consulté le 25/05/2010].
- « Save the Bay », 2010 b. *2006-2007 State of the Bay*. Providence (Rhode Island, États-Unis), Save The Bay, Inc. Disponible sur Internet : <http://www.savebay.org/Page.aspx?pid=322>, [consulté le 24/06/2010].
- « Save the Bay », 2010 c. *Eelgrass restoration site description and results*. Providence (Rhode Island, États-Unis), Save The Bay, Inc. Disponible sur Internet : <http://www.savebay.org/Page.aspx?pid=761>, [consulté le 24/06/2010].
- « Save the Bay », 2010 d. *View a slide show of an eelgrass harvest at Kings Beach and transplant at Sauga Point, North Kingstown, by Save The Bay staff and volunteers..* Providence (Rhode Island, États-Unis), Save The Bay, Inc. Disponible sur Internet : <http://www.savebay.info/images/EelgrassSS/MayJune04SS.asp>, [consulté le 24/06/2010].

- Séon A., Dioudonnat M., Walleart V., Tourret J.-C., 2010. *Les autorités locales et régionales dans la nouvelle gouvernance méditerranéenne*. Marseille, Institut de la Méditerranée, 85 p.
- SIBOJAÏ, 2009 a. *Bienvenue sur le site Web du Syndicat Intercommunal du Bolmon-Jaï*. Châteauneuf-lès-Martigues (France), Syndicat intercommunal du Bolmon-Jaï. Disponible sur Internet : <http://sibojai.olymp-network.com/index.html>, [consulté le 10/09/2010].
- SIBOJAÏ, 2009 b. *Sites protégés de l'étang de Bolmon et de ses espaces naturels et agricoles périphériques. Rapport d'activité année 2009*. Châteauneuf-lès-Martigues (France), Syndicat intercommunal du Bolmon-Jaï, 24 p.
- SIBOJAÏ, 2009 c. *Plan de gestion du site de Bolmon – Période 2010/2015*. Châteauneuf-lès-Martigues (France), Syndicat intercommunal du Bolmon-Jaï, 108 p.
- SIEL, 2010. *SIEL Syndicat des Étangs Littoraux – visite d'études du comité marocain*. Frontignan, SIEL, 24 p. [Diffusé le 15/06/2010].
- SIEL, 2007 a. *Dossier global de restauration hydraulique des passes inter étangs - Périmètre des étangs palavasiens, département de l'Hérault. Dossier de déclaration de travaux au titre de la Loi sur l'Eau*. Frontignan (France), Syndicat Mixte des Étangs Littoraux (SIEL), 94 p.
- SIEL, 2007 b. *Dossier global de restauration hydraulique des passes entre les étangs et le canal du Rhône à Sète - Périmètre des étangs palavasiens, département de l'Hérault. Dossier de déclaration de travaux au titre de la Loi sur l'Eau*. Frontignan (France), Syndicat Mixte des Étangs Littoraux (SIEL), 113 p.
- SMBT, 2010. *La gestion intégrée de la lagune de Thau et de son territoire*. Balaruc-les-Bains (France), Syndicat Mixte du Bassin de Thau, 59 p. [Diffusé le 14/06/2010].
- SMBT, 2009. *Bilan/évaluation du Contrat Qualité de la lagune de Thau - Dossier de synthèse*. Balaruc-les-Bains (France), Syndicat Mixte du Bassin de Thau, 33 p. Disponible sur Internet, cf. [http://smbt.teledetection.fr/index.php?option=com\\_content&task=view&id=54&Itemid=186](http://smbt.teledetection.fr/index.php?option=com_content&task=view&id=54&Itemid=186)
- SMBT a. *Accueil - Syndicat Mixte du Bassin de Thau*. Balaruc-les-Bains (France), Syndicat Mixte du Bassin de Thau. Disponible sur Internet : <http://www.smbt.fr/>.
- SMBT b. *Carthotèque* Balaruc-les-Bains (France), Syndicat Mixte du Bassin de Thau. Disponible sur Internet : [http://smbt.teledetection.fr/index.php?option=com\\_content&task=view&id=43&Itemid=164](http://smbt.teledetection.fr/index.php?option=com_content&task=view&id=43&Itemid=164).
- SMBVA, 2010. *Le Syndicat Mixte de la Basse Vallée de l'Aude*. Béziers (France), Syndicat Mixte de la Basse Vallée de l'Aude. Disponible sur Internet : <http://www.smbva.fr/>, [consulté le 25/06/2010].



- SMBVA, 2008. *Gestion des espaces naturels de la basse vallée de l'Aude - Bilan d'activités 2005-2008*. Béziers (France), Syndicat Mixte de la Basse Vallée de l'Aude, 69 p. Disponible sur Internet : <http://www.smbva.fr/-medias/pdf/bilan-dactivites-smbva-2005-2008.pdf>, [consulté le 25/06/2010].
- Société Aquascop et association « les écologistes de l'Euzière », 2007. *Gestion du rejet de la nouvelle station d'épuration de Mauguio – étude diagnostic et propositions de gestion de la zone humide*. Mauguio (France), SIVOM de l'étang de l'Or, 69 p.
- Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group, 2004. *The SER International Primer on Ecological Restoration*. [www.ser.org](http://www.ser.org) & Tucson : Society for Ecological Restoration International.
- Souchu P., Bec B., Smith V. H., Laugier T., Fiandrino A., Benau L., Orsoni V., Collos Y., Vaquer A., 2010. Patterns in nutrient limitation and chlorophyll a along an anthropogenic eutrophication gradient French Mediterranean coastal lagoons. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67, 743 - 763.
- SPLT, 2010. *Le Projet du Lac Nord*. Tunis (Tunisie), Société de Promotion du Lac de Tunis. Disponible sur Internet : <http://www.splt.com.tn/>.
- Spyratos V., 2008. *Strategic diagnosis of the environmental management of Amvrakikos wetlands in Greece, with emphasis on their water requirements*. Mémoire de stage de fin d'études pour obtenir le diplôme de post-master de l'ENGREF en Gestion de l'Eau, ENGREF (École Nationale du Génie Rural et des Eaux et Forêts), Montpellier, 181 p.
- Sugimoto K., Hiraoka K., Ohta S., Niimura Y., Terawaki T., Okada M., 2007. Effects of ulvoid (*Ulva* spp.) accumulation on the structure and function of eelgrass (*Zostera marina* L.) bed. *Marine Pollution Bulletin*, 54, 1582-1585.
- SYMBO, 2010. *SYMBO – Syndicat mixte du Bassin de l'Or*. Lunel, Syndicat Mixte du Bassin de l'Or. Disponible sur Internet : <http://www.etang-de-l-or.com/>
- Syndicat mixte RIVAGE, 2008. *Bilan à mi-parcours 2008. 2<sup>ème</sup> contrat de l'étang de Salses-Leucate 2006-2010*. Leucate, syndicat mixte RIVAGE, Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée et Région Languedoc-Roussillon, 56 p.
- Système d'Information sur l'Eau du bassin Rhône-Méditerranée, [mis à jour le 24/02/2010]. *Etang d'Urbino* DREAL Rhône-Alpes et Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée et Corse. Disponible sur Internet : [http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:xG6dVQN5cwYJ:sierm.eaurmc.fr/rlm/infos-generales/zones-homogenes/zone\\_36.php+%C3%A9tang+d'Urbino+eutrophisation&cd=1&hl=fr&ct=clnk&gl=fr](http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:xG6dVQN5cwYJ:sierm.eaurmc.fr/rlm/infos-generales/zones-homogenes/zone_36.php+%C3%A9tang+d'Urbino+eutrophisation&cd=1&hl=fr&ct=clnk&gl=fr), [consulté le 01/07/2010].
- Tamaki H., Tokuoka M., Nishijima W., Terawaki T., Okada M., 2002. Deterioration of eelgrass, *Zostera marina* L., meadows by water pollution in Seto Inland Sea, Japan. *Marine Pollution Bulletin*, 44, 1253-1258.

- Terawaki T., Dan A., Moriguchi A., Kawasaki Y., Okada M., 1999. Technical review on *Zostera* bed restoration in Japan. In : *Proceedings of the Second Joint Meeting on "the Coastal Environmental Science and Technology (CEST) Panel of the United States-Japan Cooperative Program in Natural Resources (UJNR)"* , Silver Spring, Maryland, et Charleston, South Carolina, (États-Unis), 25-29/10/1999. pp. 216-230.
- Theocharis M., Arapis T. et Zogaris S., 2004. Engineering the restoration of a coastal freshwater wetland: a sluice-and-canal scheme in Rodia Swamp, Amvrakikos, Greece. Disponible sur Internet : <http://crprod.teiep.gr/theoxar/fakelos/06AgEng2004BELGIUM/14FinalPaper2-7-2004.doc>, [consulté le 17/06/2010].
- Tourret J.-C., Amale D., Ben Khelil S., Haj-Ibrahim R., Kourta D., Letort A.-V., Melki R., Pelleau A., Péloponèse J., Souhi S., Sissaoui S., 2005. *Les villes méditerranéennes dix ans après Barcelone*. Marseille, Institut de la Méditerranée, 77 p. Disponible sur Internet : [http://www.euromedina.org/bibliotheque\\_fichiers/Doc\\_barcelone1\\_fr.pdf](http://www.euromedina.org/bibliotheque_fichiers/Doc_barcelone1_fr.pdf), [consulté le 04/05/2010].
- Unité des Ecosystèmes Naturels de l'ANPE, 2009. *Rapport sur le suivi scientifique au parc national de l'Ichkeul – année 2007-2008*. Ariana, Agence Nationale de Protection de l'Environnement, Ministère de l'Environnement et du Développement Durable de la République Tunisienne, 83 p. Disponible sur Internet : <http://www.anpe.nat.tn/images/stories/pdf/ichkeul0708.PDF>, [consulté le 04/05/2010].
- United States Environmental Protection Agency, 2008. Health of Narragansett Bay for Human Use. Ch. 9. In : United States Environmental Protection Agency, 2008, *National Coastal Condition Report III*. Washington, United States Environmental Protection Agency, pp. 249-266. Disponible sur Internet : [http://www.epa.gov/owow/oceans/nccr3/pdf/chapter9\\_narra\\_bay.pdf](http://www.epa.gov/owow/oceans/nccr3/pdf/chapter9_narra_bay.pdf), [consulté le 24/06/2010].
- Van Beusekom, J.E.E. 2006. Eutrophication Proxies in the Wadden Sea: Regional Differences and background Concentrations. In: *Monitoring and Assessment in the Wadden Sea. Proceedings from the 11. Scientific Wadden Sea Symposium*, Esbjerg (Danemark), 04-08/04/2005. Laursen, K. (Ed.), NERI Technical Report No. 573, pp. 45-51.
- Vandenbroeck J. et Ben Charrada R., 2001. Restoration and Development Project of the South Lake of Tunis and its Shores. *Terra et Aqua*, 85, 2-12.
- van der Graaf S., Jonker I., Herlyn M., Kohlus J., Fogh Vinther H., Reise K., de Jong D., Dolch T., Bruntse G., de Vlas J., 2009. *Seagrass. Thematic Report No. 12*. Wilhelmshaven (Allemagne), Marencic, H. & de Vlas, J. (Eds.), 20 p. Quality Status Report 2009. WaddenSea Ecosystem No. 25.
- van Katwijk M.M., 2003. Reintroduction of eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Dutch Wadden Sea: a research overview and management vision. In : *Challenges to the Wadden Sea. Proceedings of the 10th International Scientific Wadden Sea Symposium*, Groningen (Pays-Bas), 31/10-3/11/2000. Wolff W.J., Essink K., Kellermann A. & van Leeuwe M.A. (eds), pp. 173-197.

- van Katwijk M. M., Hermus D. C. R., 2000. Effects of water dynamics on *Zostera marina*: transplantation experiments in the intertidal Dutch Wadden Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 208, 107-118.
- Viaroli P. et Giordani G., 2001. Valli di Comacchio. In : *Estuarine Systems of The Mediterranean and Black Sea Region. Actes du sixième atelier organisé par « Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone » (LOICZ)*. Athènes (Grèce), 05-08/02/2001. pp. 46-49.
- Viaroli P., Giordani G., Cattaneo E., Zaldívar J.M., Murray C.N., Fano E.A., Castaldelli G., Bencivelli S. *Sacca di Goro – Italy*. Venise (Italie), LaguNet, 2 p. Disponible sur Internet : <http://www.dsa.unipr.it/lagunet/infosheet/02-goro.pdf>.
- Viaroli P., Giordani G., Bartoli M., Naldi M., Azzoni R., Nizzoli D., Ferrari I., Zaldívar Comenges J.M., Bencivelli S., Castaldelli G., E.A. Fano, 2006. The Sacca di Goro Lagoon and an Arm of the Po River. *The Handbook of Environmental Chemistry*, 5, (Partie H), 197-232.
- Viaroli P., Giordani G., Cattaneo E., Zaldívar J.M et Murray C.N., 2001. Sacca di Goro Lagoon. In : *Estuarine Systems of The Mediterranean and Black Sea Region. Actes du sixième atelier organisé par « Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone » (LOICZ)*. Athènes (Grèce), 05-08/02/2001. pp. 36-45.
- VIMS, 2010. *SAV in Chesapeake Bay and Coastal Bay – restoration*. Gloucester Point, Virginia (États-Unis), Virginia Institute of Marine Science. Disponible sur Internet : <http://web.vims.edu/bio/sav/restoration/index.html>, [consulté le 21/05/2010].
- Water Environment Department, Ministry of the Environment. *Water Quality for Enclosed Water Bodies in Japan 2001*, Tokyo (Japon), Ministry of the Environment. Disponible sur Internet : [http://www.emecs.or.jp/01cd-rom/top\\_e.html](http://www.emecs.or.jp/01cd-rom/top_e.html), [consulté le 25/06/2010].
- Yamamuro M., Hiratsuka J.-I., Ishitobi Y., Hosokawa S., et Nakamura Y., 2006. Ecosystem Shift Resulting from Loss of Eelgrass and Other Submerged Aquatic Vegetation in Two Estuarine Lagoons, Lake Nakaumi and Lake Shinji, Japan. *Journal of Oceanography*, 62, 551-558.
- Zaouali J., 2009. *Rapport de fin de garantie de la qualité de l'environnement aquatique*. Tunis – Mahrajène (Tunisie), Institut National Agronomique de Tunis, 20 p.

#### Textes officiels et réglementaires :

- Directive n° 2000/60/CE du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Disponible sur Internet : <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2000:327:0001:0072:FR:PDF>, [consulté le 29/06/2010].
- Law No. 148, December 11, 2002, for the Promotion of Nature Restoration. Ministère de l'Environnement, gouvernement du Japon. Disponible sur Internet :

[http://www.env.go.jp/nature/saisei/network/law/data/law4\\_1\\_4\\_b.pdf](http://www.env.go.jp/nature/saisei/network/law/data/law4_1_4_b.pdf), [consulté le 26/05/2010].

Basic Policy for Nature Restoration. Ministère de l'Environnement, gouvernement du Japon. Disponible sur Internet :

[http://www.env.go.jp/nature/saisei/network/law/data/l4\\_2\\_1e.pdf](http://www.env.go.jp/nature/saisei/network/law/data/l4_2_1e.pdf), [consulté le 26/05/2010].

Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux 2010-2015, Bassin Rhône Méditerranée. Approuvé par le Préfet coordonnateur de bassin le 20 novembre 2009.

### **Personnes ressources :**

Abdelrehim A., Centre for Environment and Development for the Arab Region and Europe (CEDARE) (Le Caire, Égypte). Entretien le 16/06/2010 lors de l'atelier régional sur *la gestion des lagunes méditerranéennes : la problématique des apports hydriques d'origine tellurique* organisé par l'Institut Méditerranéen de l'Eau à Marseille.

Alexandre M., Thau Agglomération, Natura 2000, Syndicat Mixte du Bassin de Thau (SMBT) (Balaruc-les-Bains, France). Entretien téléphonique le 08/06/2010.

Athanasios E., Democritus University of Thrace, Department of Primary Education, Division of Science & Mathematics, Laboratory of Environmental Research & Education (Alexandroupolis, Grèce). Correspondance électronique le 03/06/2010.

Aronson J., Centre d'Écologie Fonctionnelle et Évolutive, CNRS (Montpellier, France).

Baccar L., Eco-Ressources International (Ariana, Tunisie). Correspondance électronique les 12 et 17/05/2010 et 10 et 16/06/2010.

Balaguer L., chercheur à la Faculté de Biologie de l'Universidad Complutense de Madrid (Espagne). Entretien les 21, 22 et 23/04/2010, correspondance électronique le 20/05/2010.

Barelos D., Amvrakikos Wetlands Management Body (Αρτα, Grèce). Correspondance électronique les 11 et 12/05/2010, 16/06/2010 et 20/07/2010.

Benau L., Parc Naturel Régional de la Narbonnaise (Narbonne, France). Entretien téléphonique le 03/06/2010.

Ben Maïz, N., Directeur de l'exploitation du Lac, Société de Promotion du Lac Nord de Tunis. Entretien le 16/06/2010 lors de l'atelier régional sur *la gestion des lagunes méditerranéennes : la problématique des apports hydriques d'origine tellurique* organisé par l'Institut Méditerranéen de l'Eau à Marseille.

Ben Youssef S., Faculté des Sciences de Tunis (Tunis, Tunisie); Correspondance électronique le 30/05/2010.

- Bernard G., chargé de mission scientifique au Groupement d'Intérêt Public pour la Réhabilitation de l'Étang de Berre (Berre l'Étang, France).
- Camacho A., Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva & Departamento de Microbiología y Ecología, Universitat de València, (Valencia, Espagne). Correspondance électronique les 14/05/2010 et 28/06/2010.
- Cases L., Syndicat Mixte du Bassin de l'Or (Lunel, France). Correspondance électronique les 25/06/2010 et 01/07/2010.
- Cecconi G., responsable du service d'ingénierie, Consorzio Venezia Nuova (Venezia, Italie). Correspondance électronique le 14/04/2010.
- Claeys F., élève de l'École Normale Supérieure de Paris (Paris, France), stagiaire au GIPREB du 01/06/2010 au 31/07/2010, sous la tutelle de James Aronson, chercheur au Centre d'Écologie Fonctionnelle et Évolutive, CNRS de Montpellier (France) et de Philippe Picon, directeur du Groupement d'Intérêt Public pour la Réhabilitation de l'étang de Berre.
- Collado Rosique P., Parque Natural de la Albufera de Valencia (Valencia, Espagne). Entretien lors de la visite de la Dehesa le 22/04/2010.
- Como S., Ifremer (La Rochelle, France). Correspondance électronique le 17/05/2010.
- Crespo B., technicien, garde du littoral, SMBVA (Syndicat Mixte d'aménagement et de développement de la Basse Vallée de l'Aude) (Béziers, France). Entretien téléphonique le 29/06/2010.
- Cunha A.H., Coordinateur exécutif du projet LIFE-BIOMARES, Centro de Ciências do Mar, Universidade do Algarve (Faro, Portugal). Correspondance électronique le 08/07/2010.
- Daloz A., Cépralmar (Montpellier, France). Entretien téléphonique fin avril 2010.
- Daoudi M., Institut Nationale de Recherche Halieutique (Laâyoune, Maroc). Correspondance électronique le 07/05/2010.
- de Wit, R., chercheur au CNRS, laboratoire ECOLAG (écosystèmes lagunaires), université de Montpellier II (Montpellier, France). Entretien le 07/05/2010.
- Fano E.A., Dipt. Biologia ed Evoluzione, Università di Ferrara (Ferrara, Italie). Correspondance électronique les 15/04/2010 et 25/06/2010.
- Fatine N., Fondation Mohammed VI pour la Protection de l'Environnement (FM6E) (Rabat, Maroc). Entretien le 16/06/2010 lors de l'atelier régional sur *la gestion des lagunes méditerranéennes : la problématique des apports hydriques d'origine tellurique* organisé par l'Institut Méditerranéen de l'Eau à Marseille.

- Flaux C., Centre européen de recherche et d'enseignement des géosciences de l'environnement (Aix-en-Provence, France). Correspondance électronique le 12/05/2010.
- Fonbonne S., association VERSeau Développement (Valorisation des Études et Recherches dans les Sciences de l'Eau). Entretien le 16/06/2010 lors de l'atelier régional sur *la gestion des lagunes méditerranéennes : la problématique des apports hydriques d'origine tellurique* organisé par l'Institut Méditerranéen de l'Eau à Marseille.
- Gilabert J., Department of Chemical and Environmental Engineering, Technical University of Cartagena (Cartagena, Espagne). Entretien le 16/06/2010 lors de l'atelier régional sur *la gestion des lagunes méditerranéennes : la problématique des apports hydriques d'origine tellurique* organisé par l'Institut Méditerranéen de l'Eau à Marseille. Correspondance électronique les 22/07/2010, 07 et 25/08/2010.
- Giordani G., Department of Environmental Sciences, University of Parma (Parma, Italie). Correspondance électronique le 07/05/2010.
- Grisel R., chargé de mission contrat d'étang au Groupement d'Intérêt Public pour la Réhabilitation de l'Étang de Berre (Berre l'Étang, France).
- Guennou Y., chargée d'études Natura 2000 et espaces naturels, SMBVA (Syndicat Mixte d'aménagement et de développement de la Basse Vallée de l'Aude) (Béziers, France). Entretien téléphonique le 28/06/2010.
- Hacini N., Centre Universitaire d'El Tarf (El Tarf, Algérie). Correspondance électronique le 05/05/2010 et entretien le 07/05/2010.
- Haffane M., retraité de l'Administration marocaine. Correspondance électronique le 11/05/2010.
- Hatfield C., U.S. Army Corps of Engineers (Concord, Maryland, États-Unis). Correspondance électronique le 25/05/2010.
- Ibàñez Martí C., coordinateur du programme des Ecosystèmes Aquatiques, IRTA (Institut i Recerca i Tecnologia Agroalimentàries (Sant Carles de la Ràpita, Espagne). Correspondance électronique les 12/05/2010 et 22/06/2010.
- Katsavouni S., The Greek Biotope / Wetland Center (EKBY) (Athènes, Grèce). Correspondance électronique les 28/04/2010 et 03/05/2010.
- Kennou H., directeur exécutif de l'Institut Méditerranéen de l'Eau (IME) (Marseille, France). Entretien le 09/06/2010.
- Koutrakis M., Chercheur ichtyologue, Fisheries Research Institute, National Agricultural Research Foundation (Kavala, Grèce). Correspondance électronique le 16/04/2010.
- Kunii K., Research Center for Coastal Lagoon Environments (Matsue, Japon). Correspondance électronique les 26/05/2010 et 01/06/2010. Correspondance postale le 27/05/2010.

La Piscifactoría de El Palmar, (El Palmar, Espagne). Entretiens et visite le 23/04/2010.

Lafont S., Syndicat Mixte des Etangs Littoraux (Frontignan, France). Entretien le 28/04/2010.

Lassalle M., biologiste et coordinateur de la gestion de Tancat de la Pipa (Valencia, Espagne). Entretien lors de la visite de Tancat de la Pipa le 22/04/2010, correspondance électronique les 27 et 28/04/2010, 18/05/2010, 17/06/2010, 03 et 24/08/2010.

Laugier T., Ifremer (Sète, France). Entretien le 28/04/2010 et entretien téléphonique le 08/06/2010.

Le Corre, É., chargée de mission communication au Groupement d'Intérêt Public pour la Réhabilitation de l'Étang de Berre (Berre l'Étang, France).

Lenzi M., Laboratorio di Ecologia Lagunare e Acquacoltura (Orbetello, Italie). Correspondance électronique les 13/04/2010, 11, 22, 24/06/2010 et 23/07/2010. Entretiens les 06 et 07/09/2010 lors de la visite de terrain de la lagune d'Orbetello.

Mammeria A., Centre Universitaire d'El-Tarf, département de biologie (El Tarf, Algérie). Correspondance électronique le 04/05/2010.

Martinetti A., Conservatoire du littoral (Bastia, France). Correspondance électronique le 11/05/2010 et entretien téléphonique le 15/06/2010.

Mayot N., chargé d'études techniques au Groupement d'Intérêt Public pour la Réhabilitation de l'Étang de Berre (Berre l'Étang, France).

Mogias A. E., Democritus University of Thrace, Department of Primary Education, Division of Science & Mathematics, Laboratory of Environmental Research & Education (Alexandroupolis, Grèce). Correspondance électronique le 03/06/2010.

Moussa M., professeur à l'ENIT (École Nationale d'Ingénieurs de Tunis), (Tunis, Tunisie). Correspondance électronique le 14/05/2010.

Mzoughi I., Faculté des Sciences de Tunis (Tunis, Tunisie). Correspondance électronique le 16/05/2010.

Obrador B., Departament d'Ecologia, Facultat de Biologia. Universitat de Barcelona (Barcelona, Espagne). Correspondance électronique les 18 et 25/05/2010.

Omari Alaoui H., Fondation Mohammed VI pour la protection de l'Environnement, Unité de gestion du projet d'appui à la mise en œuvre d'un plan de dépollution et de protection de la lagune de Nador. Ingénieur agronome, paysagiste. Entretien le 17/06/2010, lors de la visite de l'étang de Berre par la délégation marocaine, suite à l'atelier régional sur *la gestion des lagunes méditerranéennes : la problématique des apports hydriques d'origine tellurique* organisé par l'Institut Méditerranéen de l'Eau à Marseille.

Petit S., chargée Natura 2000 au Syndicat Intercommunal pour la Sauvegarde de l'Étang de Berre (Berre l'Étang, France).

- Picon P., directeur du Groupement d'Intérêt Public pour la Réhabilitation de l'Étang de Berre (Berre l'Étang, France).
- Prégent G., équipe « écosystèmes littoraux », Université de Corse (Corte, France). Correspondance électronique le 19/04/2010.
- Quintana X., Instituto de Ecología Acuática y Depto. de Ciencias Ambientales, Universidad de Girona (Girona, Espagne). Correspondance électronique les 04, 08 et 10/06/2010.
- Refes W., professeur à l'École Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral (ENSSMAL) (Alger, Algérie). Correspondance électronique les 06/05/2010, 21/05/2010 et 14/06/2010.
- Reizopoulou S., Hellenic Centre for Marine Research, Institute of Oceanography (Anavyssos Attiki, Grèce). Correspondance électronique le 07/05/2010.
- Rismondo A., project manager sr., Laboratorio benthos (Venise, Italie). Correspondance électronique le 14/06/2010.
- Robert J., chargé de mission Natura 2000, syndicat mixte RIVAGE. Entretien téléphonique le 24/06/2010.
- Spyratos V., Ingénieur du Génie Rural des Eaux et des Forêts, Bureau de l'Ecologie des Milieux Aquatiques, Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de la mer (Paris, France). Correspondance électronique les 13, 15 et 16/04/2010.
- Tagliapietra D., Institute of Marine Science - National Research Council (Venise, Italie), Coordinator of the Long Term Ecological Research Site "Lagoon of Venice". Correspondance électronique le 14/06/2010.
- Terawaki T., responsable de la division "Environmental Chemistry", National Research Institute of Fisheries and Environment of Inland Sea (Hiroshima, Japon). Correspondance électronique les 25/05/2010, 01 et 07/07/2010 ; correspondance postale le 01/07/2010.
- Thiebault E., Contrat Qualité, Management environnemental, Syndicat Mixte du Bassin de Thau (SMBT), (Balaruc-les-Bains, France). Entretien téléphonique le 07/06/2010.
- Tzovenis I., Ecology & Systematics Laboratory, Biology Department., University of Athens, (Zografou, Grèce). Correspondance électronique les 11 et 12/05/2010.
- Ülgen H., Senior Conservation Officer (Founding Member), Nature Conservation Centre (Ankara, Turquie). Correspondance électronique le 13/05/2010.
- van Katwijk M.M., Dep. of Environmental Science, Radboud University Nijmegen (Nijmegen, Pays-Bas). Correspondance électronique les 18 et 19/05/2010.
- Zaouali J., Institut National Agronomique de Tunis (INAT), (Tunis- Mahrajène, Tunisie). Correspondance électronique les 03 et 04/05/2010.



## **Crédits iconographiques**

Les fonds de carte utilisés pour la localisation à grande échelle des lagunes proviennent de la Cartothèque du site de l'Académie d'Aix-Marseille, histoire géographique

[disponible sur Internet à l'adresse suivante : <http://histgeo.ac-aix-marseille.fr/carto/>, consulté le 01/06/2010].

Les fonds de carte utilisés pour la localisation des lagunes par pays proviennent du site d-maps.com.

[disponible sur Internet à l'adresse suivante : <http://d-maps.com/>, consulté le 02/06/2010].

## **ANNEXES :**

Annexe 1 : tableau récapitulatif de l'ensemble des sites lagunaires étudiés.

Annexe 2 : tableau récapitulatif des opérations de restauration sur les sites étudiés et évaluation des résultats.

Annexe 3 : fiches-lagunes des sites étudiés.

## ANNEXE 1

Tableau récapitulatif de l'ensemble des sites lagunaires étudiés.

Nom	Pays	Superficie (ha)	Profondeur moyenne (m)	Gestion/ restauration	État	Problème	Type de restauration
Albufera de Valencia	Espagne	~ 2 800	1	Parc Naturel de l'Albufera niveau d'eau : Conseil d'administration de la Communauté des eaux de drainage d'Albufera	dégradé	eutrophisation	filtration sur macrophytes d'une partie d'un affluent (projet pilote)
						turbidité	restauration des zones humides : sources d'eau douce
						diminution faune	
El Mellah	Algérie	860	3,5	Parc Naturel D'El Kala	assez peu dégradé	bouchage du chenal reliant à la mer	rectification du profil du chenal
golfe d'Amvrakikos	Grèce	golfe : 40000	2		assez peu dégradé	golfe : stratification et hypoxie des fonds	restauration de conditions abiotiques et de structure d'habitat appropriées dans certains lagunes
		lagunes : > 6 000				lagunes : changements hydrauliques importants (confinement), sur-exploitation	
Bages Sigean	France	3 700	1,3	Parc naturel régional de la Narbonnaise	bien restauré	eutrophisation	diminution des apports (stations d'épuration)
						pollution chimique	expérience de transplantation de <i>Z. noltii</i> amélioration de la circulation de l'eau
Baix Ter	Espagne	faible (qq ha)	~ 1		dégradé	eutrophisation	dragage et élimination de quantités de boue
						fragmentation	diminution des apports (création d'une zone humide en amont)
						confinement	création de nouvelles lagunes pérennes
Berre	France	15 500	6	GIPREB	dégradé	pollution chimique	mise en place de normes strictes de rejets industriels
						eutrophisation	réduction des apports d'origine domestique (mise aux normes des stations d'épuration du bassin versant naturel)
						confinement	restriction des quotas d'eau turbinée par la centrale EDF et "lissage" des rejets
							expérience de transplantation de zostères
Bolmon	France	578	1,5	SIBOUAI	dégradé	forte eutrophisation	assainissement (nouvelle station d'épuration de Vitrolles)
						contamination chimique (PCB, métaux lourds)	projet de réouverture du tunnel du Rove : augmentation de la circulation d'eau
Boughrara	Tunisie	50 000	5	domaine public maritime	en dégradation	eutrophisation	élargissement de la communication avec la mer
Chesapeake Bay	USA	1 160 000	6,4	Chesapeake Bay Program	assez dégradé	eutrophisation	gestion et restauration intégrée de la baie et du bassin versant
						+ autres problèmes : contaminants chimiques, espèces invasives, urbanisation...	restauration des phanérogames : transplantation à grande échelle, protection des herbiers existants, augmentation de la transparence de l'eau, sensibilisation
Urbino	France	790	5	Conservatoire du littoral		confinement	curage périodique du grau
Delta de l'Ebre (Encanyissada)	Espagne	550	0,8	Parc Naturel du Delta de l'Ebre	dégradé	eutrophisation	régulation des entrées d'eau douce
						baisse de la population de poissons et de la couverture de macrophytes	aération des sédiments
Drana	Grèce	660	peu profonde			assèchement artificiel	remise en eau

Nom	Pays	Superficie (ha)	Profondeur moyenne (m)	Gestion/ restauration	État	Problème	Type de restauration
Estuaire de Fushino	Japon	1 700 - 1 800		gouvernement local : préfectoral		dégradation de l'écosystème :	amélioration des conditions du sol dans les "tidal flats" pour y cultiver des bivalves
						diminution d'espèces (poissons, bivalves, oiseaux) et d'habitats (herbiers, "plats tidaux")	récolte et semis de graines de zostères
Ghar el Melh	Tunisie	2 850	0,8	domaine public maritime	dégradé	dégradation de la qualité des eaux et des sédiments (lagune hypertrophique)	dragage de la passe
						chute de la richesse biologique et réduction	étude de la lagune, proposition d'une solution
lac Ichkeul	Tunisie	9 000	1	parc National de l'Ichkeul	assez peu dégradé	diminution des apports d'eau douce la baisse de la salinité menace la faune (oiseaux migrateurs)	gestion des ouvrages hydrauliques (écluse) et des apports d'eau douce
				Agence Nationale de Protection de l'Environnement (ANPE)			
Mar Menor	Espagne	13 500	3,5		en dégradation	augmentation de la concentration de nutriments	mise en place de stations d'épuration, collecte des eaux agricoles
						problème potentiel d'eutrophisation modifications de l'écosystème	
Mariout	Egypte	6 600	0,9 - 1,5 m	plusieurs institutions sont impliquées	très dégradé	hypereutrophisation	plusieurs projets et plans d'action, dont le projet ALAMIM
						métaux lourds et contaminants chimiques contamination des sédiments comblement du lac	
Nador	Maroc	11 400	~ 3	domaine public maritime	dégradé	eutrophisation	construction et amélioration système d'assainissement
						macro-déchets	projet d'appui à la mise en œuvre de la dépollution : concertation, suivi, sensibilisation
						consommation des coquillages interdite	
Nakaumi	Japon	8 620	5,4	Nakaumi Natural Restoration Council	assez dégradé	eutrophisation	Plan Général pour la Restauration naturelle de Nakaumi
						drainage, stagnation, modifications morphologiques, diminution des herbiers de zostères	préparation d'un programme de mise en œuvre de ce Plan
Narragansett Bay	USA	38 000	8	Save the Bay	assez dégradé	excès de nutriments, hypoxie, épisodes de mortalité des poissons	programme de restauration "Save the Bay"
						forte baisse des herbiers de zostères	Transplantation à grande échelle de zostères
							travaux visant à améliorer la qualité de l'eau (visant principalement l'assainissement)
étang de l'Or	France	2 960	1,1	SYMBO	dégradé	forte eutrophisation	travaux sur l'assainissement (nouvelles StEp)
							travaux avec la profession agricole
Orbetello	Italie	2 525	1	OLERA : Orbetello Lagoon Environmental Reclamation Authority	dégradé	eutrophisation	ramassage des algues
						prolifération de macro-algues, baisse du taux d'oxygène dissous	augmentation du renouvellement des eaux
							mise en suspension des sédiments
							réduction des apports d'origine domestique
étangs palavasiens	France	4 000	0,6	SIEL	dégradé	forte eutrophisation	amélioration de l'assainissement
							amélioration de l'hydrodynamisme (curage des graus)
							expérience de transplantation de <i>R. cirrhosa</i> (étang d'Ingril)

Nom	Pays	Superficie (ha)	Profondeur moyenne (m)	Gestion/ restauration	État	Problème	Type de restauration
Sacca di Goro	Italie	2 600	1,5		dégradé	eutrophisation	mesures visant à favoriser l'hydrodynamisme :
						prolifération de macro-algues	creusement de canaux pour améliorer les échanges
							apports d'eau douce
étangs de Salses-Leucate et de Lapalme	France	5 400	2	RIVAGE	peu dégradé	problèmes épisodiques de bloom de phytoplancton ( <i>Dinophysis</i> )	amélioration de l'assainissement
Senillar de Moraira	Espagne	1	1,6	Conseil Municipal de Teulada	a été totalement dégradé aujourd'hui assez peu dégradé	accumulation sédimentaire	curage de l'excès de sédiments
						forte pression anthropique	réouverture des sources bouchées
						lagune mésotrophique	
						espèces envahissantes	
Setúbal Peninsula	Portugal			parc Naturel de l'Arrábida	en dégradation	destruction physique du milieu par un usage intensif	interdiction de certains méthodes de pêche
							installation de mouillages non destructeurs
							restauration des herbiers
Thau	France	7 500	4,5	Syndicat Mixte du Bassin de Thau (SMBT)	assez peu dégradé	qualité de l'eau (perturbations dystrophiques, chimiques ou bactériologiques)	diminution des apports (stations d'épuration) expérience de transplantation de <i>Z. nolii</i>
baie de Tokyo	Japon	132 000	~ 12		dégradé	destruction des côtes naturelles	restauration des zostères (plantations)
						dégradation de la qualité de l'eau (marées rouges) diminution des herbiers de zostères	
lac Nord de Tunis	Tunisie	2 700	1,4	SPLT	a été fortement dégradé	forte eutrophisation	assainissement urbain
						prolifération d'ulves, odeurs, anoxie, mortalité des poissons, eaux rouges, ...	aménagements hydrauliques du lac (amélioration de la circulation)
lac Sud de Tunis	Tunisie	700	0,8	SEPTS	a été fortement dégradé	forte eutrophisation	aménagements hydrauliques du lac (amélioration de la circulation)
						pollution chimique (métaux lourds)	
Valle Smarlacca	Italie	200	0,8		dégradé	dystrophie estivale	étude de l'impact des crises dystrophiques sur les communautés benthiques
Valli di Comacchio	Italie	11 500	faible		dégradé	forte eutrophisation, anoxie, production de sulfites	mise en place d'un programme de suivi, étude du potentiel de rétablissement des communautés benthiques
étang de Vendres	France	1 800		SMBVA	assez dégradé	eutrophisation, confinement hydraulique	amélioration et gestion des échanges d'eau
						dégradation de la roselière	
Venise	Italie	55 000	1,1	Consorzio Venezia Nuova	dégradé	érosion	Plan Général d'Interventions
						eutrophisation	violet environnemental : lutte contre l'érosion et amélioration de la qualité de l'eau et des sédiments
						pollution chimique	transplantations de phanérogames
ouest de la mer des Wadden	Bays-Bas	~ 1 000 000		gouvernement néerlandais	herbier dégradé	perte de la surface d'herbiers de zostères	transplantations de zostères

## ANNEXE 2

Résumé des opérations de restauration sur les sites étudiés et critères d'évaluation des résultats.

**Légende** : « Objectif de restauration » correspond à l'objectif exprimé par les auteurs de la restauration. Dans le cas de Chesapeake Bay, on ne s'est pas intéressé à tous les objectifs du programme, qui est très vaste, mais seulement à ceux qui concernent les zostères.

« Variable mesurée » : dans certains cas (Bages-Sigean, Baix Ter, ...), d'autres variables ont également été suivies. On n'a relevé ici que les variables les plus adaptées pour établir une comparaison entre les sites.

N tot : azote total, P tot : phosphore total ; Chl *a* : chlorophylle *a*.

PNR : Parc Naturel Régional.

Pour les rivières Patuxent et Potomac : « T » : date de transplantation ; « taux d'établissement » = % de plants observés le printemps suivant par rapport au nombre de graines dispersées ; « taux de survie » : calculé par rapport au nombre de plants établis au printemps suivant le semis ; « taux de survie à long terme » : calculé en 2008 par rapport au nombre de plants établis au printemps suivant le semis.

Pour Orbetello : DIN = Dissolved inorganic Nitrogen, SRP = Soluble Reactive Phosphorus, TDN : Total Dissolved Nitrogen, TDP : Total Dissolved Phosphorus

Nom	Date	Type de restauration	Objectif de restauration	Variable mesurée	Résultats quantitatifs		Résultats qualitatifs
					avant restauration	après restauration	
Albufera de Valencia (Espagne)	Projet lancé en 2002 ; filtres plantés de macrophytes en 2007	Filtres plantés de macrophytes (projet pilote)	diminution de la charge organique d'un affluent de l'Albufera de Valencia				résultats satisfaisants
El Mellah (Algérie)	1988	aménagement hydrauliques du chenal	favoriser les échanges avec la mer et éviter l'ensablement				
golfe d'Amvrakikos (Grèce)	1999	contrôle des apports d'eau douce (écluses et fossés)	restauration des lagunes de Tsoukalio, Roda et Logarou (conditions abiotiques et habitats lagunaires, avec plusieurs espèces prioritaires)				résultats écologiques très rapides et positifs
Bages Sigeau (France)	Début du contrat d'étang en 2005	mise aux normes des stations d'épuration	améliorer la qualité de l'eau et des milieux lagunaires	apports des stations d'épuration en N tot 2002 : 270 t de N tot 2009 : 43 t de N tot	apports des stations d'épuration en P tot 2002 : 44 t de P tot 2009 : 4,5 t de P tot	retour des zostères	
				nombre de stations d'épuration aux normes 2004 : 7/20 2009 : 16/20	nombre de stations d'épuration aux normes 2005 : 4/22 2009 : 8/22		
				bon état			
				nombre de stations avec une bonne gestion des boues 2005 : 5/20			
				état de la colonne d'eau vis-à-vis de l'eutrophisation (suivi ESI)	2003 : mauvais à médiocre	2009 : bon à très bon	
	avril 2007	augmentation de la section d'échange avec la mer expérience pilote de transplantation de <i>Z. noltii</i>	améliorer le fonctionnement hydraulique des étangs accélérer la restauration du compartiment sédimentaire des écosystèmes lagunaires et favoriser sa recolonisation par les phanérogames marines	temps de résidence hydraulique taux de surrie des transplants dans les mois suivant l'expérience, puis taux de recouvrement	/	réduction de 10 à 20% taux de surrie : 85 % 1 mois après la transplantation, 30 % 3 mois après la transplantation. Tempête en décembre 2007 ; disparition	retour des zostères
Baix Ter : lagune de Ter Vell (Espagne)	1999-2004	élimination de matière organique (bouses) et diminution de la charge en nutriments par construction d'une zone humide en amont	diminution de l'eutrophisation ; augmentation de la population de macrophytes	concentration en N tot dans la lagune année 1999-2000 : bassin d'entrée : 3,19 mg/L ; bassin de sortie : 2,47 mg/L ; bassin confiné : 1,69 mg/L année 2002-2003 : bassin d'entrée : 0,27 mg/L ; bassin de sortie : 0,31 mg/L ; bassin confiné : 0,20 mg/L concentration en Chl a en mg/L année 1999-2000 : bassin d'entrée : 13,56 mg/L ; bassin de sortie : 15,01 mg/L ; bassin confiné : 16,59 mg/L année 2002-2003 : bassin d'entrée : 13,56 mg/L ; bassin de sortie : 15,01 mg/L ; bassin confiné : 16,59 mg/L	concentration en N tot dans la lagune année 1999-2000 : bassin d'entrée : 3,19 mg/L ; bassin de sortie : 2,47 mg/L ; bassin confiné : 1,69 mg/L année 2002-2003 : bassin d'entrée : 0,27 mg/L ; bassin de sortie : 0,31 mg/L ; bassin confiné : 0,20 mg/L concentration en Chl a en mg/L année 1999-2000 : bassin d'entrée : 13,56 mg/L ; bassin de sortie : 15,01 mg/L ; bassin confiné : 16,59 mg/L	Diminution de la concentration d'azote, mais pas d'amélioration notable pour d'autres critères Mauvais résultats pour les macrophytes mas après plantation, ils ont poussé	
Baix Ter : La Pletera (Espagne)	1999-2004	création de 3 nouvelles lagunes saumâtres pérennes, repeuplées d' <i>A. phaniscus</i> d'Espagne	augmentation de la population d' <i>A. phaniscus</i> d'Espagne	abondance d' <i>A. phaniscus</i> d'Espagne dans les lagunes créées 0 individus à la création des nouvelles lagunes 705 individus ; 4000 individus en septembre 1er février 2003 : 595 individus ; juillet 2003 : 4000 individus ; 4000 individus en septembre 2003 ; septembre 2004 : 31 000 individus dans les lagunes		Succès de l'introduction d' <i>A. phaniscus</i> d'Espagne ; émergence d'herbiers de <i>Ruppia cirrhosa</i>	

Nom	Date	Type de restauration	Objectif de restauration	Variable mesurée	Résultats quantitatifs		Références
					avant restauration	après restauration	
Berre (France)	à partir de 1971	création du SPPPI et mise en place de normes de rejet strictes	réduction de la contamination chimique	concentration en mercure dans l'étang de Vaine	1976 : 0,82 ppm	2002 : 0,2 ppm	GIFREB
	1993 puis 2006 de 1991 à 2007	réduction des apports d'eau douce d'EDF puis mise en œuvre aux normes des stations d'épuration	hausse de la salinité et réduction de l'amplitude de ses variations	salinité	entre 2 et 25 g/L	> 2006 : comprise entre 15 et 25	GIFREB, 2009
Bolmon (France)	2007	mise en service de la nouvelle station d'épuration de Vitrolles	diminuer les apports en nutriments	eutrophisation de l'étang	2005 : 186 tonnes azote total 2006 : 151 tonnes 2007 : 26 tonnes ; 2008 : 21 tonnes	2008 : 100 tonnes 2008 : 3 tonnes 2008 : 21 tonnes	GIFREB et Grand Port maritime de Marseille, 2010 ; Gouze, 2008
	mise en œuvre prévue à l'hiver 2013-2014	souverture du tunnel de Rovre à la circulation d'eau	déconfinement du milieu	temps de résidence hydraulique	62 jours	15 jours avec un apport de 4m3/s	GIFREB et Grand Port maritime de Marseille, 2010
Boughrara (Tunisie)	2007	classement de la passe d'El Kantara (communication avec la mer)	lutte contre la dégradation de la lagune	% du volume total échangé à travers la passe d'El Kantara	0,37%	0,69 %	amélioration prévue de la qualité de l'eau Baccar, 2010 ; Ministère de l'Environnement et du Développement durable en Tunisie
Chesapeake Bay (Etats-Unis)	Depuis 1978	transplantation et semis de zostères, mise en place de critères judiciaires de transparence de l'eau, augmentation de la protection des herbiers existants, recherche et sensibilisation	restauration des habitats : restauration des herbiers de zostères, avec un objectif de restauration de 76 000 ha en 2010, dont la plantation de 400 ha	surface totale plantée	0	2009 : 64 ha, soit 16 % de l'objectif	Chesapeake Bay Program, 2010
				surface d'herbiers de la base	1984 : 15 500 ha, soit 20% de l'objectif	2009 : 34 800 ha d'herbiers, soit 46 % de l'objectif	résultats encourageants sur un des sites
Chesapeake Bay : rivières Patuxent et Potomac (Etats-Unis)	2003-2008	semis à grande échelle et transplantation de zostères	restauration des herbiers de zostères (objectif du Chesapeake Bay Program)	taux de survie des transplants	/	les efforts menés n'ont pas permis d'influencer significativement la surface globale d'herbier sur la plupart des sites, malgré des succès sur certains sites	Orth et al., 2010
				taux d'établissement des semis	/		
				taux de survie à 1 an	/		
				taux de survie à long terme	/		
Chesapeake Bay : rivière York (Etats-Unis)	2005-2006	récolte mécanique à grande échelle, stockage et semis de graines de zostères	développer des méthodes pour la restauration à grande échelle des herbiers de zostères de graines de zostères	taux d'établissement des semis	/	T + 1 mois : 73 %, T + 6 mois : 38 %, T + 12 mois : 10 % Entre 0 et 3,7 % selon les sites	Burch et Reeves Golden, 2009
				taux de survie 1 an après transplantation	/	Entre 0 et 3,7 % selon les sites	
				taux de survie au 2ème printemps après semis	/	Patuxent : 0%, Potomac : 37 % (variable selon les années et les méthodes employées. Meilleur en 2006 : 109%, moins bon en 2004 : 1,4%) Patuxent : 0%, Potomac : 338% (variable selon les années et les méthodes employées)	la survie et l'expansion des plants même dans les zones de faible densité, indique un potentiel intéressant pour continuer les efforts sur ce site
				taux de survie à 2 ans	/	Patuxent : 0%, Potomac : 338% (variable selon les années et les méthodes employées)	la survie et l'expansion des plants même dans les zones de faible densité, indique un potentiel intéressant pour continuer les efforts sur ce site



Nom	Date	Type de restauration	Objectif de restauration	Variable mesurée	Résultats quantitatifs	Références
Chesapeake Bay : baies côtières du sud de la Virginie (Général de Delmarv) (Etats-Unis)	2001-2004	dispersion de graines à grande échelle sur environ 46 ha	permettre la restauration des herbiers de zostères dans des sites où elle n'a pas pu s'effectuer naturellement	taux d'établissement surface d'herbier	avant restauration : plantation sur 46 ha après restauration : estimé entre 5 et 10% 2007 : 590 ha	Orth et al., 2006 a Orth et al., 2010
Chesapeake Bay : rivères Rappahannock et James (Etats-Unis)	2001	transplantation mécanique et manuelle de zostères	comparer l'efficacité de la plantation mécanique et manuelle	succès initial de la plantation (% d'unités de plantations établies juste après l'opération de plantation) survie des unités de plantation initialement établies après 24 semaines	plantation manuelle : plantation mécanique : rivière James : ~38%, rivière Rappahannock : ~38% plantation manuelle : rivière James : 42%, rapport à la plantation manuelle : rivière Rappahannock : 82,2% plantation mécanique : rivière James : 13,8%, rivière Rappahannock : 15,3%	Fishman et al., 2004
Urbain (France)	2008	entretien du grau	améliorer la qualité de l'eau	efficacité de la méthode (en pers sec par unité de plantation, survivance après 24 semaines)	plantation manuelle : rivière James : 31,8, rivière Rappahannock : plantation mécanique : rivière James : 24,8, rivière Rappahannock : 46,5	Martineti, 2010
Delta de l'Ebre (Encanyissada) (Espagne)	1992	séchage du lac et aération des sédiments, entrée d'eau depuis l'Ebre directement, contrôle des apports d'eau douce	réduire les apports d'azote et ainsi l'eutrophisation de la lagune, rétablir de la couverture de macrophytes	couverture en macrophytes	1976 - 424 ha (soit environ 8% de la surface de la lagune). 1978 : disparition de la couverture de macrophytes	Fores et al., 2002 ; Hampel et al.
Draaa (Ghèrè)	2004	remise en eau de la lagune	restauration de la lagune	diversité ichthyologique	2004 et 2005 : 12 espèces de poissons En 2002 : 50 En 2002 : 22 En 2002 : 25 En 2002 : 47	Koutrabiz et al., 2007 Koutrabiz et al., 2009
Estuaire de Fushimo (Japon)	Depuis 2002	semis de graines de zostères	restauration des herbiers de zostères	N-NO3 (mmol/L) N-NO2 (mmol/L) N-NH4 (mmol/L) P-PO4 (mmol/L)	2002 : inférieure à 30 ha 2005 : 152 ha, 2008 : 147 ha	Ulata et al., 2009
Ghar el Melh (Tunisie)	1996	dragage de la passe	améliorer la qualité de la lagune	surface d'herbier	0,2	Moussa et al., 2005
lac Ichkeul (Tunisie)	Depuis les années 1990	mise en place d'une gestion des entrées d'eau douce ; transferts d'eau possibles ; le lac est considéré comme un consommateur à part entière	lutte contre la hausse de salinité qui menace de nombreuses espèces d'oiseaux	salinité population avicole (anatisés et foulques)	avant perturbation : max de 50 g/L, min de 8-10 g/L, 1994-95 (suite à la construction des barrages) : > 70 g/L max, 38 g/L min avant la perturbation (moyenne de 1982 à 88) : 140 000 individus. Après la perturbation (entre 1990 et 2002) : ~50 000 individus en moyenne	Ben M'Bark et Slim-Shimi, 2002 ; Unité des Ecosystèmes Naturels de l'ANPE, 2009 1970-80 Ultaï et al., 2009

Nom	Date	Type de restauration	Objectif de restauration	Variable mesurée	Résultats quantitatifs		Références
					avant restauration	après restauration	
Mar Menor (Espagne)		mise en place de stations d'épuration	traitement des eaux usées			Diminution de la concentration en phosphore	Jabert, 2010
Marout (Egypte)	Depuis 2006	élaboration d'un cadre institutionnel, développement d'un plan d'action, ...	projet de gestion intégrée du lac Marout (ALAMIM)			mise en place d'un système institutionnel pour la gestion du lac	Abdelreham, 2010
Nakaumi (Japon)	Depuis 2007	application du Plan général pour la restauration Naturelle de Nakaumi	Restauration du lac Nakaumi, en application de la loi de 2002 sur la restauration de la nature	Les résultats ne sont pas encore disponibles			Kunii, 2010 ; The Nakaumi National Restoration Council, 2008
Narragansett Bay (Etats-Unis)	Depuis 2002	transplantation de zostères	restauration des herbiers de zostères	taux de survie des transplants (unité de la transplantation)	/	échec des transplantations en aval de la base mais d'autres sites, les transplants survivent et s'étendent	« Save the Bay », 2010b ; « Save the Bay », 2010c
étang de l'Or (France)	Depuis 2003	stations d'épuration, réduction des apports agricoles en nitrates	améliorer la qualité de l'eau de l'étang (contrat de base)	concentration en azote total	concentration en phosphore total	concentration en chlorophylle a	légère amélioration de la qualité de l'eau
Obbetello (Italie)	Depuis 1994	réduction des apports domestiques, pompage d'eau de mer, ramassage d'algues	améliorer la qualité de l'eau de la lagune	nombre d'espèces macrozoobenthiques	1976 : 87 espèces ; 1988 (dégradation de la lagune) : 37 espèces	1999 : 76 espèces	Lardicci et al., 2001
	2001-2002	mise en suspension des sédiments	évaluer les effets de la mise en suspension des sédiments	rapport atomique DIN:SRP	Lagune Ouest : 308 ; Lagune Est : 11,4 ; site contrôle : 0,5	Lagune Ouest : 7,2 ; Lagune Est : 40 ; site contrôle : 3	Lenzi et al., 2005
	Depuis 1994	réduction des apports domestiques, pompage d'eau de mer et amélioration de la circulation, ramassage d'algues, mise en suspension des sédiments, augmentation de certains niveaux trophiques	améliorer la qualité de l'eau de la lagune	rapport atomique TDN:TDP	Lagune Ouest : 32,6 ; Lagune Est : 21,2 ; site contrôle : 5,0	Lagune Ouest : 60,8 ; Lagune Est : 63,7 ; site contrôle : 34,5	Lenzi et al., 2010b
Etangs palavassins (France)	Depuis 1999	amélioration de l'assainissement, programme de réduction des pesticides	améliorer la qualité de l'eau	mesures du suivi ESL (Not, Pto, Chl a)	voir la fiche correspondante pour les valeurs	la situation s'est améliorée depuis 2006 (nouvelle station d'épuration de Montpellier)	Lafont, 2010
	Depuis 2007	curage des passes (favoriser la circulation de l'eau)	améliorer la qualité de l'eau			amélioration de la circulation de l'eau et de sa qualité	Lenzi et al., 2010b
	2007	expérience pilote de transplantation de R. cirrhosa dans l'étang d'Ingril	accélérer la restauration du compartiment sédimentaire, des écosystèmes lagunaires et favoriser sa recolonisation par les phanérogames marines	taux de recouvrement des quadrats transplantés	5 - 10% au moment de la transplantation (avril 2007)	mas-avril 2008 : 55% Mais ceci est variable selon la profondeur : 80% pour 0-50cm et 25% pour 50-100 cm	Candela, 2008 ; Laugier, 2010 ; Noël, 2007
Sacca di Goro (Italie)	Depuis 1993	creusement de canaux entre la lagune et la mer, apports d'eau douce depuis le Po di Goro (côtière à est)	améliorer la qualité de l'eau et éviter les crises dystrophiques			le creusement du canal a amélioré la situation mais la mise en place d'écluses n'a pas eu d'effet durable	Fano, 2010 ; Vianoli et al., 2006

Nom	Date	Type de restauration	Objectif de restauration	Variable mesurée	Résultats quantitatifs	Résultats qualitatifs	Références
étangs de Salses-Leucate et de Lagaine (France)	Depuis 1998	réduction des apports (changement des pratiques en amont). En particulier, effort important sur l'assainissement	améliorer rapidement et durablement la qualité de l'étang, pour permettre le maintien des activités traditionnelles (ser contrast d'étang) ; améliorer le fonctionnement et la qualité des milieux aquatiques (2nd contrat d'étang)	mesures du suivi ESL (Ntd, Ptot, Chl a)	avant restauration après restauration	eau de bonne qualité Robert, 2010 ; Syndicat mais résultats ESL peu encourageants ces dernières années	Robert, 2010 ; Syndicat mais résultats ESL peu encourageants ces dernières années
Senllar de Morera (Espagne)	2002	rétablissement des caractéristiques hydro-morphologiques (excès de sédiment enlevé et sources souterraines débouchées)	restaurer la lagune et ses écosystèmes	concentration en azote total concentration en phosphore total concentration en chlorophylle a (eaux de surface) couverture en macrophytes	suivi 2005-2006 : compris entre 100 et 300 µmol/L suivi 2005-2006 : compris entre 0,6 et 9,2 µmol/L suivi 2005-2006 : compris entre 1 et 5 µg/L juillet 2005 : les macrophytes couvrent pratiquement tout le fond de la lagune. 2006 : disparition quasi complète	la lagune a retrouvé la plupart de ses attributs fonctionnels mais le succès de cette restauration est sévèrement compromis par la persistance de la plupart des pressions	Camacho, 2010 ; Camacho et al., 2010
Saithal Peninsula (Portugal)	Depuis 2007	semis (installation de sacs d'inflorescences matures) et transplantations	restauration des herbiers de zostères afin de préserver la biodiversité associée			fort taux de mortalité des transplants. Hiver 2009-2010 : destruction des herbiers par une tempête	Biomares, 2008 ; Cunha, 2010 ; Cunha, 2008
Thau (France)	Depuis 1990	effort principal : amélioration de l'assainissement	atteindre une qualité optimale du milieu (objectif du contrat qualité)	surface d'herbiers		Bon état vis-à-vis de l'eutrophication	Thiebaut, 2010.
	avril 2007	expérience pilote de transplantation de Z. noltri	accélérer la restauration du compartiment sédimentaire des écosystèmes lagunaires et favoriser sa recolonisation par les phanérogames marines	taux de survie des transplants dans les mois suivant l'expérience taux de recouvrement	/ 5 à 10 % à la transplantation	relative stabilité des herbiers depuis 100 ans Il semble que les Z. noltri aient retrouvé leur cycle annuel naturel	Alexandre, 2010. Candela, 2008 ; Laugier, 2010 ; Noé, 2007
baie de Tokyo (Japon)	Depuis 2003	transplantations et semis de zostères. Mise en place de mesures de limitation de la pollution	restaurer les zostères			réussite des plantations, surface d'herbier supérieure à celle des années 1980-90. Amélioration de la qualité de l'eau.	Bawden, 2007
lac Nord de Tunis (Tunisie)	1984-1988	assainissement urbain puis travaux hydrauliques (dragage, mise en place d'une digue et déchets à marée, reprofilage des berges)	régénération du lac	Azote total (moyenne annuelle) Phosphore total (moyenne annuelle) Chlorophylle a (moyenne annuelle)	4400 µg/l 600 µg/l 61 µg/l	amélioration rapide de la qualité de l'eau et de la diversité biologique	Ben Maiz, 2010 ; Rezgou et al., 2008 ; Rezgou et al., 2008 ; SPLT, 2010
lac Sud de Tunis (Tunisie)	1998-2001	travaux hydrauliques (dragage, mise en place d'écluses)	mettre fin à une hyper eutrophication source d'une dystrophie grandissante	temps de résidence hydraulique concentration en azote total concentration en phosphore total concentration en chlorophylle a	4-7 jours 2001-2003 : 635 mg/m3 2001-2003 : 31 mg/m3 2001-2003 : 2,1 mg/m3	nette amélioration de la qualité de l'eau, régression des algues nitrophiles, apparition de phanérogames	Jouini et al., 2005 ; Monssa et Jouini, 2005 ; Vandenberghe et Ben Charada, 2001

Nom	Date	Type de restauration	Objectif de restauration	Variable mesurée	Résultats quantitatifs		Références
					avant restauration	après restauration	
étang de Vendres (France)	Depuis le début des années 2000	Restauration d'un régime d'eau et d'une gestion des apports d'eau travaillant sur les stations d'épuration	conservation de la roselière	concentration en azote total, phosphore total et chlorophylle a (moyenne estivales)	voir la fiche correspondante pour les valeurs	amélioration très sensible de la roselière	Crepin, 2010 ; Cheunou, 2010
Venise (Italie)	Depuis 1984	réduction et interception des apports (pollution industrielle et domestique), élimination des sédiments pollués, dragage des canaux, ramassage de macroalgues	restauration morphologique et amélioration de la qualité de l'eau et des sédiments	surface de vaseuses et de marais salants reconstruits	/	2008 : 1 190 ha	Consorzio Venezia Nuova, 2005 ; Consorzio Venezia Nuova, 2006
ouest de la mer des Wadden (Pays-Bas)	Depuis 1994	transplantation de phanérogames	restauration des herbiers et lutte contre l'érosion	taux de survie	/	7 mois après la transplantation : 48 % (motte), 60 % (rhizomes)	transplantation efficace : expansion à proximité des sites
1993	transplantation de zostères	expérience : influence de l'hydrodynamique sur les transplants	taux de recouvrement	à la transplantation : 41% (motte) et 1,2% (rhizome)	à la transplantation : 17 mois après la transplantation : 70% (motte) et 71,4% (rhizome)	disparition des transplants dans les zones de forte hydrodynamique. En 1994, disparition de tous les transplants suite à une vague de froid intense	Cecconi, 2000 ; Cuirid et al., 2003
2002-2006	transplantations de zostères	restauration des herbiers	taux de survie	/	à la transplantation : 3 mois après la transplantation : entre 0 et 133 plants, selon les sites et la profondeur.	transplants de 2002 : Jager et al., 2002 ; Bos et al., 2005	transplants de 2003 : 50% de survie après 15 semaines à 1 des 3 sites. Transplants de 2003 ; peu de graines et aucun plant au printemps 2004

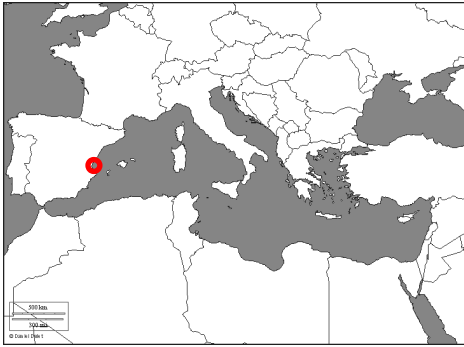
### ANNEXE 3

Fiches correspondant aux lagunes étudiées.

- Lagune d'Albufera, Valencia, Espagne
- Lacs du parc national d'El Kala, Algérie (Lac El Mellah)
- Golfe d'Amvrakikos, Grèce
- Étang de Bages-Sigean, France
- Zone humide de Baix Ter, Espagne
- Étang de Berre, France
- Étang de Bolmon, France
- Lagune de Boughrara, Tunisie
- Chesapeake Bay, USA
- Étang d'Urbino, Corse, France
- Lagunes du Delta de l'Ebre, Espagne
- Drana, Grèce
- Estuaire de la rivière Fushino, Japon
- Lagune de Ghar El Melh, Tunisie
- Lac Ichkeul, Tunisie
- Mar Menor, Espagne
- Lac Mariout, Égypte
- Lagune de Nador, Maroc
- Nakaumi-Shinji, Japon
- Narragansett Bay, USA
- Étang de l'Or, France
- Lagune d'Orbetello, Italie
- Étangs palavasiens, France
- Lagune de Sacca di Goro, Italie
- Étangs de Salses-Leucate et de Lapalme, France
- Senillar de Moraira, Espagne
- Setúbal Peninsula, Portugal
- Étang de Thau, France
- Baie de Tokyo, Japon
- Lac Nord de Tunis, Tunisie
- Lac Sud de Tunis, Tunisie
- Lagune de Valle Smarlacca, Italie
- Système lagunaire de Valli di Comacchio, Italie
- Étang de Vendres, France
- Lagune de Venise, Italie
- Ouest de la mer des Wadden, Pays-Bas

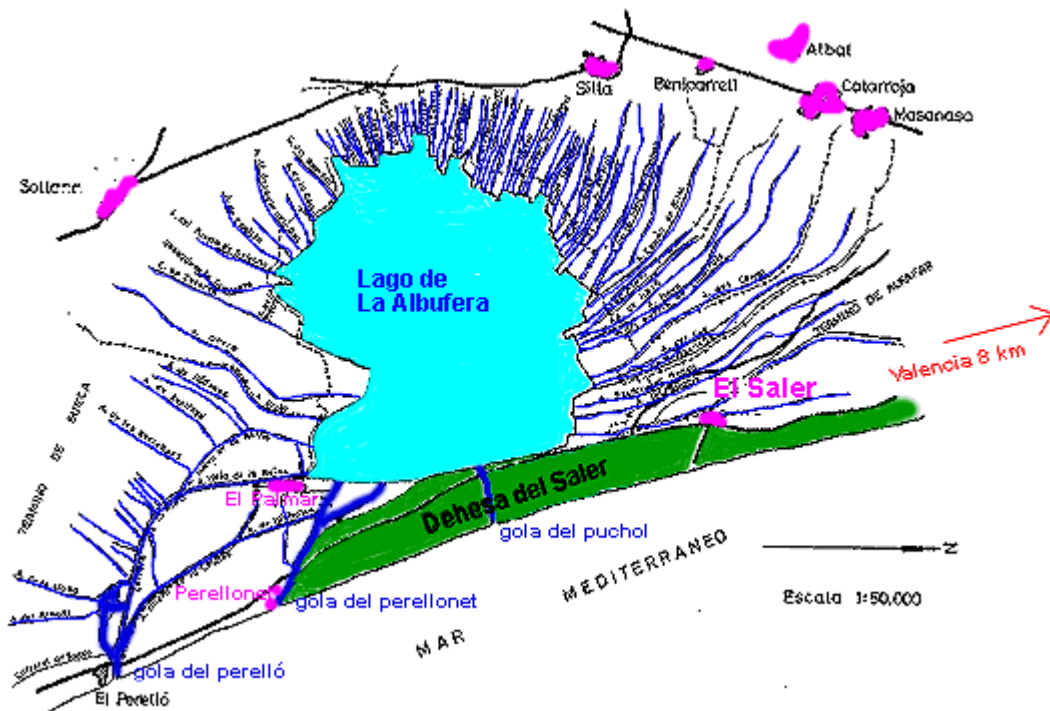
## Lagune d'Albufera, Valencia, Espagne

### Présentation :



Localisation de l'Albufera de Valencia

Le parc naturel de l'Albufera se situe non loin de Valencia, à une quinzaine de kilomètres du sud de la ville. Ce parc a une superficie de 21 000 ha et comprend la lagune et ses environs.



La lagune d'Albufera  
(source : Parc Natural de l'Albufera, 2010)

La lagune était auparavant plus étendue qu'elle ne l'est actuellement, mais l'extension des cultures de riz a peu à peu diminué sa surface, qu'on estime aujourd'hui à 2 800 ha. La lagune est alimentée par trois canaux principaux, de nombreux fossés et des sources appelées *ullals*. Ces *ullals* sont cependant en train de disparaître (urbanisation, colmatage). A l'est, elle est

séparée de la Méditerranée par une étroite bande de sable (10 km de long et 1 de large) couverte de maquis et de pins, la Dehesa (ou Devesa), à travers de laquelle sont creusées trois communications avec la mer, les *gola*.

Les entrées d'eau dans la lagune sont régulées par l'homme. Auparavant saumâtre, elle est devenue douce pour permettre la culture du riz. En effet, les communications entre la mer et la lagune ne se font que dans le sens lagune → mer. Le niveau d'eau est régulé pour permettre l'inondation périodique des 18 000 hectares de rizières adjacentes. Cette gestion est la responsabilité du Conseil d'administration de la Communauté des eaux de drainage d'Albufera.

Le parc naturel contient des milieux très riches et variés. En particulier, dans la Dehesa on trouve, de la mer vers l'intérieur des terres :

- la plage,
- une frange de dunes extérieures, mobiles,
- une zone de dépression inter-dunes, dite « zone de transition »,
- un ensemble de dunes intérieures (dunes éoliennes),
- les berges de l'Albufera.

### **Problème :**

Plusieurs problèmes sont apparus dans le parc naturel au cours de dernières décennies.

En ce qui concerne la lagune, les contributions en matières organiques et les déchets industriels sont la cause de la pollution du lac. Celle-ci entraîne une régression de la faune (en particulier piscicole). L'utilisation de pesticides et les modifications du milieu (disparition de l'habitat de certaines espèces) ont un impact sur l'écosystème. Le taux de renouvellement des eaux étant faible, le lac n'a pas de pouvoir de purification de ses eaux. Celles-ci ont donc subi un processus intensif d'eutrophisation et sont fortement colorées (abondance de phytoplancton). Il y a une rupture de l'équilibre de l'écosystème qui existait auparavant (on observe de sérieux changements dans les concentrations d'oxygène dissous, le pH, une augmentation de la turbidité, une diminution de la transparence, la disparition de certaines espèces animales et végétales, la production de substances toxiques par le phytoplancton, ...)

On observe par ailleurs une sédimentation des contaminants dans le fond.

Par ailleurs, à cause de l'urbanisation ou par suite de colmatage, les sources (*ullals*) se bouchent. Il n'en reste que très peu d'actifs.

En ce qui concerne l'environnement de la lagune et plus particulièrement la Dehesa :

A partir de 1965, en plein « boom » touristique espagnol, commence un processus d'urbanisation qui altère fortement les écosystèmes. Les dunes extérieures sont presque entièrement rasées pour la construction d'une aire de promenade sur le front de mer, de routes, de parkings et de logements. Les dépressions interdunaires sont remplies de sable provenant du premier cordon dunaire et l'ensemble des dunes intérieures est fragmenté pour la construction d'infrastructures.

Le degré de modification n'a pas été le même sur tout le long de la Dehesa, le nord étant le plus touché (construction d'immeubles ; au sud, seules les infrastructures de réseaux ont été construites).

### **Actions mises en place :**

#### **Restauration de la Dehesa :**

Le processus d'urbanisation a été stoppé à la fin des années 1970 et la mairie de Valence a créé, en 1980, le Bureau Technique Dehesa-Albufera, chargé de la gestion, de la conservation et de la récupération de cet espace. Une série de mesures visant à conserver les zones les

moins dégradées et à accélérer la régénération naturelle des aires les plus détériorées a été mise en place. Des projets LIFE se succèdent dans la Dehesa où de nombreuses actions sont menées :

- Restauration des dunes extérieures. La promenade littorale a été détruite, les matériaux de construction présents dans le sol ont été enlevés (sur une profondeur de 70 cm). Puis on a opéré une plantation de la végétation et une mise en place de casiers en roseaux pour les protéger du vent). 13 hectares de dunes ont ainsi été restaurés (à raison de 200 000 €/ha). Ces travaux ont été réalisés en 2007-2008.
- Restauration de la zone de transition, sur le même principe. Des photos aériennes militaires et les diapositives d'un particulier, montrant la végétation dans les années 1960, ont été utilisées pour reconstituer les assemblages de végétation. 60 ha ont été reconstitués.
- Restauration de zones humides interdunaires. Les épaisseurs de sable apportées lors des travaux d'urbanisation ont été enlevées. Les travaux ont été menés en faisant passer les engins de chantier dans les zones les moins vulnérables ou les zones présentant le moins d'intérêt. Ces travaux réalisés il y a une quinzaine d'années. (Collado Rosique, 2010)

#### Projet pilote sur l'Albufera : phytotraitement d'un affluent :

Tancat de la Pipa est une réserve située dans le parc naturel de l'Albufera, à l'embouchure d'un *gola* (nommé *el Poyo*). Cette réserve est le théâtre d'un projet de restauration d'habitats, visant à accueillir du public. 40 ha de culture de riz ont été transformés en une réserve écologique, divisée en plusieurs zones : un *ullal*, quatre filtres plantés de macrophytes (10 ha au total), une zone d'observation des oiseaux et une réserve.

Ce projet est né il y a environ 6 ans quand la Confederación hidrográfica del Júcar a décidé d'élargir l'embouchure du *gola* (l'un des plus importants de l'Albufera) afin de ralentir le flux d'eau, particulièrement rapide lors des grandes précipitations de l'automne typiques du climat méditerranéen. Le projet prévoyait de construire une vaste embouche en béton, en forme de V et il a donc fallu exproprier certaines terres pour réaliser ces constructions. Or, ce projet a provoqué de fortes protestations de la part des écologistes, du milieu associatif, etc., protestation d'autant plus vives que ce projet projetait de prendre place au sein d'un parc naturel.

Face à cette mobilisation et compte tenu de la qualité très médiocre de l'eau arrivant dans le lac (pollution chimique et forte charge en nutriments), le projet s'est transformé en un projet de restauration d'habitat et amélioration de la qualité de l'eau.

En vue d'épurer les eaux qui atteignant la lagune, il a alors fallu exproprier davantage de terres (40 ha au total) et imaginer un système propre et le plus naturel possible. Les filtres plantés de macrophytes, ou filtres verts, ont été l'idée retenue. Ce projet, d'un budget de 7 millions d'euros, a obtenu le soutien financier du conseil régional à hauteur de 30%, la Confederación hidrográfica del Júcar fournissant les 70% restants).

Ainsi, les habitats typiques de l'Albufera de Valencia ont pu être reconstruits (*ullal*, habitat d'oiseaux) et les filtres verts ont été mis en place il y a quatre ans. Ceux-ci sont composés de quatre parcelles : deux d'entre elles sont exclusivement plantées de massette (*Typha domingensis*), les deux autres sont une polyculture de massette, roseaux (*Phragmites australis*), *Juncus*, *Cyperus* et *Scirpus*. Ces filtres plantés de macrophytes traitent toute l'eau traversant Tancat de la Pipa, avec un débit de 100 L/s (et un objectif ultérieur de 150 L/s). L'eau y circule gravitairement puis est renvoyée vers le lac par l'intermédiaire d'un système de pompage. Tous les trois ans, il est nécessaire de couper les macrophytes et de les éliminer,



ce qui est réalisé en rotation annuelle sur les 4 filtres. Actuellement, la biomasse est envoyée en déchetterie bien que cette opération ne soit pas gratuite.

Une place importante a été accordée au public, qui peut visiter ce site et découvrir ce projet pilote, dont l'objectif principal est de déterminer les paramètres optimaux de fonctionnement du système. Créer une ceinture de filtres verts autour du lac pour diminuer la quantité de matière organique qui s'y rejette pourrait constituer une piste pour l'avenir. (Lassalle, 2010)



Vue aérienne de Tancat de la Pipa  
(source : document fourni par Matthieu Lassalle, Tancat de la Pipa)

Tancat de la Pipa est un projet de la Confédération Hydrographique du Júcar. Il fait partie de l' « étude pour le développement durable de l'Albufera de Valencia », lancée en octobre 2002, dont les conclusions ont défini un plan d'action structuré par le programme eau-Albufera (Martín Monerris, 2008).

#### La Piscifactoría de El Palmar (réserve Samaruc) :

La Piscifactoría de El Palmar (ou réserve Samaruc, du nom d'un poisson espagnol menacé : *Valencia hispanica*) est un établissement de recherche et de production de faune et de flore locales en vue de leur réintroduction dans le milieu. L'établissement mène ainsi des projets de restauration d'écosystèmes aquatiques dans la région de Valencia.



Production de flore locale à la Piscifactoría de El Palmar  
(photo : Claire Gadoullet)

Ainsi, sur des terres avoisinantes de l'Albufera et auparavant consacrées à la riziculture, un *ullal* et son environnement naturel ont été restaurés par la Piscifactoría de El Palmar : il s'agit de l'*Ullal de Baldoví*.

De même, la réserve Samaruc a entièrement restauré la *Llaguna del Barranc*. D'une superficie de 11 806 m<sup>2</sup> (auparavant utilisés pour l'agriculture intensive), il s'agit d'une réserve qui été entièrement reconstruite en y plantant des espèce locales et en introduisant la faune (dont des espèces rares et typiques de la région comme le *samaruc*) autour d'un *ullal*. Cette eau, provenant d'une profondeur de 39 mètres, coule à un débit de 800L/min, avec une température qui se maintient constante à 18°C.

Cette réserve fait partie d'un ensemble de 300 autres petites réserves réparties dans la région de Valence et restaurées suite à une initiative régionale mais est la seule qui a été entièrement recrée (La Piscifactoría de El Palmar, 2010).



La réserve de la *Llaguna del Barranc*, entièrement restaurée par la Piscifactoría de El Palmar.  
À gauche, la limite entre les terres d'agriculture intensive avoisinantes et la réserve ;  
à droite, la *Llaguna del Barranc*  
(photos : Claire Gadoullet)

### **Résultats observés :**

#### **Tancat de la Pipa :**

Après 4 ans de fonctionnement, les premiers résultats de purification de l'eau à travers les filtres verts sont très satisfaisants. (Par exemple, la teneur en phosphore dans l'eau a été divisée pratiquement par 7. Davantage de résultats seront disponibles ultérieurement auprès

de Miguel Martín Moneris, suite à une publication qui traitera des performances de ces filtres verts.

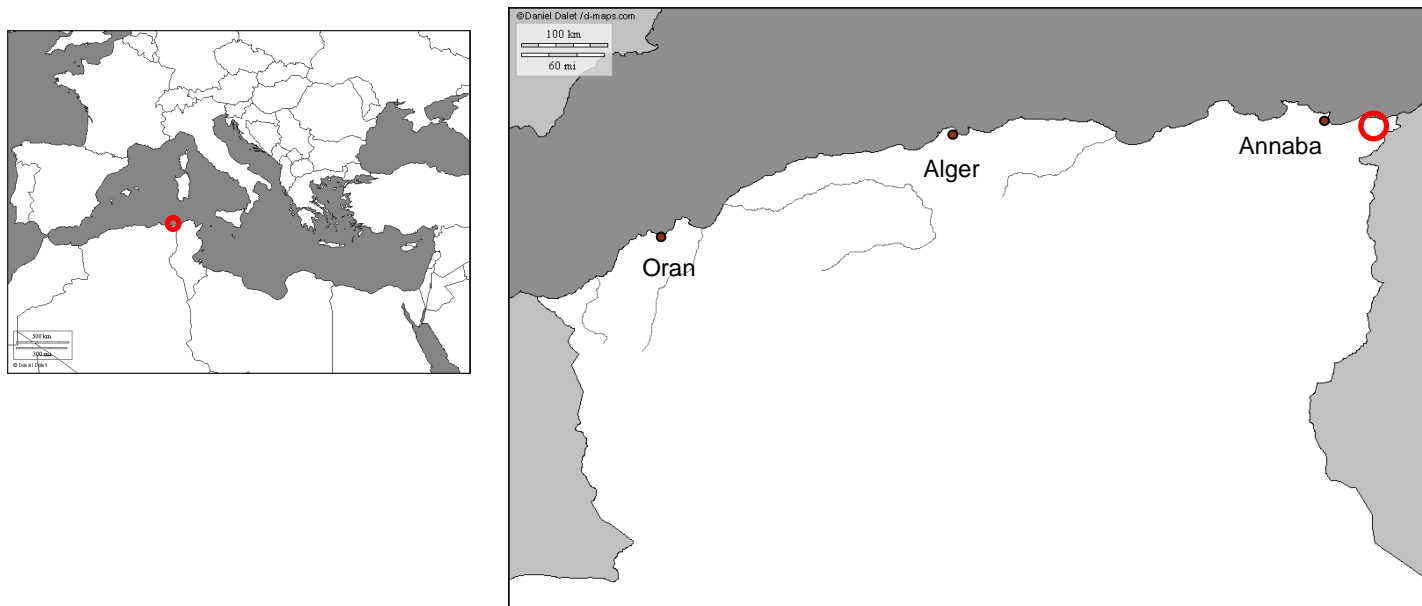
La Piscifactoría de El Palmar (réserve Samaruc) :

Dans un environnement fortement modifié, des écosystèmes naturels ont été soit entièrement recréés, soit restaurés, avec la réhabilitation morphologique des *ullals* et la réintroduction d'espèces locales.

## Lacs du parc national d'El Kala, Algérie

### Lac El Mellah

#### Présentation :

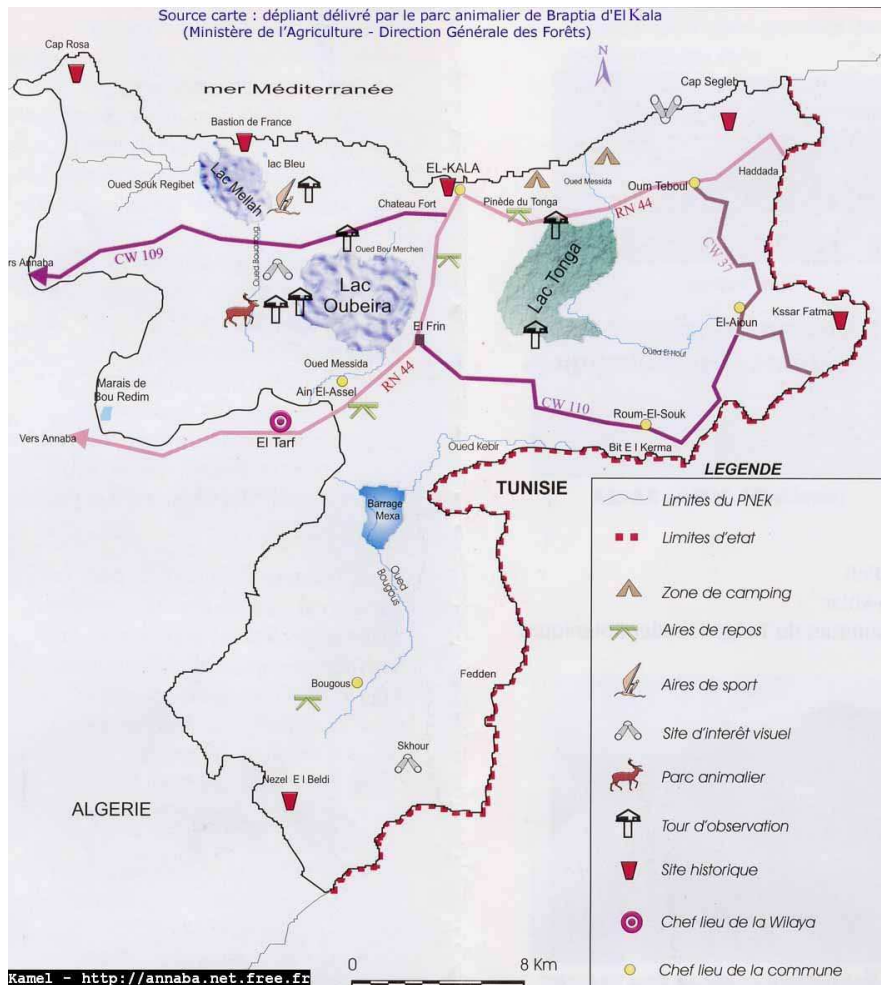


Localisation du parc d'El Kala

Créé en 1983, Le Parc National d'El Kala (PNEK) s'étend sur une superficie de 76 438 ha. Situé au nord-est de l'Algérie, il est limité à l'est par la frontière algéro-tunisienne, au nord par la mer, à l'ouest par le Cap Rosa, au sud par les contreforts du djebel El Ghorra.

Trois grands lacs sont situés au sein du parc d'El Kala : le lac El Mellah (dont l'eau est salée), réserve intégrale de 860 ha, est en contact avec la Méditerranée par un chenal. C'est l'unique lagune d'Algérie (Refes, 2010). D'une profondeur moyenne de 3,5 m, c'est un écosystème d'une richesse considérable. Outre les entrées aquatiques marines (poissons, crustacés), il dispose des apports de sources de montagne. Le lac Mellah n'est que très peu pollué, en raison d'une intervention réduite de l'homme sur le milieu, ainsi que de l'absence d'industrie et d'agglomération importantes sur le bassin versant de cette lagune.

Le lac Tonga (eau saumâtre) et le lac Oubeïra (eau douce) sont des lacs poissonneux, plus ou moins profonds et d'une superficie respective d'environ 2600 ha et 2200 ha. Leurs zones humides sont situées sur la voie de migration de dizaines de milliers d'oiseaux en provenance d'Europe et d'Asie.



Carte du Parc National d'El Kala  
(source : Kamel – Annaba et sa région 2005-2009)

Le lac Tonga et le lac Oubeïra ont été inscrits, en 1982, sur la liste Ramsar relative aux zones humides d'importance internationale.

### **Aspects administratifs :**

L'Algérie se divise en 48 *wilayas*, circonscriptions administratives dotées d'une assemblée élue, l'Assemblée populaire de wilaya (APW), et placée sous l'autorité d'un wali (préfet) nommé par le président de la République. Elles sont divisées en *daïras* (555 au total), lesquelles sont divisées à leur tour en *communes* (1541). Chaque commune possède sa propre instance délibérante, l'Assemblée populaire communale (APC), qui élit elle-même son président, faisant office de maire. Chaque wilaya et daïra porte le nom de son chef-lieu et a un budget indépendant, collecté au niveau local. Le dernier découpage administratif algérien date de 1985.

Les wilayas sont au cœur du dispositif d'administration territoriale. Auparavant considérées comme des collectivités, le code des wilayas adopté en 2005 les transforme en un échelon déconcentré de l'Etat et renforce le pouvoir et la prééminence des walis sur l'Assemblée Populaire de la Wilaya élue. Dans les communes, l'Assemblée Populaire Communale est l'organe délibérant, son président a également la charge de l'exécutif communal tout en étant sous la tutelle du Wali et en représentant l'Etat algérien dans sa commune. Les communes sont chargées de mettre en oeuvre des plans communaux de développement.

En 2008, l'adoption du Schéma National d'Aménagement du Territoire 2025 marque une évolution dans la conception de l'aménagement du territoire en Algérie. Il intègre un

important volet urbain et cherche à répondre aux préoccupations environnementales et climatiques. Il prévoit également la réalisation de 20 Plans d'Action Territoriale et de nombreux schémas à différents niveaux. Il crée également 14 régions-programmes dans lesquelles le Schéma devrait être décliné. Cependant, les garanties pour une mise en oeuvre de cette nouvelle approche territoriale ne sont pas encore réunies et le poids des ministères équipementiers et autres agences restent entiers. Concernant la régionalisation, celle-ci apparaît uniquement comme un outil, l'Etat n'ayant nullement envie de favoriser les revendications d'autonomie existantes. (Séon et al., 2010)

Pour ce qui concerne plus particulièrement les lacs côtiers du Parc National d'El Kala, c'est la direction du PNEK qui est en charge de la protection et de la gestion des ressources du parc, ainsi que de ses lacs (Hacini, 2010).

### **Problème :**

Le mégaprojet du tracé de l'autoroute Est-Ouest s'apprête à traverser la zone humide d'El Kala. Cet immense chantier, qui va relier Tlemcen à Annaba sur 1216 km et qui coûtera de 11 à 15 Milliards de dollars à l'État, a démarré en septembre 2006.

Par ailleurs, en ce qui concerne le lac El Mellah :

Le chenal reliant le lac à la mer après un parcours d'environ 900 mètres présentait comme principales caractéristiques avant 1988 :

- un profil sinueux, comportant un méandre assez large et des circulations diffuses dans des zones marécageuses latérales, dont la profondeur varie de 0,30 à 2 mètres ;
- une ouverture sur la mer relativement étroite, encombrée d'éboulis et exposée à la plupart des houles du secteur Nord à Nord – Ouest ;
- un ensablement très important réduisant progressivement la section libre du chenal et dû aux apports terrigènes des oueds et à l'érosion éolienne des formations dunaires à proximité du lac. (Refes, 1994)

Par ailleurs, la lagune semble être affectée par des épisodes récurrents de dystrophie et en été par l'anoxie des eaux du fond. Plus récemment, la présence d'espèces potentiellement toxiques comme *Dinophysis acuminata* et d'autres du genre *Gonyaulax* et *Gymnodinium*, a été observée. Des conditions de stress environnemental sont plus manifestes dans les parties les plus confinées de la lagune qui reçoivent des apports directs de cours d'eau. (Programme des Nations Unies pour l'Environnement, 1995)

### **Actions mises en place :**

Les aménagements ont été réalisés en 1988 et ont permis de :

- rectifier le profil du chenal, notamment par la fermeture des accès aux marécages ;
- élargir de 20 mètres et d'approfondir de 20 mètres le lit du chenal ;
- mettre en place des protections dunaires pour limiter les transferts éoliens ;
- construire une digue dans la partie Ouest du chenal ;
- installer un système de régulation hydraulique, qui n'est pas opérationnel actuellement.

(Refes, 1994)

Il ne semble pas y avoir eu d'action de restauration ultérieure, en raison de faible degré de pollution du lac. De plus, d'après Aïcha Mammaeria, les actions réalisées en Algérie pour lutter contre la pollution en sont pour l'instant principalement au stade de la sensibilisation.

**Résultats observés :**

Il a découlé des aménagements du chenal une augmentation de la salinité (une marinisation des eaux), avec la prolifération périodique de méduses (*Rhizostomia spp.*) et une très forte augmentation des densités de palourdes (*Ruditapes decussatus*).

**Indicateurs :**

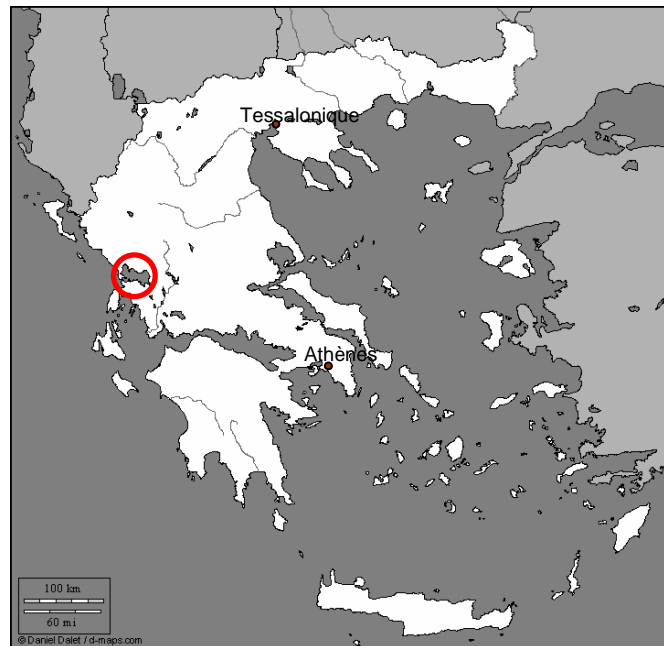
D'après Wahid Refes, il n'y a pas d'évaluation des flux d'azote et de phosphore dans le lac El Mellah, ni du temps de résidence hydraulique. Les concentrations en azote total, phosphore total et chlorophylle *a*, si elles ont été mesurées, ne sont pas disponibles. D'après Aïcha Mammeria, les scientifiques algériens ne disposent pas toujours d'un matériel adapté ou suffisamment précis pour évaluer les taux de pollution.

## Golfe d'Amvrakikos, Grèce

### Présentation :



Localisation du golfe d'Amvrakikos




Le golfe d'Amvrakikos, semi clos, est un vaste golfe de plus de 400 km<sup>2</sup>. Il est situé sur la côte ouest de la Grèce. Son bassin versant couvre une surface de 3850 km<sup>2</sup>, dont 70% correspondent aux bassins versants des deux rivières principales, Arachthos (débit moyen annuel : 63 m<sup>3</sup>/s) et Louros (19 m<sup>3</sup>/s). L'activité alluviale de ces deux rivières a formé au nord du golfe l'une des zones humides les plus vastes et les plus riches de Grèce, avec plus de 60 km<sup>2</sup> de lagunes. Ces lagunes sont de type semi-ouvertes, et d'une profondeur généralement inférieure à 5 m.

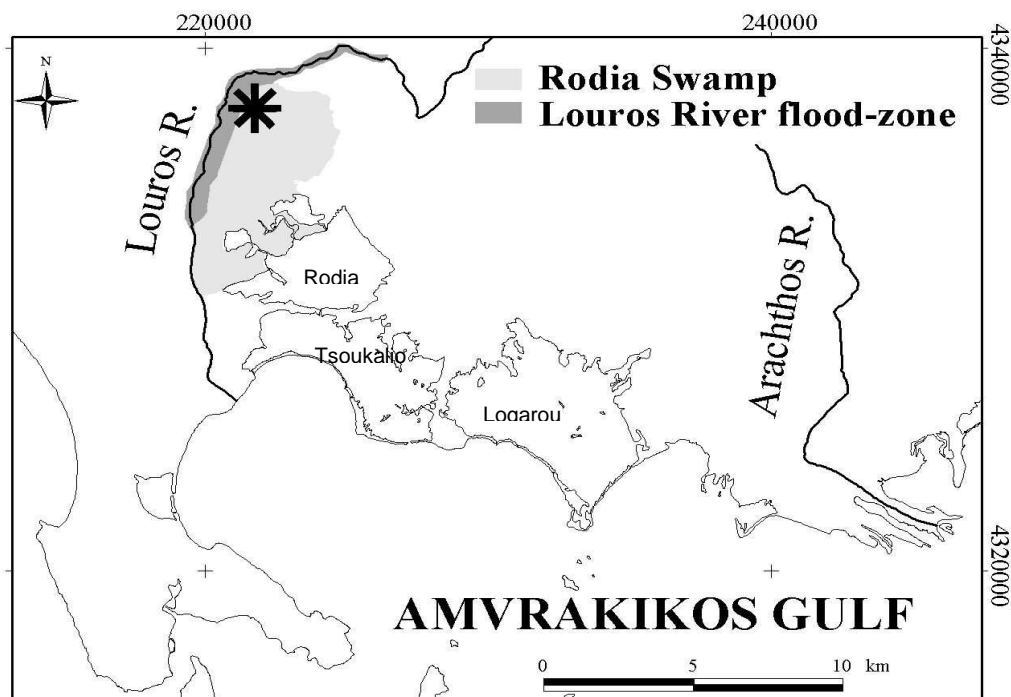


Le golfe d'Amvrakikos et ses zones humides



**Légende :** (1) Golfe d'Amvrakikos, (2) rivière Louros, (3) rivière Arachthos, (4) canal Aktion – Preveza, (5) ville de Preveza, (6) ville d'Arta, (7) lagune de Rodia, (8) lagune de Tsoukalio, (9) lagune de Logarou, (10) marais salants et roselières de Rodia, (11) baie d'Amfilochia, (12) mer Ionienne, (13) plaine d'Arta (partie du sud). Les signes  représentent les centres d'information environnementale de la zone. (source : Spyratos, 2008)

On s'intéressera en particulier aux lagunes de Rodia, Tsoukalio et Logarou (projet LIFE en 1999), dont les profondeurs maximales sont respectivement : 3,1 m, 1,7 m et 1,4 m. La lagune de Logarou a une surface de 4 900 ha. A l'ouest, les deux lagunes de Tsoukalio (2900 ha) et Rhodia (2600 ha) sont reliées entre elles.



Les lagunes de Tsoukalio, Rodia et Logarou  
(source : Theocharis et al., 2004)

### **Problème :**

Dans l'ensemble, les écosystèmes du golfe sont dans un état écologique relativement bon. Cependant, si l'intégrité physique des biotopes est encore assez bien préservée, le fonctionnement des écosystèmes a été altéré de façon importante.

L'écosystème marin du golfe semble être sérieusement menacé par l'aggravation potentielle et l'expansion de l'hypoxie existant dans les eaux profondes, à cause d'interventions humaines qui réduisent le renouvellement de ses eaux profondes, associées à une eutrophisation des eaux du golfe en augmentation continue et à la consommation associée de l'oxygène dissous. En raison du manque de suivi, l'intensité et l'étendue de l'hypoxie des eaux profondes n'est pas connue mais il existe un risque d'expansion de ces zones, à cause de la disparition des crues de la rivière Arachthos renouvelant les eaux profondes, de la réduction de la capacité de circulation d'eau et de l'augmentation possible d'apport de substances eutrophisantes. Les communautés benthiques du golfe, à une profondeur supérieure à 15 m, sont donc extrêmement contraintes, avec une abondance et une variété d'espèces limitées. (Spyratos, 2008).

Les eaux du golfe sont donc fortement stratifiées et les couches profondes se renouvellent peu.

D'autre part, un autre problème majeur du site concerne les zones humides et les lagunes : ces lagunes et marais ont subi une dégradation rapide et importante depuis le milieu des années 1980. Les pêcheries ont diminué plus que de moitié, le couvert végétal s'est uniformisé et dégradé, l'oxygénation de l'eau diminue et les zones humides peu profondes subissent un dessèchement saisonnier et des crises hypoxiques de plus en plus fréquentes et sévères. En particulier, l'analyse des sédiments de la lagune de Rodia indique des conditions d'anoxie temporaire (cf. Karageorgis, 2007), dues entre autres à sa position assez éloignée de la mer. Ceci est à relier à l'augmentation du confinement hydraulique de ces lagunes et zones humides, qui induit une diminution du renouvellement des eaux et de la réoxygénation, du recrutement de jeunes poissons depuis le golfe et des capacités des lagunes à corriger des changements chimiques brusques.

Ainsi, d'après Sofia Reizopoulou, « le problème principal pour les lagunes du golfe d'Amvrakikos est lié aux changements hydrologiques très importants qui ont eu lieu dans la région, ainsi qu'à la surpêche, l'aquaculture et aux activités agricoles. Jusqu'à présent, les actions de gestion ainsi que les mesures de protection ont été inefficaces et absolument pas coordonnées. Depuis peu, le projet de « master-plan » d'Amvrakikos est en cours. Les autorités de gestion d'Amvrakikos participent à ce projet ». La gestion intégrée des zones côtières n'est pas encore établie en Grèce (Tzovenis, 2010).

#### **Actions mises en place :**

Depuis la fin des années 1980, de multiples initiatives ont été menées pour tenter de restaurer les entrées d'eau, en particulier dans le cadre d'un projet Life Nature en 1999 (« Conservation Management of Amvrakikos Wetlands », LIFE 99 NAT/ GR/ 006475) en collaboration avec la « Development Agency of South Epirus – Amvrakikos (ETANAM S.A.) ». Entre autres, le but de ce programme LIFE Nature était la restauration de conditions abiotiques et de structure d'habitat appropriées dans les lagunes de Tsoukalio, Rodia et Logarou ainsi que dans le marais de Rodia. Ceci passait par la construction et l'utilisation d'un système d'écluses et de fossés afin de contrôler les apports en eau douce (Theocharis et al., 2004). Ce système a été créé afin de reproduire les fonctions assurés par la rivière Louros lorsqu'elle était dans son ancien lit, c'est-à-dire afin de garantir des apports d'eau douce dans les lagunes Rodia et Tsoukalio (ETANAM ; European Commission – Environment, 2010 ; Oikos – Nature Management Ltd).

La surveillance du site faisait partie intégrante du programme pendant toute la durée du projet, du 1<sup>er</sup> novembre 1999 au 30 septembre 2003.

Le gestionnaire du projet était une organisation publique grecque, ETANAM, dont les buts sont de promouvoir le développement social et économique de la zone du golfe d'Amvrakikos, principalement à travers la promotion de l'aquaculture et le développement de formes alternatives de tourisme, et d'améliorer et de protéger les ressources écologiques du site. (European Commission – Environment, 2010)

Au début des années 2000 a été créé l'« Amvrakikos management body », qui est une organisation supervisée par le Ministère de l'Environnement, de l'Aménagement du territoire et des Travaux Publics (YPEHODE). Cette instance a pour but l'administration et la gestion de l'environnement ainsi que de la nature et des paysages dans la zone du Golfe d'Amvrakikos. Le rôle de ce « management body » ne se limite pas à la gestion mais s'intéresse également à la sensibilisation et l'éducation du public à l'environnement et aux aires protégées. Il ne s'agit pas de se substituer aux autres autorités (locales, nationales, ...)

mais de veiller à l'environnement, de donner une opinion, d'aider les actions en faveur de l'environnement et a contrario empêcher les actions pouvant être dommageables.

Dans le cadre du projet « Gestion et Opération de la zone d'Amvrakikos » (“Management and Operation of the Amvrakikos Area”), qui est financé par le Programme Opérationnel « Environnement 2000-2006 », l'« Amvrakikos management body » met en œuvre le programme, qui comporte :

- infrastructures et recrutement d'une équipe scientifique et technique,
- supervision et sauvegarde des zones protégées par 6 gardes et un coordinateur scientifique. Le « management body » va également superviser et protéger les lagunes (Rodia, Tsoukalio, Logarou et Tsiopeli),
- suivi des conditions paramètres biotiques et abiotiques des zones protégées ;
- achat de matériel (bateau, équipement de bureau),
- plan et régulation pour la gestion des zones protégées,
- diversion de la rivière Krikeliotis vers son ancien lit.

Il s'agit donc principalement d'une gestion plutôt que d'une restauration.

Plusieurs projets d'écotourisme se sont également montés dans la région, visant à promouvoir la protection de l'environnement. Afin de sensibiliser les visiteurs à l'environnement, des activités sont proposées aux visiteurs, principalement en lien avec les activités traditionnelles de pêche (ex : voir le « Rodia Wetland Center », [www.rodiawetlands.gr](http://www.rodiawetlands.gr), et le projet d'écotourisme Téthys, [www.alphamentor.gr/index.php?page=erga\\_info&lang=1&id=4](http://www.alphamentor.gr/index.php?page=erga_info&lang=1&id=4))

### **Résultats observés :**

#### **Projet LIFE Nature dans les lagunes de Tsoukalio, Rodia et Logarou :**

D'après le rapport de Life Nature, les résultats écologiques ont été très rapides et positifs, avec entre autres une augmentation de la biodiversité dans le site. En particulier, la reprise de la végétation et la disparition des blooms algaux ont été observées suite au programme. Les entrées d'eau douce permises par la construction des ouvrages a eu des effets très positifs sur la salinité et les structures de végétation dans les lagunes de Rodia et Tsoukalio, ainsi que dans les marais de Rodia. (European Commission – Environment, 2010)

Malheureusement, suite à des problèmes ultérieurs de vols de poisson (à la fin du projet, la surveillance du site n'était plus assurée), les entrées d'eau dans les lagunes et les marais ont été limitées et sont aujourd'hui extrêmement faibles, bien inférieures aux besoins de cette zone humide. Les travaux antérieurs de restauration ont donc perdu toute fonctionnalité.

### **Indicateurs :**

<b>Places of Sampling</b>	<b>Date</b>	<b>NO2</b> (mg/Lt)	<b>NO3</b> (mg/Lt)	<b>NH4</b> (mg/Lt)	<b>P des orthoP</b> (mg/Lt)	<b>orthoP totaux</b> (mg/Lt)
Lagoon Rodia surface	11/6/2003	0,027	0,26	0,06	0,08	0,66
Lagoon Tsoukalio surface	11/6/2003	0,025	0,23	0,049	<0,03	0,90
Lagoon Logarou	11/6/2003	0,035	0,22	0,19	0,05	1,15
Lagoon Tsoukalio surface	28/6/2003	0,023	0,024	0,047	0,01	1,13
Lagoon Rodia surface	28/6/2003	0,025	0,12	0,055	<0,03	1,43
Lagoon Logarou	28/6/2003	0,041	0,16	2,015	<0,03	1,94
Lagoon Tsoukalio surface	17/7/2003	0,042	0,20	0,048	<0,03	2,31
Lagoon Rodia surface	17/7/2003	0,027	0,14	0,032	0,015	2,38
Lagoon Logarou	17/7/2003	0,078	0,30	2,018	0,01	2,98
Lagoon Tsoukalio surface	30/7/2003	0,035	0,16	0,045	<0,03	1,68
Lagoon Rodia surface	30/7/2003	0,017	0,12	0,021	<0,03	1,83
Lagoon Logarou	30/7/2003	0,065	0,28	1,015	0,01	2,45

Concentrations en divers nutriments dans les lagunes de Rodia, Tsoukalio et Logarou en juin et juillet 2003.

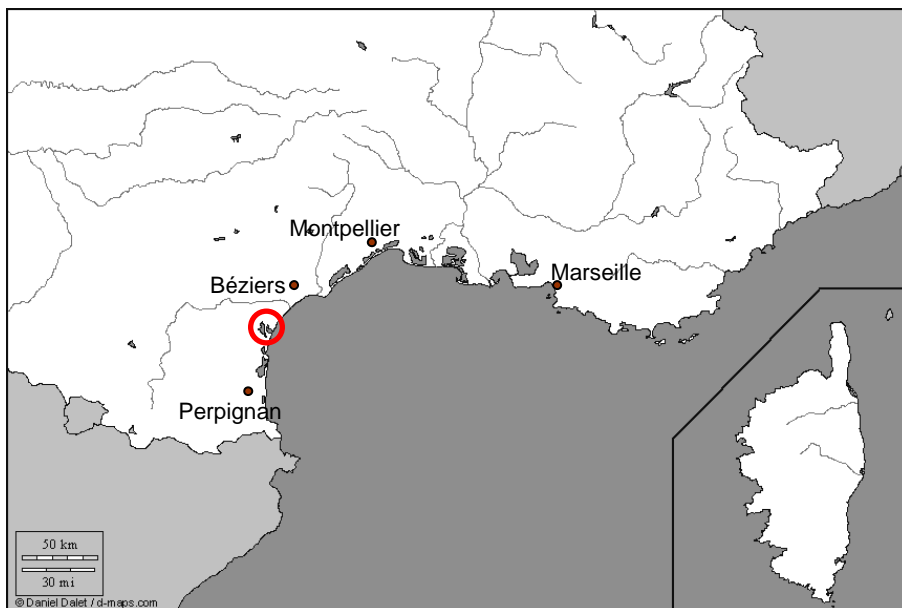
orthoP : orthophosphates

(source : données fournies par Dimitris Barelos)

Il n'existe pas de données sur la chlorophylle *a*. (Barelos, 2010)

## Étang de Bages-Sigean, France

### Présentation :



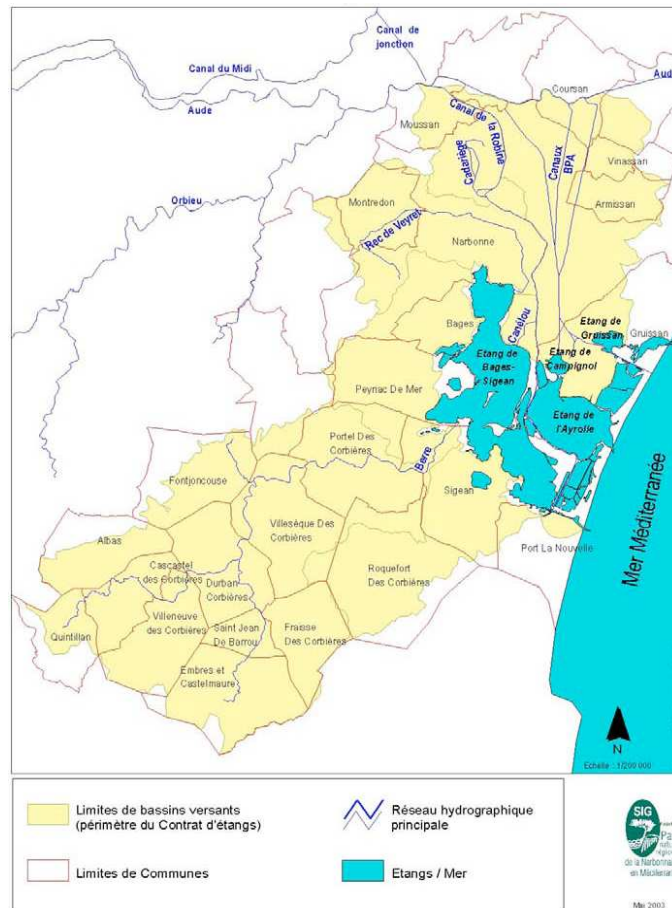
Localisation des étangs du complexe du Narbonnais

Des quatre étangs constituant le complexe lagunaire du Narbonnais, l'étang de Bages-Sigean est le plus vaste. Alimenté par un bassin versant de 443 km<sup>2</sup>, cette lagune de 3700 ha (profondeur moyenne de 1,3 m) est constituée de plusieurs bassins connectés entre eux et ne possède qu'une communication avec la mer, via le grau de Port-la-Nouvelle (Pôle-relais lagunes méditerranéennes).

Par ailleurs, l'étang de Bages-Sigean reçoit des apports d'eau de l'Aude, via le canal de la Robine, au Nord-Est (voir carte ci-dessous).

Une trentaine de pêcheurs professionnels travaillent sur l'étang de Bages-Sigean. La principale ressource exploitée est l'anguille.

Cette activité représente un poids économique non négligeable dans les communes concernées. Elle constitue de plus l'expression de traditions culturelles et sociales qui participent à la fois à l'identité du territoire et à la gestion des milieux.



Périmètre du contrat d'étangs (source : Parc Naturel régional de la Narbonnaise, 2007 a)

### **Problème :**

Avant les actions menées (voir ci-dessous), la situation de l'étang était assez dégradée en raison d'une pollution par des contaminants chimiques et de l'eutrophisation.

### **Aspects administratifs :**

Depuis la fin des années 90, avec l'émergence du projet de Parc Naturel Régional sur le territoire du Narbonnais, des études et actions ont été réalisées sur le milieu lagunaire afin de le réhabiliter et de le valoriser. Depuis 2003, une démarche de Contrat d'étang a été entreprise par le Syndicat Mixte de Préfiguration du Parc Naturel Régional sur ces étangs, dans un but d'amélioration de la qualité des milieux. Ce contrat d'étang a été signé en 2005 pour la période 2005-2009 et animé par le Syndicat mixte de gestion du Parc naturel régional de la Narbonnaise (Parc naturel régional de la Narbonnaise, 2007 a).

Parallèlement à ce contrat de milieu, un SAGE, porté par l'AIBPA (Association Interdépartementale des Basses Plaines de l'Aude), a été élaboré depuis octobre 2002 sur l'ensemble de la Basse Vallée de l'Aude, englobant ainsi la totalité du bassin versant des étangs du Narbonnais. Il a ensuite été repris dans un SDAGE.

Outre l'identification de ces différentes structures de gestion, la propriété foncière des étangs du Narbonnais est complexe, partagée entre domaine public (Service Maritime de la Navigation) et domaine privé (Conservatoire du Littoral, Salins du Midi, communes, etc.). (Pôle relais lagunes méditerranéennes)

### Actions mises en place : (Benau, 2010 et Laugier, 2010)

#### Contrat d'étang :

Autour de l'étang de Bages-Sigean, il y a eu une forte volonté politique locale, mobilisée à travers un contrat d'étang. Celui-ci proposait 5 objectifs :

- objectif n°1 : améliorer la qualité de l'eau et des milieux lagunaires ;
- objectif n°2 : améliorer le fonctionnement hydraulique des étangs ;
- objectif n°3 : restaurer et gérer les marais périphériques ;
- objectif n°4 : maintenir l'activité de pêche artisanale lagunaire ;
- objectif n°5 : maîtriser la fréquentation des plans d'eau et des zones périphériques.

En 2010, on est dans une phase de transition. Le Contrat d'étang s'est achevé fin 2009 et le PNR de la Narbonnaise propose de repartir non pas sur un autre contrat d'étang, mais sur un programme, qui serait intégré dans la Carte du PNR. EN effet, le PNR est constitué autour d'une charte, valable pour 12 ans et actuellement en cours de renouvellement. La charte du PNR comprend un volet Eau, qui pourrait donc intégrer ce programme. Il devrait être validé par les élus locaux et se déroulerait par tranches de 3 ans. La gestion du programme, tout comme l'a été celle du Contrat d'étang, est confiée au Syndicat mixte du PNR (Benau, 2010).

Un document, intitulé « tableau de bord », est édité régulièrement pour faire connaître l'état d'avancement des actions (cf. Parc naturel régional de la Narbonnaise, 2010 et Parc naturel régional de la Narbonnaise, 2007 b). Celui-ci présente les résultats selon certains indicateurs.

#### Pollution chimique :

La pollution par des contaminants chimiques (Cd) a disparu après que l'industriel a cessé son activité en 2008. Cependant, des contaminants se sont stockés dans les sédiments et peuvent être remis à disposition en cas d'évènements particuliers. Certains organismes tels les moules sont pollués, de même que le canal de la Robine. Un projet de dragage de ce canal est actuellement en cours d'étude.

#### Eutrophisation : réduction des apports et augmentation des échanges avec la mer :

En ce qui concerne les apports eutrophisants, un effort important a été mené sur les eaux résiduaires urbaines. Les stations d'épuration ont été remises aux normes, au-delà de ce que prévoit la réglementation puisque les communes se sont fixé d'elles-mêmes des exigences correspondant aux « Zone sensible Eutrophisation ».

Par ailleurs, dans le but d'améliorer la circulation de l'eau, la section d'échange de l'étang avec la mer a été augmentée : un barrage y avait été construit dans les années 1950 pour diminuer les apports de sédiments dans le port de Port-la-Nouvelle. Une partie de ce barrage (constitué d'un système de palplanches) a été démontée. Il a été auparavant démontré qu'une telle action diminuait le temps de résidence hydraulique au sud de l'étang.

Dans le même but, il y a un projet de supprimer les piles d'un ancien pont SNCF. En effet, il a été constaté que ces piles constituent l'un des freins majeurs aux échanges avec la mer. Une simulation de l'impact sur la biodiversité que pourrait avoir la suppression de ces piles est actuellement en cours.

De plus, pour diminuer le temps de résidence dans la partie de l'étang la plus éloignée de la mer, il a été proposé de creuser un canal dans la zone d'étranglement entre les deux parties de l'étang. Mais une étude de l'Ifremer a montré que de tels travaux n'apporteraient rien.

Aujourd'hui, les gestionnaires réfléchissent avec le service Rhône-Saône de VNF à mieux gérer les apports du canal de la Robine (cf. carte). Il est en effet important pour une lagune de réfléchir en termes de flux total et non de concentration de l'affluent, en raison du caractère confiné de ce type de milieu. Les gestionnaires cherchent donc à pouvoir mieux exporter les

apports du canal de la Robine et l'Ifremer et l'Université de Montpellier sont en collaboration pour évaluer les apports des canaux.

Le Parc Naturel Régional de la Narbonnaise n'étant pas maître d'ouvrage (il n'a pas de compétence travaux), un travail important de concertation a été réalisé pour mobiliser les communes.

Sur l'étang de Campagnol voisin de l'étang de Bages-Sigean, le développement de cascaïl (dû à l'eutrophisation) posait des problèmes d'encombrement pour les pêcheurs. Des interventions ont donc été menées pour enlever les massifs.

De plus, des travaux ont été réalisés, visant à mieux gérer l'eau en la faisant passer par les zones humides environnantes, ce qui permet de bénéficier de leurs capacités d'épuration.

Expériences de transplantation de phanérogames, effectuée en 2007 par le Cépralmar : (Noé, 2007 et Candela, 2008)

En 2007 a débuté une expérience de transplantation de phanérogames dans quelques étangs littoraux du Languedoc-Roussillon. Des plants de *Z. noltii* ont été transplantés dans l'étang de Bages-Sigean ainsi que dans l'étang de Thau tandis que *R. cirrhosa* a été transplantée dans l'étang d'Ingril. Cette expérience constitue la première phase d'un programme visant à accélérer la restauration du compartiment sédimentaire des écosystèmes lagunaires et de favoriser sa recolonisation par les phanérogames marines. Cette première phase, lancée en avril 2007, devait permettre d'étudier si la transplantation est réalisable et d'en définir les conditions optimales. Puis, une seconde phase consisterait à mettre en œuvre un programme de transplantation d'herbiers à grande échelle, cette phase n'a pas encore été mise en œuvre.

Lors de cette expérience, on a fait varier différents paramètres : la technique de réimplantation (mottes de 8 cm de diamètre et boutures), la densité de réimplantation (25 à 49 plants par quadrat d'1 m<sup>2</sup>), la profondeur de réimplantation, (0-50 cm et 50-100 cm).

Les transplants ont ensuite été suivis régulièrement pendant 1 an suite à la transplantation, puis enfin 6 mois plus tard (c'est-à-dire en octobre 2008) (Laugier, 2010).

### **Résultats observés :**

#### **Eutrophisation :**

Le travail de mise aux normes des stations d'épuration ainsi que les mesures d'accompagnement visant à améliorer la circulation de l'eau ont porté leurs fruits : on observe actuellement un retour significatif des zostères dans l'étang. Les herbiers n'ont jamais disparu puisqu'ils étaient restés présents dans le sud mais la réduction des apports en azote et phosphore a provoqué une amélioration évidente du milieu, avec une forte augmentation des herbiers, qui recolonisent l'étang et remontent vers le nord. Avec la mise aux normes des stations d'épuration, on est passé à un flux total d'azote de 270 t en 2002 sur le bassin versant de l'étang de Bages-Sigean à 62 t en 2006 (pour le phosphore, on passe d'un flux de 44 t à 7 t).

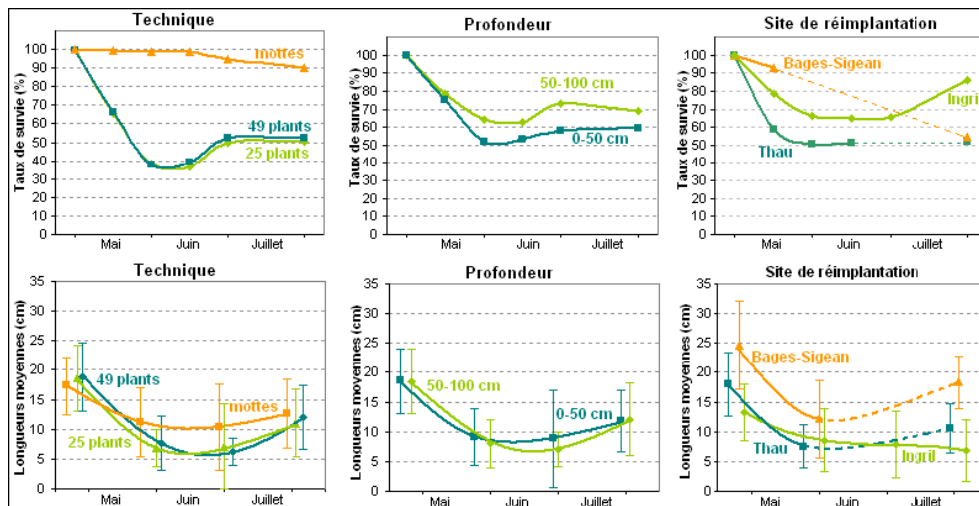
D'après Thierry Laugier de l'Ifremer, les résultats obtenus sont très bons et il émerge même de la part des pêcheurs une certaine réserve face à de nouvelles réductions des apports, de peur que l'étang ne devienne trop oligotrophe.

#### **Expérience de transplantation de phanérogames :**

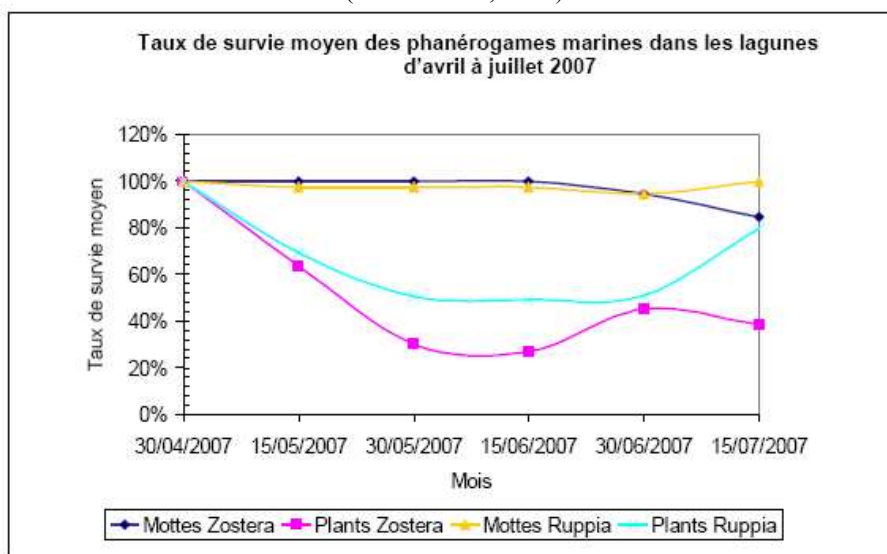
Un mois après la transplantation, l'étang de Bages-Sigean présentait un taux de survie des transplants dépassant les 85% quelque soit la technique ou la profondeur. Toutefois, ce taux passe à un peu plus de 50 % trois mois après la transplantation. La réimplantation selon la technique "mottes" semble être la plus intéressante en présentant un taux de survie toujours



supérieur à 90% quelque soit l'étang et la profondeur, trois mois après la transplantation. En ce qui concerne la technique "plants", la densité ne semble pas être un facteur déterminant du taux de survie. N.B. : dans les mois suivant la transplantation, c'est bien le taux de survie qui est mesuré, en comptant le nombre de plants par motte.



Evolution du taux de survie et de la longueur des feuilles durant les trois mois suivant la transplantation (source : Noé, 2007)



Suivi du taux de survie moyen des phanérogames durant les 3 mois suivant la transplantation. Les *Zostera* ont été transplantés dans les étangs de Bages Sigean et de Thau, les *Ruppia* dans celui d'Ingril (source : Candela, 2008. Issu d'un document de l'Ifremer)

Cependant, les phanérogames transplantées dans l'étang de Bages-Sigean ont totalement disparu suite aux tempêtes de décembre 2007 : un fort épisode de tramontane a provoqué dans l'étang un marnage très important et les transplants n'ont pas survécu à la baisse du niveau de l'étang, ce qui ne permet pas de suivre leur évolution à plus long terme.

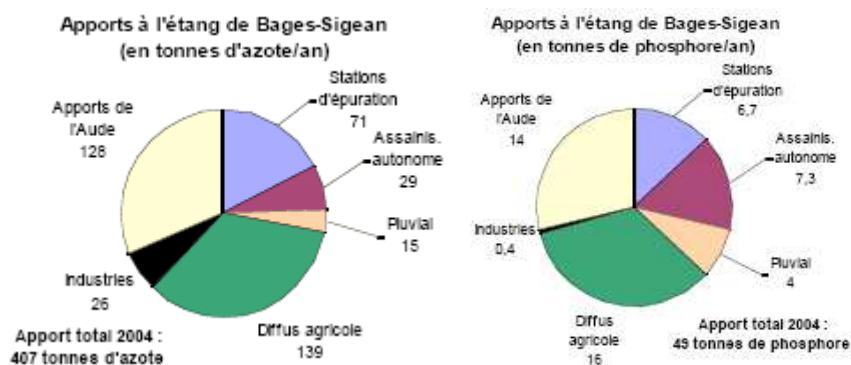
### Indicateurs :

(Parc naturel régional de la Narbonnaise, 2007 b) :

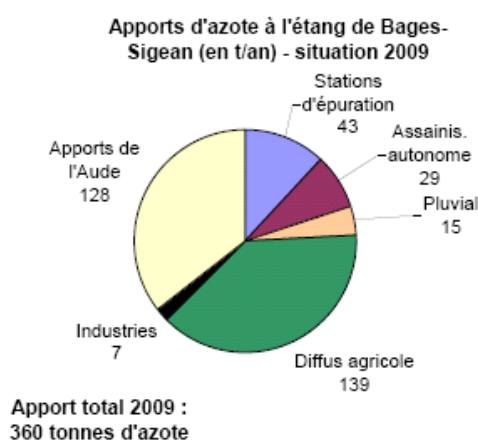
Apports totaux d'azote pour l'étang de Bages-Sigean en 2004 : 407 t

Apports totaux de phosphore pour l'étang de Bages-Sigean en 2004 : 49 t.

Leur répartition est présentée dans les figures ci-dessous :



Répartition des apports d'azote total et de phosphore total dans l'étang de Bages-Sigean en 2004 (source : Parc Naturel régional de la Narbonnaise, 2007 b)



Répartition des apports d'azote total et de phosphore total dans l'étang de Bages-Sigean en 2009 (source : Parc Naturel régional de la Narbonnaise, 2010)

Dans l'étang de Bages-Sigean, trois sources principales d'azote ont été identifiées.

- Les stations d'épuration, qui représentaient l'apport le plus important en 2002 (270 tonnes), et dont la part a nettement diminué depuis grâce aux mises en conformité. Cette dynamique doit se poursuivre sur l'ensemble du bassin versant : 62 t en 2006, 43 t en 2009 (valeurs stabilisées).

- Les apports de l'Aude, liés à la gestion hydraulique de la Robine, sont relativement constants d'une année sur l'autre. Pour les réduire, la qualité des eaux de l'Aude doit être améliorée (moyen terme) et la gestion des apports d'eau de la Robine à l'étang peut être affinée (court terme).

- Les apports diffus agricoles représentent également une part importante. Des solutions techniques peuvent être engagées pour réduire le risque de lessivage des engrais vers le milieu aquatique (bandes enherbées, gestion des fossés...).

La répartition des sources d'apports en phosphore aux étangs est quasi semblable à celle de l'azote.

On peut donc dresser le tableau suivant (valeurs en tonnes d'azote total. En italique : valeurs estimées grâce aux valeurs d'autres années) :

	2002	2004	2006	2009
Apports de l'Aude	128	128	128	128
Stations d'épuration	270	71	62	43
Assain. Autonome	29	29	29	29
Pluvial	15	15	15	15
Diffus agricole	139	139	139	139
Industries	26	26	11	7
<b>Total</b>	<b>607</b>	<b>407</b>	<b>384</b>	<b>360</b>

De même, pour les apports en phosphore total (valeurs en tonnes) :

	2002	2004	2006	2009
Apports de l'Aude		14		
Stations d'épuration	47	6,7	7	4,5
Assain. Autonome		7,3		
Pluvial		4		
Diffus agricole		16		
Industries		0,4		
<b>Total</b>		<b>49</b>		

En ce qui concerne le confinement des masses d'eau, le bilan des résultats du Réseau de Suivi Lagunaire de Languedoc-Roussillon estime à **29 jours** le temps moyen de renouvellement des eaux de l'étang (avec des variations s'étendant entre 18 jours pour les périodes durables de fort vent du sud et 35 jours avec des conditions météorologiques de temps calme établi).

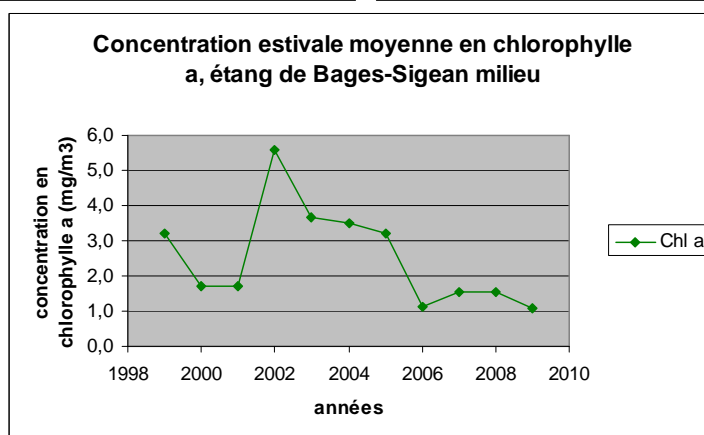
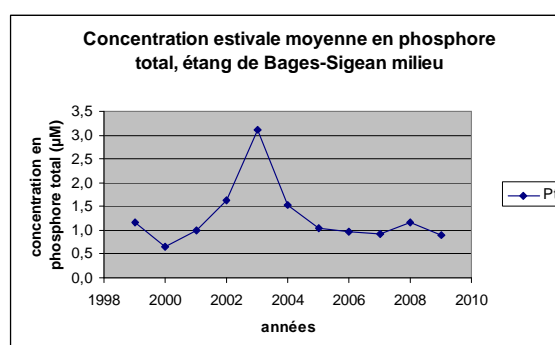
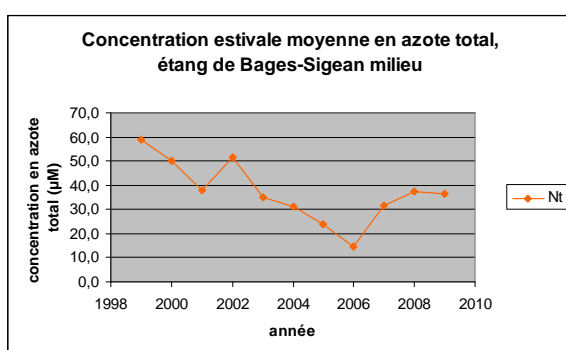
Mais ces valeurs sont très variable d'une partie de l'étang à l'autre, du fait de la forme très découpée de l'étang : « Bages Sud » présente un temps de renouvellement de moins de 4 jours alors qu'il faut une vingtaine de jours pour renouveler l'eau de « Bages Nord ». Les masses d'eau sont très hétérogènes. Ces valeurs correspondent à la situation de l'étang avant l'enlèvement du barrage dans le grau.

Après les travaux sur ce barrage, on obtient une diminution du temps de renouvellement de l'eau de 10 % à 20 %, l'impact étant un peu plus marqué pour le bassin Sud.

Les tableaux ci-dessous présentent l'évolution sur 10 ans de la concentration en azote total, phosphore total et chlorophylle *a* dans les trois masses d'eau identifiées pour l'étang de Bages-Sigean, ainsi que les graphes correspondant pour « Bages milieu » :

Bages nord	Année	Nt	Pt	Chl <i>a</i>	Bages sud	Année	Nt	Pt	Chl <i>a</i>
		μM	μM	mg/m3			μM	μM	mg/m3
	1999	70,3	3,0	14,1		1999	39,3	0,3	1,2
	2000	57,0	1,0	2,8		2000	33,0	0,6	0,8
	2001	44,7	2,8	3,8		2001	33,3	0,8	1,3
	2002	58,0	2,1	5,2		2002	38,3	0,9	4,2
	2003	40,7	4,9	6,3		2003	46,0	5,3	8,0
	2004	37,7	2,6	5,0		2004	24,0	1,2	4,5
	2005	31,7	1,3	10,0		2005	17,6	0,9	2,7
	2006	17,4	1,6	1,9		2006	9,9	0,7	1,0
	2007	37,7	1,4	4,9		2007	18,5	0,6	0,5
	2008	43,9	1,4	4,1		2008	22,8	0,7	0,9
	2009	43,4	1,3	3,8		2009	22,9	0,7	0,7

Bages milieu	Année	Nt	Pt	Chl a
		$\mu\text{M}$	$\mu\text{M}$	$\text{mg}/\text{m}^3$
	1999	58,7	1,2	3,2
	2000	50,0	0,7	1,7
	2001	38,0	1,0	1,7
	2002	51,7	1,6	5,6
	2003	35,0	3,1	3,7
	2004	31,0	1,5	3,5
	2005	24,0	1,0	3,2
	2006	14,4	1,0	1,1
	2007	31,4	0,9	1,5
	2008	37,6	1,2	1,5
	2009	36,3	0,9	1,1



Moyenne estivale de la concentration en azote total, phosphore total et chlorophylle *a* dans l'étang de Bages-Sigean (moyenne réalisée sur les mois de juin, juillet et août, 1 suivi par mois) et courbes correspondantes pour la station Bages-Sigean milieu (source : données fournies par le RSL, partenariat entre Ifremer, Région Languedoc-Roussillon et Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée et Corse)

### **Aspects économiques :**

L'expérience de transplantation de phanérogames s'est déroulée dans trois étangs : Bages-Sigean, Thau et Ingril. Au total, 12 m<sup>2</sup> de phanérogames ont été transplantés et ceci a représenté un coût de 100 844 €. Cependant, les coûts au m<sup>2</sup> pourraient être réduits dans le cadre d'une opération à plus grande échelle. Ainsi, une rapide évaluation du coût d'une réimplantation à grande échelle basé uniquement sur la transplantation de 9 mottes par mètre carré montre un coût d'environ 300 000 €/ha (Noé, 2007. Cf. annexe 4 p. 50 du rapport pour le détail du calcul de ce prix).

## Zone humide de Baix Ter, Espagne

### Présentation :



Localisation de la zone humide de Baix Ter

La zone humide de Baix Ter est située au Nord-Est de la Catalogne, dans la plaine deltaïque des rivières Ter et Daró où se trouvent divers types de masses d'eau (mares côtières confinées et hyperhalines dans les marais salants de La Pletera, systèmes fluctuants d'eau douce avec de forts apports de nutriments, ...)

Les marais salants de La Pletera sont un des éléments de cette zone humide assez fragmentée. Ils couvrent 37,5 ha au nord de l'embouchure de la rivière Ter, juste derrière la bande de dune séparant de la mer.

La lagune de Ter Vell est une lagune côtière d'eau peu salée d'une superficie de 23 ha. Il s'agit de l'ancienne embouchure de la rivière Ter, qui a été déviée au milieu du XIXème siècle pour son emplacement actuel. Les entrées d'eau salées dans Ter Vell ont lieu lors des tempêtes : elles sont donc assez faibles et il n'existe pas de connexion continue avec la mer (Quintana, 2010).



La zone humide de Baix Ter

(source : López-Flores et al., fiche « Baix Ter Wetlands » du réseau RedMarismas)

Cette zone humide est sous la protection du PEIN (Loi autonome 12/1985) et fait partie du réseau Natura 2000 (Directive habitats 92/43/EEC).

### Problème :

Les marais de Baix Ter se trouvent sur la frange côtière connue sous les noms de plage de l'Estartit et plage de Pals, dans une région très peuplée, soumise à une forte pression

touristique, raisons pour lesquelles les marais sont fortement fragmentés (cf. Projecte LIFE emyster).

Dans les marais salants de La Pletera, à partir des années 1970, l'hydrologie a été modifiée en raison de la canalisation de la rivière Ter, de la construction de digues en plusieurs points et de l'urbanisation. Ainsi, plusieurs lagunes et zones humides ont disparu et les marais salants se sont trouvés presque totalement isolés de la rivière et de la mer : avant le projet LIFE (voir ci-dessous), il ne restait que deux lagunes permanentes, Bassa del Pi et Fra Ramon. L'isolation des rares lagunes restantes du marais a entraîné une menace pour la conservation de certaines espèces menacées qui y vivent.

Quant à la lagune de Ter Vell, elle est fortement eutrophisée en raison de l'agriculture intensive et de la pression touristique.

**Actions mises en place :** (López-Flores et al ; Projecte LIFE emyster)

Plusieurs projets LIFE ont été développés dans la zone humide de Baix Ter :

- « Restauration et gestion des lagunes et marais côtiers de Baix Ter » (LIFE 99 NAT/E/006386) a été mis en place entre 1999 et 2004, pour un coût total de 1 159 000 €.

Les problèmes rencontrés étant différents d'une masse d'eau à l'autre, les actions menées ont également été différentes.

Les actions menées dans la lagune de Ter Vell dans le cadre de ce projet avaient pour but d'améliorer la qualité de l'eau en diminuant l'eutrophisation, c'est-à-dire en empêchant l'excès de nutriment d'atteindre la lagune, et en éliminant la matière organique accumulée. Ainsi, les actions mises en place consistaient en : le dragage de la lagune dans les zones où des niveaux élevés de matière organique étaient détectés, l'élimination par aspiration d'importantes quantités de boue trouvée dans les parties les plus profondes de la lagune (où le dragage n'était pas possible ou bien aurait eu des répercussions négatives sur l'environnement) et la construction d'une zone humide artificielle afin de contrôler l'entrée de nutriments dans la lagune.

Coïncidant avec ce projet LIFE, il y a eu une modernisation du système d'irrigation utilisé par les agriculteurs dans le bassin de Ter Vell. Ainsi, le surplus d'eau douce qui pénétrait auparavant dans la lagune pendant la période d'irrigation n'existe plus, ce qui a entraîné des changements dans les flux d'eau et dans la salinité. Alors qu'auparavant, les entrées d'eau douce se faisaient en continu, avec des pics en été, elles sont aujourd'hui pratiquement inexistantes, avec des pics au cours de la saison pluvieuse. Le fonctionnement de la lagune est donc redevenu proche du fonctionnement typique d'une lagune côtière méditerranéenne. (Quintana, 2010).

Dans la Pletera, la qualité de l'eau ne posait pas de problème et les principales actions visaient à améliorer l'état de conservation des dunes de sable et des communautés des marais, et d'assurer la conservation de l'Aphanius d'Espagne, en danger d'extinction et qui se trouve uniquement dans la péninsule ibérique. Entre autres actions ont été créées 3 nouvelles lagunes saumâtres pérennes, qui ont été repeuplées d'Aphanius d'Espagne (Spanish toothcarp) (Badosa, 2007).

Ce projet LIFE a été financé par l'Union Européenne et par le Conseil municipal de Torroella de Montgri, service Environnement. Il a été géré par l'Institut d'écologie aquatique de l'Université de Girona, le Département de lutte contre les moustiques sur la baie des Roses et la rivière Ter aval (Servei de control de mosquits de la badia de roses i del Baix) ainsi que par l'atelier école des Gavarres (Escola Taller de les Gavarres). Il a été mené en collaboration

avec le gouvernement de Catalogne par son Ministère de l'Environnement et son Ministère de l'Agriculture, de l'élevage et de la pêche, avec la Province de Girona, avec la fondation « Territori i Paisatge » et avec le Ministère de l'Environnement espagnol.

- « Rétablissement de l'habitat des amphibiens et d'*Emys orbicularis* à Baix Ter » (LIFE 04 NAT/ES/000059) a été commencé en 2005 (projet mené dans des masses d'eau douce).

#### **Résultats observés** : (Quintana et al., 2004)

Le suivi scientifique (avant et après restauration) a permis une évaluation à court terme des objectifs de rétablissement des espèces et des écosystèmes.

Les objectifs de restauration étaient les suivants :

- réduction du degré d'eutrophisation dans la lagune de Ter Vell (lagune d'eau douce) ;
- augmentation de la population d'*Aphanius* d'Espagne dans la Pletera et diversification des centres de population de cette espèce grâce à la colonisation de nouveaux étangs ;
- augmentation de la population de macrophytes submergés ;
- reprise des dunes et de la végétation des marais.

#### Ter Vell :

Les études d'équilibre nutritif et l'évaluation de qualité de l'eau montrent que, pendant la première année suivant les travaux de restauration dans la lagune de Ter Vell, la concentration en azote a été significativement réduite, mais aucune modification significative de la concentration du phosphore et du carbone (il y avait même une augmentation significative) n'a été constatée. En ce qui concerne les micro-organismes indicateurs, il y a eu une réduction du taux de micro-organismes indicateurs d'eutrophisation après la restauration.

Suite aux changements d'hydrologie (fin des apports d'eau douce issue de l'irrigation en été) qui ont coïncidé avec le projet, une augmentation de la salinité a été observée, mais également une diminution de la concentration en nutriments, en particulier en azote, ainsi qu'une augmentation immédiate de la qualité de l'eau dans les deux années qui ont suivi le projet. Puis, après cette première amélioration immédiate, il n'y a eu aucun changement substantiel : la qualité de l'eau est donc meilleure, mais toujours pas autant qu'elle pourrait l'être (Quintana, 2010).

D'après Xavier Quintana, ceci est dû au régime hydrologique actuel (avec sa baisse drastique des entrées d'eau douce), qui n'est pas le meilleur. Il propose donc plutôt une entrée d'eau douce, faible mais continue, durant l'hiver avec une baisse graduelle jusqu'à l'été.

Il n'y a pas de données sur la qualité de l'eau, la fin du projet LIFE ayant entraîné la fin du financement pour ces analyses. Toutefois, la comparaison d'échantillons isolés, prélevés avant et après les projets de restauration semble montrer qu'il n'y a pas eu de changements substantiels de la qualité de l'eau

En ce qui concerne les macrophytes submergés, les résultats suite à la restauration du milieu étaient très mauvais dans Ter Vell. Des plantations ont été effectuées, entre autres de *Potamogeton pectinatus*, et les macrophytes plantés ont réussi à bien pousser.

#### La Pletera : (Quintana et al., 2004)

Dans la Pletera, l'évaluation du stock de poissons a conclu que la création de nouvelles lagunes et l'introduction d'*Aphanius* d'Espagne ont été un succès. Les centres de peuplement de l'espèce ont augmenté, elle n'est plus confinée à un seul étang. L'émergence de macrophytes *Ruppia cirrhosa* a été un élément qui a joué un rôle important dans la croissance

des peuplements d'Aphanius d'Espagne dans les lagunes. En effet, les résultats du projets en ce qui concerne les macrophytes a été radicalement différents de ce qui s'est passé dans la lagune de Ter Vell, avec l'émergence rapide de cette prairie de macrophytes. Ceci est lié au fait que les travaux de creusement des nouveaux étangs ont été réalisés dans le lit d'une ancienne lagune qui avait été comblé. Des graines de *Ruppia* encore viables y étaient présentes. L'observation d'anciennes photos aériennes a permis de constater que les herbiers de *Ruppia* sont apparus dans les nouvelles lagunes exactement à l'endroit où ils étaient présents dans l'ancienne lagune lorsqu'elle était encore en eau. Actuellement, les herbiers de *Ruppia* recouvrent pratiquement toute la surface des nouvelles lagunes, créées par le projet.

D'après Xavier Quintana, la cause de ces résultats opposés est l'hydrologie. Dans la Pletera, l'hydrologie convient à ce type de lagune saumâtre : des crues soudaines pendant les tempêtes de la Méditerranée suivies de longues périodes de confinement. Ce profil hydrologique n'a pas changé pendant les dernières décennies, ce qui n'est pas le cas à Ter Vell, où l'hydrologie a beaucoup varié et n'a pas encore retrouvé un profil naturel.

Enfin, en ce qui concerne les dunes, l'équipe en charge du projet a été surprise de la rapidité de reprise de la végétation, sans mesure forte d'accompagnement. Cependant, il est nécessaire d'entretenir les clôtures interdisant l'accès aux zones de revégétalisation afin de maintenir une bonne conservation des végétaux sur les dunes.

#### **Indicateurs** : (Badosa Salvador, 2007)

Les tableaux suivants présentent les concentrations en nutriments et chlorophylle *a* mesurées dans les lagunes au cours du projet.

##### La Pletera :

	Unité	Ancienne lagunes	Nouvelles lagunes
N tot	mg/L	4,53 (2,38)	1,67 (0,97)
P tot	mg/L	0,59 (0,70)	0,10 (0,10)
Chl <i>a</i>	mg/L	0,03 (0,05)	0,005 (0,01)

Valeur moyenne et écart-type (entre parenthèses) de la concentration en azote total, phosphore total et chlorophylle *a* dans les lagunes de la Pletera. Les « anciennes lagunes » sont Bassa del Pi et Fra Ramon et les « nouvelles lagunes » sont les trois bassins créés lors du projet.

Le suivi a été réalisé pendant un cycle hydrologique complet, de l'été 2002 à l'été 2003.

(source : Badosa, 2007)

##### Ter Vell :

	Unité	Année	Bassin d'entrée	Bassin de sortie	Bassin confiné
N tot	mg/L	99/00	3,19 (1,40)	2,47 (1,36)	1,69 (1,18)
		02/03	1,35 (0,86)	1,30 (0,76)	1,08 (0,33)
P tot	mg/L	99/00	0,27 (0,14)	0,18 (0,05)	0,12 (0,07)
		02/03	0,40 (0,24)	0,31 (0,40)	0,20 (0,14)
Chl <i>a</i>	µg/L	99/00	22,90 (22,36)	15,28 (10,86)	13,38 (10,26)
		02/03	13,56 (22,98)	15,01 (9,64)	16,59 (14,45)

Valeur moyenne et écart-type (entre parenthèses) de la concentration en azote total, phosphore total et chlorophylle *a* dans les trois bassins de la lagune de Ter Vell, avant et après les travaux de restauration. Le suivi a été réalisé à raison d'une mesure par mois. Certains écart-types élevés peuvent s'expliquer par de fortes variations de la variable considérée au cours de l'année.

(source : Badosa, 2007)

#### **Aspects socio-économiques** : (Quintana et al., 2004)

De l'avis des gestionnaires du projet, un des points les plus positifs est que le projet a impliqué les différentes administrations chargées de la conservation de la nature. Dans la ville

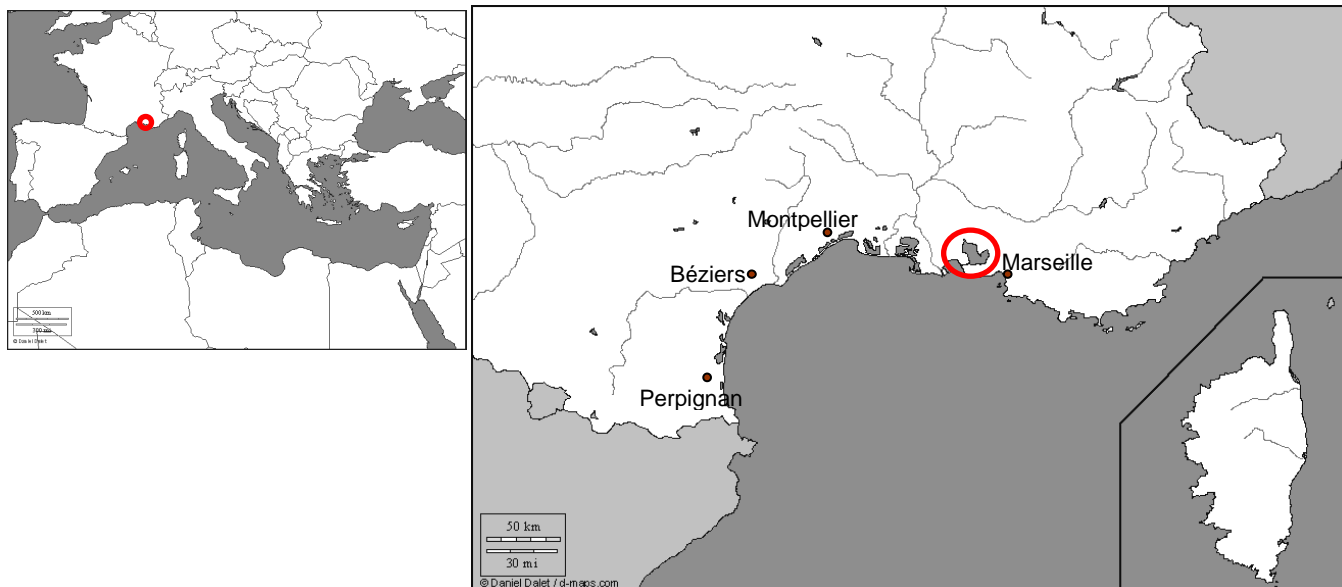


de l'Estartit, ce projet a fait consensus dans toutes les formations politiques (point bénéfique pour le projet car l'investissement municipal est nécessaire à la conservation de ces écosystèmes). La preuve en est que le changement de gouvernement aux élections de mai 2003 n'a pas été un changement d'approche sur le projet, mais a assuré sa continuité.

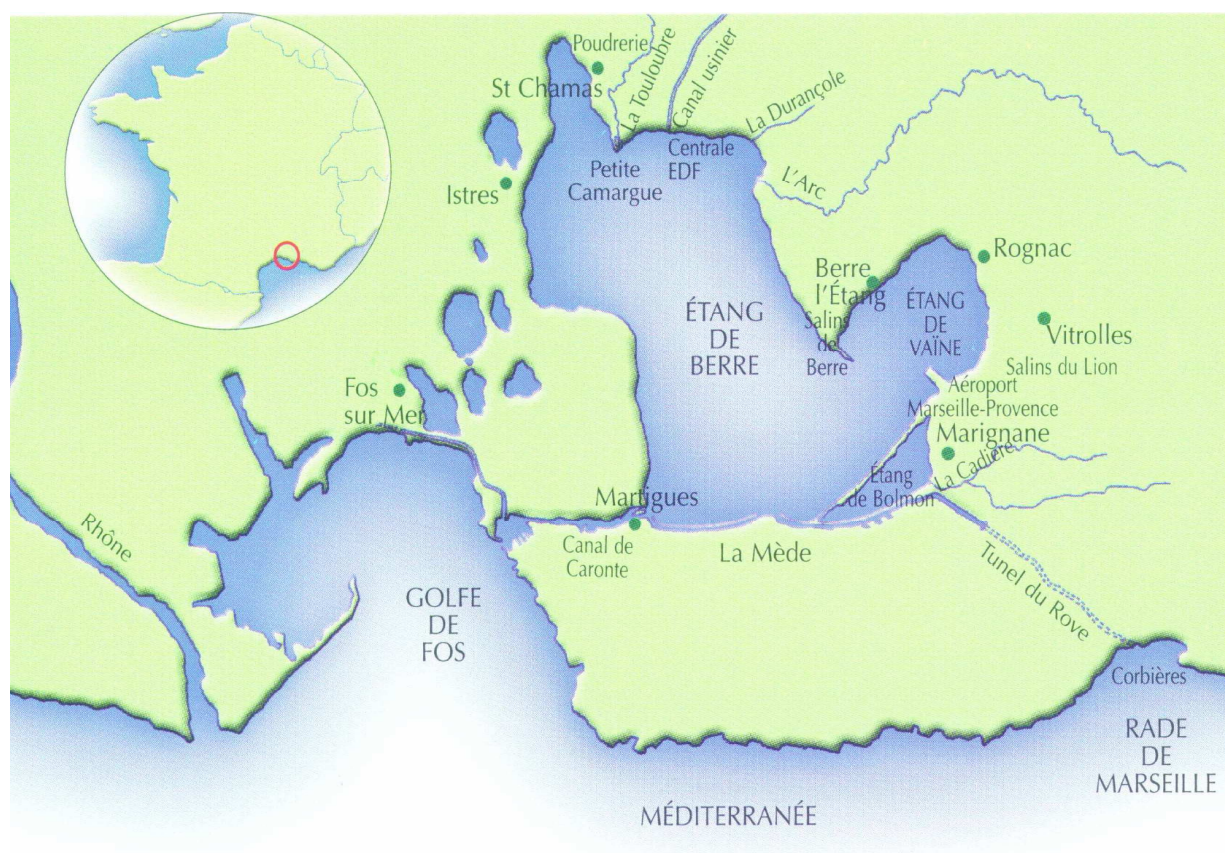
Signalons également un autre aspect socio-économique lié au projet LIFE, mais pas exclusivement une de ses conséquences : un des résultats de la politique de protection et de restauration de zones naturelles de l'administration portuaire, dans laquelle est inclus le projet LIFE, est le changement de modèle de tourisme, principale activité de la municipalité. On est passé d'un tourisme lié au soleil et plage à un tourisme plus intéressés par le patrimoine naturel et culturel. Une conséquence immédiate a été la réalisation des certificats de qualité de l'environnement par les différents établissements touristiques

## Étang de Berre, France

### Localisation :



Localisation de l'étang de Berre



L'étang de Berre, de Vaïne et du Bolmon ainsi que leurs affluents  
(source : GIPREB)

D'une superficie de 155 km<sup>2</sup>, l'étang de Berre constitue l'un des plus vastes plans d'eau salée d'Europe, et le plus vaste de France. D'une profondeur moyenne de 6 m, avec un maximum de 9,5 m, il s'agit d'une lagune profonde, ce qui est dû à son origine tectonique. Ainsi, il a un volume de 900 millions de m<sup>3</sup>. On y distingue généralement deux masses d'eau hydrauliquement distinctes : l'étang de Berre et au nord-est, l'étang de Vaïne. Au sud-est de l'étang de Berre se trouve une lagune adjacente, l'étang de Bolmon. Il est séparé de l'étang de Berre par un cordon dunaire, le lido du Jaï. L'étang de Berre possède quatre affluents, la Touloubre, la Durançole, l'Arc et la Cadière, cette dernière y parvenant via l'étang de Bolmon. S'y ajoute en 1966 un affluent artificiel, le canal usinier d'EDF (voir plus bas).

L'étang de Berre communique avec la mer Méditerranée par le chenal de Caronte, reliant Martigues au golfe de Fos. Un chenal a tout d'abord été creusé par les Romains au 1<sup>er</sup> siècle après J.-C., puis à partir de 1863, une liaison navigable a été établie afin de permettre la navigation fluviale entre Marseille et le Rhône. Ce chenal a ensuite été progressivement approfondi afin de s'adapter au calibre des bateaux : d'abord profond de 6m, il en fait maintenant 9. Cet aménagement a donc favorisé les échanges d'eau avec la mer et ainsi augmenté la salinité de l'étang.

En 1925, une nouvelle liaison de l'étang à la mer (via le canal de Marseille au Rhône) a été créée. Il s'agit du tunnel du Rove, reliant ce canal à la rade de Marseille (voir carte ci-dessus). Passant sous la chaîne de l'Estaque, ce canal-tunnel fait plus de 7 km de long et 22 m de large pour 15 de haut. Il s'agit du plus grand tunnel fluvial jamais construit. Un éboulement de sa voûte en 1963 y a bloqué toute circulation d'embarcation ou d'eau.

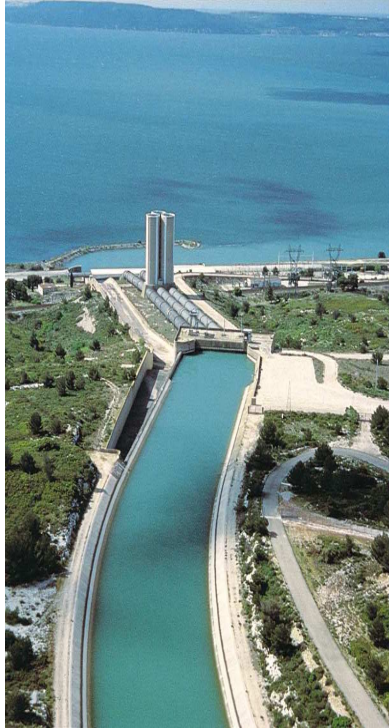
Le bassin versant de l'étang de Berre couvre une superficie de 1630 km<sup>2</sup>, assez fortement urbanisée et industrialisée : environ 300 000 personnes vivent dans les dix communes riveraines de l'étang. Cette forte activité humaine se concentre principalement dans le sud-est de l'étang, la rive opposée étant davantage agricole ou naturelle.

### **Problème :**

À partir des années 1930, les rivages de l'étang de Berre ont été le siège d'un développement industriel et urbain important : l'industrie pétrochimique s'y est installée massivement, favorisée par la proximité du port industriel de Marseille. De telles activités n'ont pas été sans conséquences sur l'environnement, entraînant une diminution de la qualité de l'eau et de l'air. Jusqu'au début des années 1970, aucune contrainte réglementaire n'encadrait les rejets et l'étang est devenu le réceptacle de tous les effluents industriels et urbains. La pollution chimique résultante (hydrocarbures, métaux lourds) a atteint un niveau tel que la pêche fut interdite en 1957 pour des raisons sanitaires. Aujourd'hui, l'étang garde encore dans ses sédiments la trace de cette pollution, mais ses eaux ne présentent plus cette pollution chimique.

En 1966, un autre phénomène fait son apparition sur le bord de l'étang de Berre, conséquence du développement de la chaîne hydroélectrique de la Durance. Celle-ci débute au lac artificiel de Serre-Ponçon, dans le sud des Alpes. À travers un canal usinier, elle alimente une vingtaine de stations hydroélectriques dont les deux dernières, mises service en 1966, rejettent l'eau qu'elles turbinent au nord-ouest de l'étang de Berre, à proximité de Saint Chamas. Les quantités d'eau déversées dans l'étang au niveau de la centrale hydroélectrique de Saint Chamas sont extrêmement importantes : 3,3 milliards de m<sup>3</sup>/an en moyenne sur la période 1966-93, soit 3,7 fois le volume de l'étang (GIPREB, 2007). Ces volumes ont par la suite été réduits et ramenés à 1,2 milliards de m<sup>3</sup>/an à partir de 2006. Des apports aussi massifs d'eau douce ont plusieurs conséquences sur les caractéristiques de l'étang et sur ses écosystèmes :

- La salinité diminue fortement (jusqu'à atteindre des niveaux quasiment nuls dans les années 1976 à 1978) et présente des variations brutales et de forte amplitude, en fonction des périodes de turbinage de la centrale hydroélectrique. Les espèces marines auparavant présentes (telles que les zostères) ne résistent pas à de telles conditions. Alors qu'avant 1966, leur surface est estimée à environ 6000 ha, il en subsiste moins de 3 ha aujourd'hui (GIPREB, 2010 ; Bernard, 2010).



L'usine hydroélectrique de Saint Chamas  
(source : GIPREB)

- L'eau turbinée par la centrale, bien que d'excellente qualité, contient cependant des nutriments. En raison des volumes concernés, ceci représente donc une quantité importante d'apports nutritifs dans le milieu, estimés à environ la moitié des apports totaux (Picon, 2010). Ces apports entraînent donc une eutrophisation du milieu, renforcée par le caractère confiné propre aux lagunes.

- Ces apports massifs d'eau douce conduisent également à un phénomène de stratification du milieu. En effet, du fait de leur différence de densité, eau douce et eau salée ne se mélangent pas. L'eau salée reste au fond et un confinement hydraulique de cette dernière s'établit. Ajouté à l'eutrophisation de l'étang, ce phénomène entraîne une anoxie constante des fonds, à partir de 7 m de profondeur (GIPREB, 2009). Aucune vie ne s'y développe alors qu'avant 1966, les fonds étaient riches d'un peuplement diversifié d'espèces benthiques.

- Enfin, les rejets de la station EDF apportent des quantités considérables de sédiments dans la lagune : d'une moyenne de 520 000 t/an entre 1966 et 1993, on est passé en 2006 à 60 000 t/an.

Ainsi, l'étang de Berre qui était autrefois un milieu d'une grande richesse, présente-t-il aujourd'hui un caractère dégradé. Malgré certaines améliorations (augmentation et stabilisation de la salinité, développement des peuplements de moules, ...), le suivi des indicateurs biologiques révèle que l'état écologique de l'étang est loin d'être satisfaisant (pauvreté de la faune, quasi absence des zostères, ...) et particulièrement fragile.

### **Aspects administratifs :**

En 2000, l'État a créé le Groupement d'Intérêt Public pour la Réhabilitation de l'Étang de Berre (GIPREB), en partenariat avec l'ensemble des collectivités territoriales (Conseil Régional, Conseil Général, Syndicat Intercommunal pour la Sauvegarde de l'Étang de Berre (SISEB), communes, syndicats de rivières), l'Agence de l'Eau, les acteurs économiques, les associations et les usagers, afin de coordonner la reconquête de l'étang de Berre et de définir un programme global de réhabilitation. Les missions essentielles du GIPREB sont donc d'assurer le suivi écologique de l'étang de Berre et de favoriser la cohérence des programmes de réhabilitation étudiés par les différentes collectivités et services. Il est également chargé de poursuivre des études sur une possible dérivation des eaux du canal EDF ainsi que sur les impacts sociaux et économiques de la réhabilitation de l'étang de Berre et de veiller à l'appropriation de ces études par les acteurs à travers une démarche de concertation. (GIPREB, 2008 ; Picon, 2010).

Mis en place pour la période 2000-2006, le GIPREB a été reconduit à l'identique pour la période 2007-2010 afin de préparer son remaniement administratif et juridique. Le GIPREB évolue en effet vers une structure de syndicat mixte.

Le Comité d'étang de Berre a été mis en place en 2008 afin de préparer le futur Contrat d'étang dont les objectifs ont été définis par le GIPREB. Il réunit les anciens membres du GIPREB plus les intercommunalités et de nouvelles associations et sera chargé de gérer les opérations concrètes de réhabilitation de l'étang de Berre (Grisel, 2010).

### **Actions mises en place :**

#### **Pollution chimique :**

Suite à une mobilisation locale, un Secrétariat Permanent Pour la Prévention des Pollutions Industrielles (SPPPI) a été mis en place en 1971. Cette structure réunit l'ensemble des parties intéressées (élus, administrations, industriels, experts, associations de protection de la nature) et permet de définir les orientations de la politique locale de prévention des pollutions industrielles et des risques. Des normes de rejets plus strictes que les normes nationales ont ainsi été appliquées aux industriels locaux.

#### **Eutrophisation :**

En vue de réduire les apports eutrophisants, les stations d'épuration des communes riveraines de l'étang ont progressivement toutes été remises aux normes (1991 : mise en service de la nouvelle station d'épuration de Marignane ; 2000 : mise en service de la nouvelle station d'épuration de Rognac ; 2005 : mise aux normes de la station d'épuration de Châteauneuf-les-Martigues ; 2006 : mise en service de la première tranche de la nouvelle station d'épuration de Vitrolles, mise en service de la station d'épuration de Miramas ; 2007 : mise en service de la nouvelle station d'épuration de Vitrolles). En 2006, 98% des eaux usées urbaines rejetées directement dans l'étang et 77% des effluents urbains sur le bassin versant naturel (par opposition au bassin versant étendu dû à l'affluent artificiel qu'est le canal usinier EDF) sont aux normes, l'étang de Berre et son bassin versant étant identifiés comme « zone sensible » au titre de la directive Eaux Résiduaires Urbaines (ERU).

#### **Rejets d'eau douce de l'aménagement hydroélectrique :**

Face au problème considérable que représentent ces rejets, plusieurs mesures fortes ont été appliquées. Lancé en 1993, le plan Barnier fixe une limitation des apports d'eau douce : 2,7 puis 2,1 milliards de m<sup>3</sup>/an, un quota annuel étant également fixé pour les limons, qui sera diminué par la suite, passant à 100 000 t/an. Toutefois, ces mesures ne paraissent pas suffisantes pour améliorer la situation et un contentieux s'établit entre la Commission européenne et l'État français, propriétaire des installations hydroélectriques. Les rejets d'eau douce effectués par EDF étant jugés au niveau européen comme constituant une « pollution » pour l'étang, EDF met en place de nouvelles modalités de rejets dans l'étang de Berre : les quotas annuels d'eau sont réduits et passent à 1,2 milliards de m<sup>3</sup>/an et ceux de limons à 60 000 t/an. De plus, un « lissage » des rejets hebdomadaires est imposé afin d'éviter des variations trop importantes de la salinité, et des objectifs de salinité sont fixés (elle doit rester comprise entre 15 et 25).

D'autre part, le GIPREB lance dès 2000 des études sur la dérivation des rejets EDF hors de l'étang de Berre. Ces études révèlent qu'une telle dérivation est possible techniquement et plusieurs solutions sont proposées, pour un coût de 1 à 2 milliards d'euros. Une étude socio-économique a également été lancée par le GIPREB afin d'évaluer les coûts et les avantages socio-économiques de la mise en oeuvre de chaque solution de dérivation en les comparant à la situation actuelle. (Picon, 2010).

#### Augmentation des échanges avec la mer :

Parallèlement à ses travaux d'étude sur la dérivation des rejets d'eau douce, le GIPREB a réalisé à partir de 2002 des études de faisabilité puis d'impact de la réouverture du tunnel du Rove à la circulation d'eau. Un tel projet permettrait d'apporter de l'eau de mer issue du golfe de Marseille dans le canal de Marseille au Rhône en un premier temps, puis dans l'étang du Bolmon, ce qui diminuerait le temps de résidence hydraulique (qui passerait de 62 jours à 15 jours avec l'apport de 4 m<sup>3</sup>/s d'eau de mer dans l'étang de Bolmon) et favoriserait ainsi le renouvellement de l'eau.

La qualité du milieu dans l'étang du Bolmon étant fortement dégradée, ce projet permettrait de rétablir ses caractéristiques de lagune méditerranéenne profonde et de rétablir, voire développer, les usages actuellement contraints par la dégradation écologique des milieux (GIPREB et Grand Port maritime de Marseille, 2010).

Une réouverture va donc être lancée, tout d'abord dans le cadre d'une expérimentation. Il est prévu que la mise en œuvre débute durant l'hiver 2013 – 2014.

#### Transplantation expérimentale de zostères :

Suite aux modifications des rejets de la centrale hydroélectrique, le niveau de salinité dans l'étang est redevenu théoriquement compatible avec le développement des herbiers de zostères. Par ailleurs, les apports en nutriment ont baissé et la transparence de l'eau paraît s'être améliorée (stabilisation autour de valeurs généralement inférieures à 5 NTU). L'étude de faisabilité conclut donc à une compatibilité a priori de la qualité environnementale actuelle de l'étang de Berre avec les exigences écologiques de *Z. noltii* et *Z. marina*. (SAFEGE Ingénieurs Conseils, 2009).

Les transplantations de *Z. noltii* et de *Z. marina* ont été réalisées en juin 2009, sur 6 stations sélectionnées pour leurs conditions appropriées. Sur chaque station ont été transplantées des boutures (plants) de *Z. noltii* et de *Z. marina* et des mottes de *Z. noltii* le long de transects (Morancy et Jouvenel, 2009).

Un suivi de deux ans à partir de la date de transplantation fait partie intégrante de l'expérience afin d'en évaluer les résultats.

#### **Résultats observés :**

##### Pollution chimique :

Les actions engagées par le SPPPI ont entraîné une nette diminution de la pollution chimique de l'étang et une amélioration qualité de l'eau. Ainsi par exemple, les concentrations en mercure dans l'Est de l'étang (étang de Vaïne) sont passées de près de 0,85 ppm en 1976 à environ 0,2 ppm en 2002. De même pour les concentrations en plomb dans cette partie de l'étang, on passe de 190 ppm à moins de 40 ppm en 2006. Un abattement de 98 % des rejets industriels a eu lieu.

En 1994, l'interdiction de pêche a pu être levée et l'eau de l'étang a retrouvé un niveau très satisfaisant de contamination chimique. La pollution historique se retrouve toutefois dans les sédiments.

##### Eutrophisation et conséquences des rejets d'eau douce de l'aménagement hydroélectrique :

Malgré les actions importantes menées sur l'assainissement dans le bassin versant naturel de l'étang de Berre, celui-ci reste un milieu globalement eutrophe. Sur la base des indices retenus par le RSL (Réseau de Suivi Lagunaire en Languedoc-Roussillon) et par la DCE, l'étang de Berre est classé, en 2008 encore, dans un état « passable » à « médiocre » en terme d'eutrophisation. Le principal paramètre déclassant reste la biomasse chlorophyllienne. Au vu du suivi écologique, l'étang de Berre présente toujours actuellement les caractéristiques d'un

milieu fortement dégradé. La salinité dans l'étang se maintient dorénavant entre 15 et 25 g/L et les apports globaux en sels nutritifs tendent à diminuer. Toutefois, cette évolution récente des conditions hydrologiques ne s'est pas accompagnée d'une amélioration significative des indicateurs (GIPREB, 2009).

Transplantation expérimentale de zostères :

Suite aux transplantations expérimentales réalisées en juin 2009, la technique employée a pu être validée. Toutefois, l'expérience n'est pour l'instant qu'à un stade intermédiaire et les résultats seront disponibles après deux ans de suivi (Bernard, 2010).

**Indicateurs :**

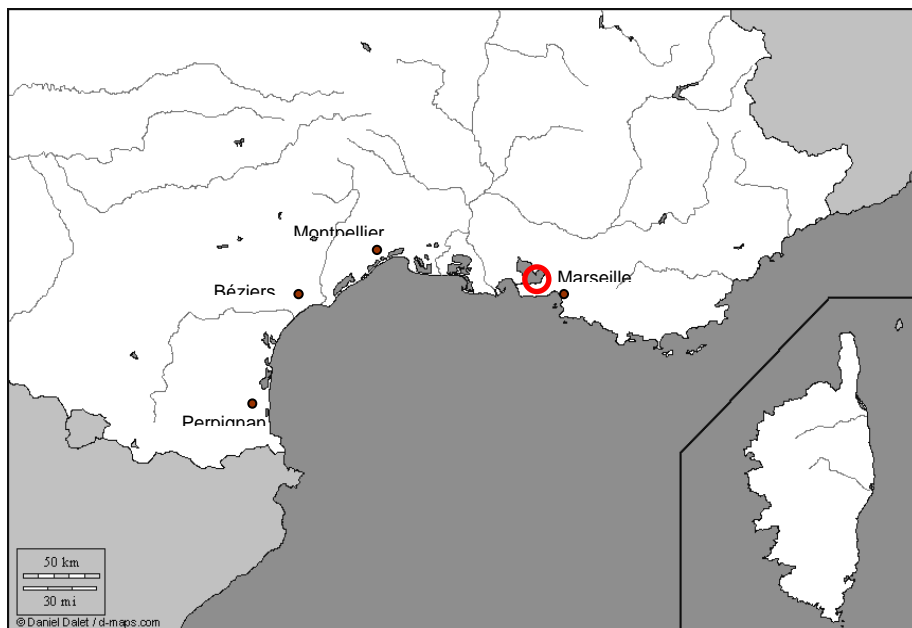
Le suivi effectué par le GIPREB permet de suivre l'évolution de la concentration en azote total, phosphore total et chlorophylle *a* (entre autres) dans l'étang de Berre :

année	[Ntot] moyenne	[Ptot] moyenne	[Chl a] moyenne
1998	29,07	0,54	7,79
2001	29,96	1,37	12,36
2002	31,04	1,96	7,03
2003	57,43	2,00	20,59
2004	32,12	1,17	9,55
2005	25,89	1,47	8,35
2006	49,37	1,21	21,34
2007	31,20	0,42	5,06
2008	35,86	1,11	8,65
2009	49,04	1,50	12,06

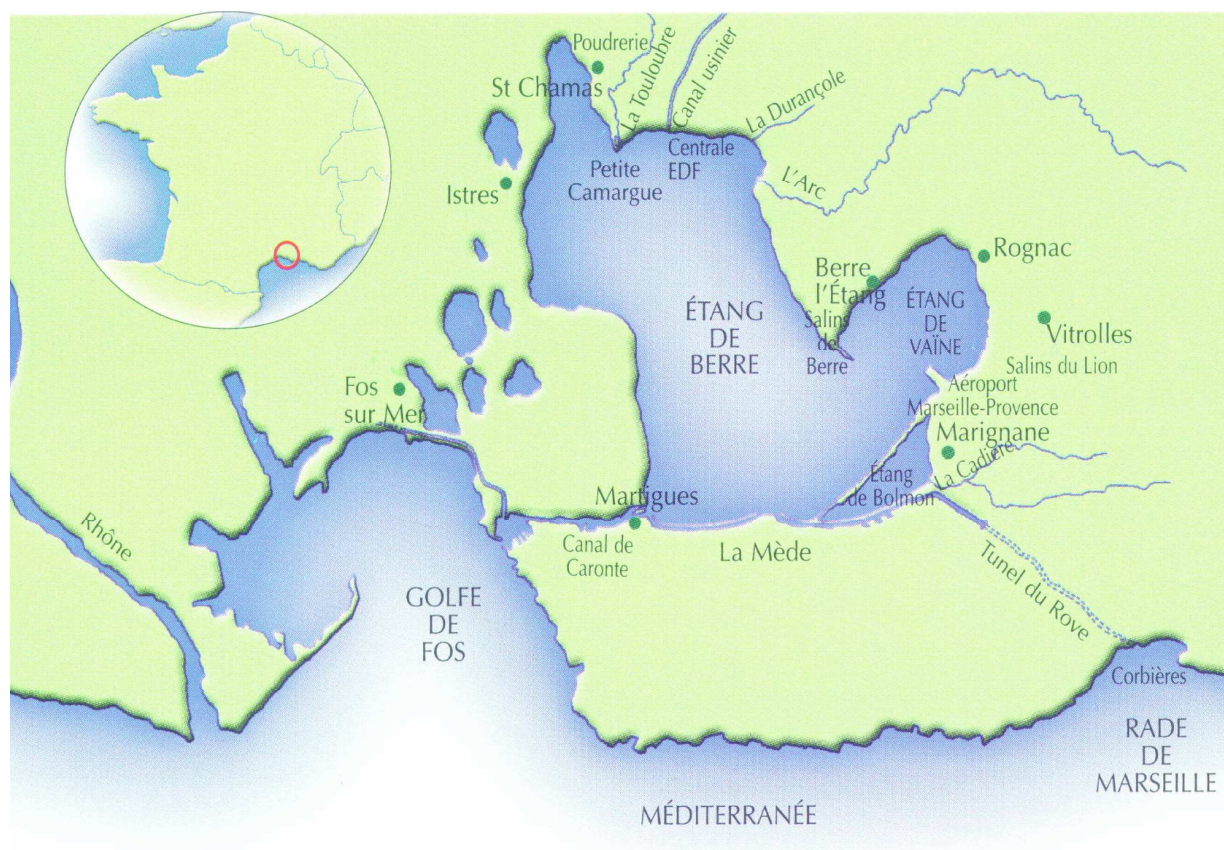
Moyenne estivale de la concentration en azote total, phosphore total et chlorophylle *a* dans l'étang de Berre  
(moyenne réalisée sur les mois de juin, juillet et août)  
(source : données fournies par Nicolas Mayot, GIPREB)

## Étang de Bolmon, France

### Localisation :



Localisation de l'étang de Bolmon



L'étang de Berre, de Vaine et du Bolmon ainsi que leurs affluents  
(source : GIPREB)



L'étang de Bolmon, situé au sud de l'étang de Berre, est une lagune secondaire peu profonde (1,5 m en moyenne), d'une superficie de 578 ha pour un volume de 8,3 millions de m<sup>3</sup>. Il reçoit de l'eau de son affluent la Cadière, rivière au bassin versant très fortement urbanisé et responsable de 84 % des apports d'eau. Les communes qui entourent l'étang (Marignane, Châteauneuf-les-Martigues, Gignac-la-Nerthe, les Pennes-Mirabeau, Vitrolles et Saint-Victoret, totalisent une population supérieure à 100 000 habitants (Canova et al., 1995). Toutefois, les paysages de l'étang de Bolmon sont contrastés, car outre ces zones fortement urbanisées, les rives comprennent également des marais, dunes et zones humides.

Le cordon sableux du Jaï sépare le Bolmon de l'étang de Berre au nord ; au sud, il est délimité par le canal de navigation du Rove et par des zones humides. Le canal du Rove, anciennement canal de navigation jusqu'à l'éboulement du tunnel reliant Martigues à Marseille, est séparé de la lagune par une digue. Des échanges hydriques existent entre le Bolmon et l'étang de Berre par l'intermédiaire de trois bourdigues traversant le Jaï, et entre le Bolmon et le canal du Rove via deux passes (GIPREB et Grand Port maritime de Marseille, 2010 ; Pôle relais lagunes méditerranéennes).

L'étang est classé en ZNIEFF littorale, en Site d'Intérêt Communautaire Natura 2000 (SIC) et en « Espace Naturel Sensible » au titre de la loi Littoral.

#### **Problème :**

Le milieu aquatique est très dégradé, victime d'apports de nutriments importants de la part de son bassin versant fortement urbanisé. L'étang est donc hypereutrophe, tout comme le canal du Rove situé au sud. Le confinement important de la masse d'eau accentue ce problème et l'étang de Bolmon reste à un stade trophique avancé. Les herbiers de *P. pectinatus* sont ponctuellement présents dans les secteurs les moins confinés de l'étang, les invertébrés benthiques sont rares ou absents. L'étang subit des crises hypertrophiques régulières, occasionnellement accompagnées de mortalités de poissons.

L'étang présente en outre des traces de contamination des sédiments et des poissons par les PCB et des teneurs en métaux lourds dans les sédiments importantes par endroits.

#### **Aspects administratifs :**

L'étang de Bolmon est propriété du Conservatoire du littoral et sa gestion est assurée par le Syndicat Intercommunal du Bolmon et du Jaï (SIBOJAÏ). Il fut créé en 1992, réunissant les communes de Châteauneuf-les-Martigues et Marignane, avec pour but d'étudier et de mettre en œuvre les moyens de réhabiliter l'étang de Bolmon, les zones humides périphériques et le cordon du Jaï (Canova et al., 1995 ; SIBOJAÏ, 2009 a).

Dans le cadre du Plan de gestion conservatoire du Bolmon (1995 - 2008) et du Contrat de Rivière Étang Cadière Bolmon (2004 - 2008), le SIARC (Syndicat Intercommunal d'Aménagement du Ruisseau de la Cadière) et le SIBOJAI sont chargés de coordonner les opérations de restauration et de mise en valeur des milieux aquatiques.

#### **Actions mises en place :**

Le plan de gestion du Bolmon a été révisé en 2009 et est mis en place pour la période 2009-2010. Ce nouveau plan de gestion doit permettre de renforcer la politique mise en œuvre sur ce site. Les objectifs de gestion concernent :

- les milieux naturels et la biodiversité,
- la qualité de l'eau et des sédiments,

- le paysage et la perception du site,
- les activités humaines et les acteurs,
- l'accueil du public et la fréquentation,
- les moyens humains et techniques du gestionnaire.

(SIBOJAÏ, 2009 b et c)

En particulier, pour ce qui concerne la qualité de l'eau et des sédiments, plusieurs actions sont prévues, telles que des suivis de la qualité du milieu, une remise en état des équipements de gestion hydraulique accompagnée de leur entretien (bourdigues du cordon du Jaï, fenêtres d'échanges entre le canal du Rove et l'étang), une extraction des sédiments pollués, des aménagements en bordure des digues, la restauration et la gestion des ripisylves, etc. (SIBOJAÏ, 2009 c).

#### Assainissement :

Les flux d'azote et de phosphore dans l'étang de Bolmon sont très largement dominés par les apports de la Cadière, cours d'eau drainant l'essentiel du bassin versant de l'étang et recevant en particulier les effluents de la station d'épuration de Vitrolles. Ainsi, un effort important a porté sur l'amélioration de l'assainissement dans le bassin versant du cours d'eau.

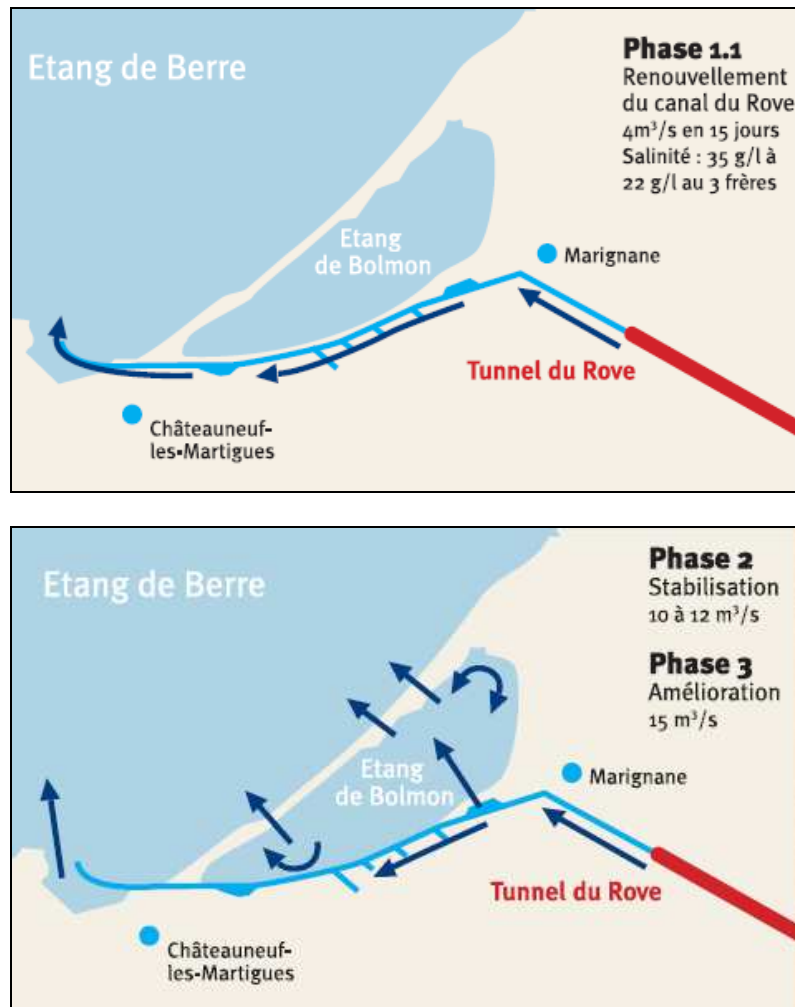
En 2007, la nouvelle station d'épuration de Vitrolles, qui se déverse dans la Cadière et donc *in fine* dans l'étang de Bolmon est opérationnelle.

#### Projet de réouverture du tunnel du Rove :

Malgré les opérations entreprises sur l'assainissement, le niveau trophique de l'étang reste trop élevé. La possibilité de déconfiner ces milieux, c'est-à-dire d'augmenter leur taux de renouvellement, apparaît une nécessité, comme de poursuivre les efforts sur l'assainissement sur le bassin versant. Dans ce contexte est né le projet de réouverture du tunnel du Rove à la circulation d'eau de mer, projet qui présente un intérêt évident vis-à-vis de la restauration écologique des écosystèmes. Il s'agit d'un outil de lutte contre l'eutrophisation de l'étang de Bolmon, du canal du Rove et du sud de l'étang de Berre.

À titre d'illustration, l'apport de 4 m<sup>3</sup>/s d'eau de mer dans l'étang de Bolmon abaissera le temps de résidence de la masse d'eau de 62 jours (pour une année moyenne) à 15 jours, soit une division par 4 (GIPREB et Grand Port maritime de Marseille, 2010).

Ce projet consiste à rouvrir le tunnel du Rove, reliant le canal du Rove à la rade de Marseille, et à pomper dans ce tunnel de l'eau de mer afin de l'injecter dans le canal puis l'étang de Bolmon. Il sera réalisé à titre expérimental tout d'abord, sur une durée prévisionnelle de trois ans, afin d'étudier son impact sur le milieu. Les débits pompés iront en augmentant (passant de 4 m<sup>3</sup>/s à 15 m<sup>3</sup>/s à terme) et seront ajustés aux effets induits. Le but, à terme, sera, sur la base de la connaissance ainsi atteinte, de définir au mieux les modalités de gestion de l'ouvrage par la suite, en fonction des améliorations recherchées et des résultats obtenus dans chaque cas de figure.



Les différentes phases du projet expérimental de réouverture du tunnel du Rove  
(source : GIPREB et Grand Port maritime de Marseille, 2010)

### **Résultats observés :**

#### **Assainissement :**

L'estimation des flux annuels en nutriments dans l'étang de Bolmon, en se basant sur les concentrations mesurées mensuellement en 2008, donne 100 tonnes d'azote et 3 tonnes de phosphore. À titre de comparaison, en 2005 et 2006, avant la mise en service de la nouvelle station d'épuration de Vitrolles, les apports étaient de 186 et 151 tonnes pour l'azote et de 26 et 21 tonnes pour le phosphore, alors même que les débits de la Cadière étaient moitié moindres en raison de la sécheresse (GIPREB et Grand Port maritime de Marseille, 2010 ; Gouze, 2008). L'étape de traitement de la pollution à la source est donc bien avancée pour l'étang de Bolmon.

Il semblerait cependant qu'un palier supplémentaire reste à franchir pour envisager une restauration de l'écosystème. En effet, si l'on se réfère aux niveaux d'apports en azote et phosphore maximums tolérables pour l'atteinte d'un niveau trophique acceptable et compatible avec un objectif de bon état écologique, ces apports sont encore 4,5 et 2,5 fois trop élevés respectivement pour l'azote et le phosphore. Les travaux du RSL ont permis de montrer que pour un milieu lagunaire, les apports théoriques maximums à respecter sont de 2,6 gN/m<sup>3</sup>/an et 0,15 gP/m<sup>3</sup>/an. Rapportés au volume de l'étang de Bolmon (8,5 Mm<sup>3</sup>), il ne faudrait pas que les flux annuels d'azote et de phosphore excèdent respectivement 22,1 et 1,3 tonnes. Une approche du même type conduit à des résultats équivalents pour le canal du Rove.

Des résultats positifs sur l'écosystème du canal du Rove et de l'étang de Bolmon sont donc attendus suite à la mise en œuvre de la réouverture du tunnel du Rove à la circulation d'eau.

### **Indicateurs :**

Il n'existe que peu de données disponibles sur l'état de l'étang de Bolmon. Toutefois, des concentrations mesurées dans l'étang correspondent à un stade trophique très avancé. Concernant le phosphore, la situation de l'étang de Bolmon est critique car la concentration moyenne dépasse de très loin la valeur seuil proposée pour le stade hypereutrophe. Pour l'azote, la valeur moyenne correspond plus à un stade eutrophe.

Stade trophique du lac	Azote inorganique ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	Phosphore total ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	
	(Wetzel, 2001)	(Wetzel, 2001)	(Reynolds, 2003)
Ultra-oligotrophe	< 200	< 5	< 3
Oligo-mésotrophe	200 – 400	5 – 10	3 – 10
Méso-eutrophe	300 – 650	10 – 30	10 – 35
Eutrophe	500 – 1500	30 – 100	35 – 100
Hypereutrophe	> 1500	> 100	> 100
Étang de Bolmon (Moyenne)	DIN : 700	712	

Relations entre le degré de trophie d'un lac et les concentrations épilimnétiques en azote inorganique et en phosphore total proposées par l'OCDE et concentrations moyennes dans l'Étang de Bolmon (source : Chomerat, 2005)

Dans son fonctionnement actuel, l'étang de Bolmon s'apparente plus à un bassin de lagunage qu'à une lagune saumâtre méditerranéenne. Les concentrations de chlorophylle *a* sont très élevées. Le temps de séjour de sa masse d'eau est contrôlé par les apports d'eau douce. Bolmon reçoit environ 3 fois par an l'équivalent de son volume par la Cadière qui apportent en plus, lors de ses crues, d'importantes quantités de particules riches en phosphore. Son niveau d'eutrophisation se situe entre les lagunes du Grec et du Méjean, toutes deux classées en rouge (mauvais) par le RSL (d'après les données de Chomerat).

Chomerat, 2005, propose quelques données concernant l'état d'eutrophisation de l'étang de Bolmon. La concentration moyenne en phosphore total est d'environ 23  $\mu\text{mol/L}$  (14 campagnes d'échantillonnage entre novembre 2001 et juillet 2003). Les valeurs maximales aux différentes stations se situent aux environs de 51  $\mu\text{mol/L}$ .

D'autre part, pour ce qui concerne la chlorophylle *a*, les teneurs ont fortement varié au cours de l'étude de Chomerat, passant de 1,6  $\mu\text{g/L}$  (sur une station en février 2003) à 1176  $\mu\text{g/L}$  (sur une autre station en février 2002). La moyenne calculée sur l'année 2002 est de  $190,9 \pm 161,6$   $\mu\text{g/L}$ . En août 2002, des valeurs très élevées, respectivement 470 et 340  $\mu\text{g/L}$  sont mesurées localement alors que les valeurs sont plus faibles dans les autres stations.

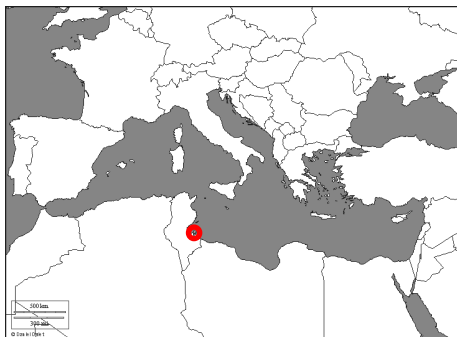
Quelques autres valeurs sont proposées par le travail du cabinet Ramade (Cabinet A. Ramade/Gérim, 2002) : concentration en azote total d'environ 300  $\mu\text{mol/L}$  et en phosphore total d'environ 32  $\mu\text{mol/L}$ . Toutefois, ces valeurs ne sont pas extrêmement significatives dans la mesure où ce n'est la moyenne que de trois valeurs. Elles confirment cependant la forte concentration en nutriments de l'étang.

### **Aspects financiers :**

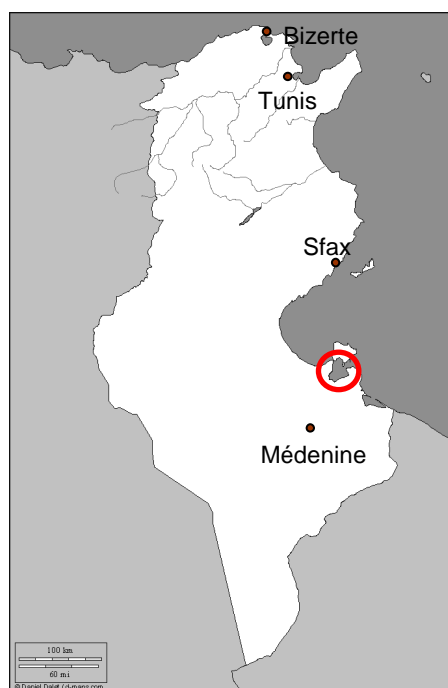
Les travaux réalisés sur la station d'épuration de Vitrolles représentaient un montant de 34 millions d'euros.

## Lagune de Boughrara, Tunisie

### Présentation :



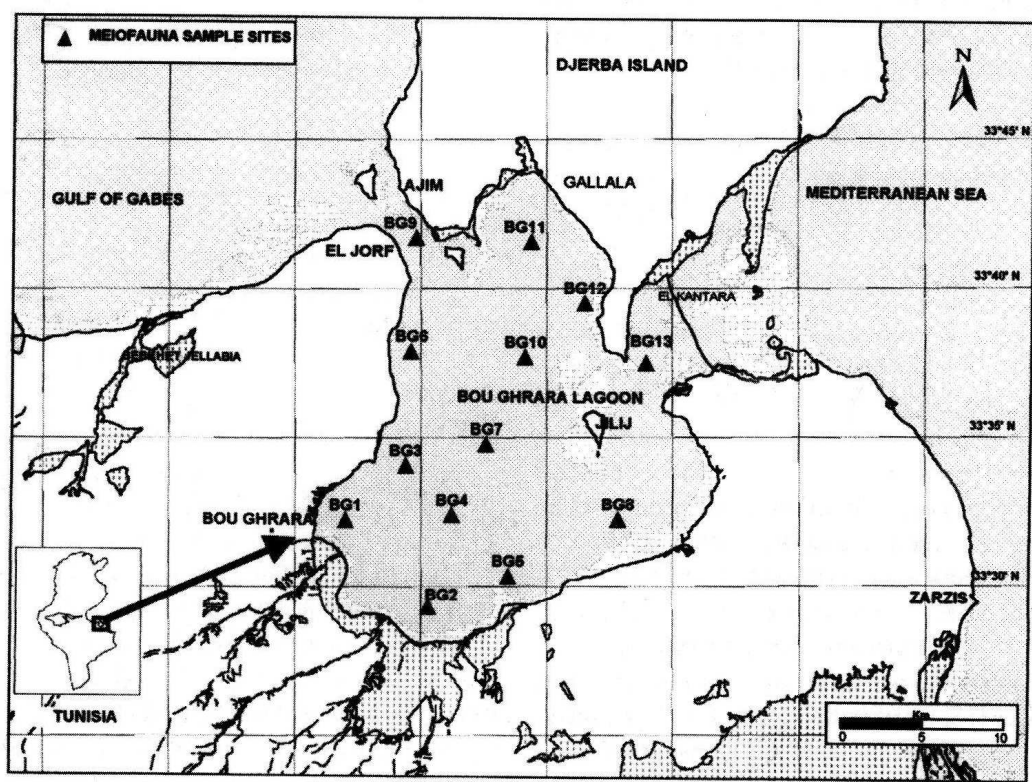
Localisation de la lagune de Boughrara



Boughrara est le nom donné à un espace aquatique du sud de la Tunisie situé entre l'île de Djerba (au nord) et deux péninsules, celle de Zarzis à l'est et celle de Jorf à l'ouest.

Il peut être considéré comme lagunaire (lagune de Boughrara) du fait de sa quasi-fermeture. Avec une superficie d'environ 50 000 hectares, c'est la plus grande lagune de Tunisie. Mais il peut aussi être considéré comme maritime (golfe ou mer de Boughrara), du fait du double passage qui le relie à la mer Méditerranée avec, au nord-ouest, le golfe de Gabès. Son bassin versant, dont la superficie est de 2394 km<sup>2</sup>, est drainé par six principaux oueds qui se déversent dans la lagune. La communication de la lagune avec la mer est établie à travers les chenaux d'Ajim au nord, d'une largeur de 2,2 km, et par la passe d'El Kantara à l'est. Il s'agit d'une ouverture de 12 m de largeur (avant travaux) située sous le pont de la chaussée romaine. La lagune présente une profondeur moyenne de l'ordre de 5m (avec un maximum de 19 m) et est entourée de 5 sebkhas, c'est-à-dire des dépressions planes, inondables, et dont les sols salés interdisent toute végétation sur la plus grande partie de leur surface. La variation de la salinité mensuelle au cours de l'année 1999 – 2000 a montré un maximum de 48,8 en septembre et un minimum de 47 au mois de mai (Ayari et al., 2008).

La lagune de Bou Ghrara est le siège d'une importante activité aquacole avec deux fermes en fonctionnement.



La lagune de Boughrara  
(source : Mahmoudi et al., 2002)

**Aspects administratifs :** (Séon et al., 2010)

Le ministère de l'environnement et de l'aménagement du territoire est créé en 1993 en Tunisie, ainsi qu'un comité interministériel pour l'aménagement du territoire.

La Tunisie est subdivisée en gouvernorats, pièces maîtresses de l'organisation administrative du pays ayant un rôle important de relais entre le niveau national et le local. Les gouvernorats, au nombre de 24, sont des échelons déconcentrés de l'Etat et en même temps, dans les textes, des collectivités dotées d'une personnalité morale et d'une certaine autonomie financière (loi organique de 1989). Ils sont eux-mêmes divisés en 254 délégations puis secteurs (*imadas*).

Les gouverneurs sont nommés par le président de la République et ils relèvent du Ministère de l'Intérieur et des Collectivités Locales. À la tête d'une administration déconcentrée, ils exercent directement leur tutelle sur les communes.

En Tunisie, les lagunes sont propriété de l'État (Zaouali, 2010).

**Problème :**

Cet espace est caractérisé par une biodiversité importante (avifaune, faune aquatique, etc.) mais souffre de la faiblesse des échanges marins, ce qui diminue l'oxygénation et la salinité du milieu.

L'écosystème de la lagune de Bou Ghrara a connu depuis quelques années une détérioration progressive ayant conduit à la régression de la diversité biologique et en particulier la réduction des ressources halieutiques, entraînant une chute des revenus dans le secteur. En effet, le milieu subit diverses actions anthropiques croissantes, notamment la pollution provoquée par les rejets directs d'eaux usées des fermes aquacoles, l'enrichissement en phosphates à partir des eaux du golfe de Gabès, les rejets d'eaux usées brutes par l'abattoir de Guellala et l'accroissement anarchique de l'exploitation des ressources halieutiques. En addition, la construction de la chaussée romaine et l'ensablement actuel de la baie d'El Kantara, sont responsables de la réduction des échanges mer lagune. En effet, l'analyse par

modélisation du fonctionnement hydrodynamique de la lagune a montré que les échanges à travers le canal sont très faibles, de l'ordre de 0,4%, que la stagnation des eaux au niveau des zones nord et sud ouest est inévitable et que le vent reste le seul facteur d'activation de la circulation interne et d'homogénéisation des eaux de la lagune. Le concours de ces actions a engendré la dégradation de la qualité des eaux et des sédiments, se matérialisant par une eutrophisation et par voie de conséquence, l'altération de la qualité biologique de la lagune (Ayari et al., 2008).



Dégradation de la lagune de Boughrara :  
à gauche, accumulation de déchets et de macroalgues en décomposition sur les berges,  
à droite, point de rejet d'eaux usées dans la lagune,  
en bas, conséquences de l'eutrophisation : développement de macro algues et faible transparence de l'eau  
(source : Ben Maïz, 2010)

### **Actions mises en place** : (Ayari et al., 2008)

Une étude hydrodynamique de la lagune a été réalisée à l'aide d'un modèle à 2 dimensions, intégrée sur la hauteur. Ce type de modèle à 2 D a été déjà utilisé avec succès pour l'étude de lagunes peu profondes et non stratifiées en Tunisie (lacs de Tunis Nord et Sud, Hergla, Ichkeul, Sabkhet Ben Ghaiadha). Des scénarios d'aménagement de la lagune ont été proposés et celui qui a été retenu propose un dragage localisé dans la lagune, soit un chenal sous-marin, en plus de l'élargissement de la passe d'El Kantara. Les dimensions des différents ouvrages proposés sont les suivantes :

- l'élargissement de la passe sur la chaussée romaine d'El Kantara de 150m ;
- le chenal central passant par le canal d'El Kantara est de longueur 16 km, largeur de 200 m et de profondeur de 3 m , ce qui nécessiterait un volume de dragage d'environ 6 millions de m<sup>3</sup>.

Les effets sur l'environnement physique dus à cet aménagement seraient essentiellement d'ordre courantologique. Les débits à El Kantara augmenteraient par rapport à la situation actuelle pour atteindre une valeur maximale de 480 m<sup>3</sup>/s. Le volume journalier moyen à travers El Kantara serait alors de 16 millions de m<sup>3</sup> d'eau. Ainsi les échanges à travers cette communication passeraient d'environ 0,37% du volume total échangé en 1 jour dans la

situation actuelle à 6,9% avec les aménagements un scénario proposé : soit 18,5 fois plus d'échanges avec une largeur environ 15 fois plus grande. Les échanges à travers le canal d'Ajim conserveraient le même ordre de grandeur. La circulation interne au niveau des zones de stagnation serait améliorée d'environ 16% ; par conséquent, le brassage des masses d'eau serait intensifié.

En revanche, les vitesses à l'intérieur de la lagune seraient peu affectées, mais le brassage des masses d'eau augmenterait, ce qui favoriserait l'oxygénation.

Les travaux ont été réalisés en 2007 en vue d'améliorer la qualité des eaux de la lagune et la passe d'eau sous la chaussée romaine reliant Zarzis à Jerba a donc été élargie. Sa largeur actuelle est de 150 m (Baccar, 2010 ; Ministère de l'Environnement et du Développement durable en Tunisie). En revanche, il n'a pas été possible de savoir si les chenaux sous-marins proposés ont été creusés.

### **Résultats observés :**

Les effets de l'aménagement sur le plan écologique, la qualité des eaux, l'hydrodynamique et la dynamique sédimentaire seront contrôlés au cours de l'été 2010 puis feront l'objet d'une publication (Baccar, 2010).

### **Indicateurs :** (Benrejeb-Jenhani et Romdhane, 2002)

Les variations des teneurs mensuelles en nutriments des eaux de surface de la lagune, durant l'année 1999-2000, ont montré d'importantes concentrations en azote ammoniacal en juillet (0,187 mg/L) et en août (0,222 mg/L) ; au-delà, les valeurs se stabilisent autour de 0,008 mg/L. Les concentrations en nitrates ont présenté un maximum de 0,026 mg/L au mois de juillet. Le reste de l'année, elles ont oscillé autour d'une moyenne de 0,005 mg/L. Par ailleurs, les concentrations mensuelles en orthophosphates fluctuent entre 0,01mg/L au mois de septembre et 0,07 mg/L en décembre.

Teneurs mensuelles en nutriments des eaux de surface de la lagune, durant l'année 1999-2000 :

	Unité	Juillet	Août	Septembre	Décembre
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg/L	0,187	0,222	0,008	0,008
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg/L	0,026	0,005	0,005	0,005
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	mg/L	-	-	0,01	0,07

Après aménagement proposé dans ce document, le temps de séjour moyen des eaux serait de 9.66 jours, alors qu'il est actuellement de 10,5 jours (Ayari et al., 2008). Toutefois, il serait intéressant de savoir à quoi correspond exactement cette valeur, qui semble faible par rapport à la stagnation de l'eau dans certaines zones, stagnation décrite dans l'article d'Ayari et ses collègues.



## Chesapeake Bay, USA

### Présentation :



Localisation de Chesapeake Bay

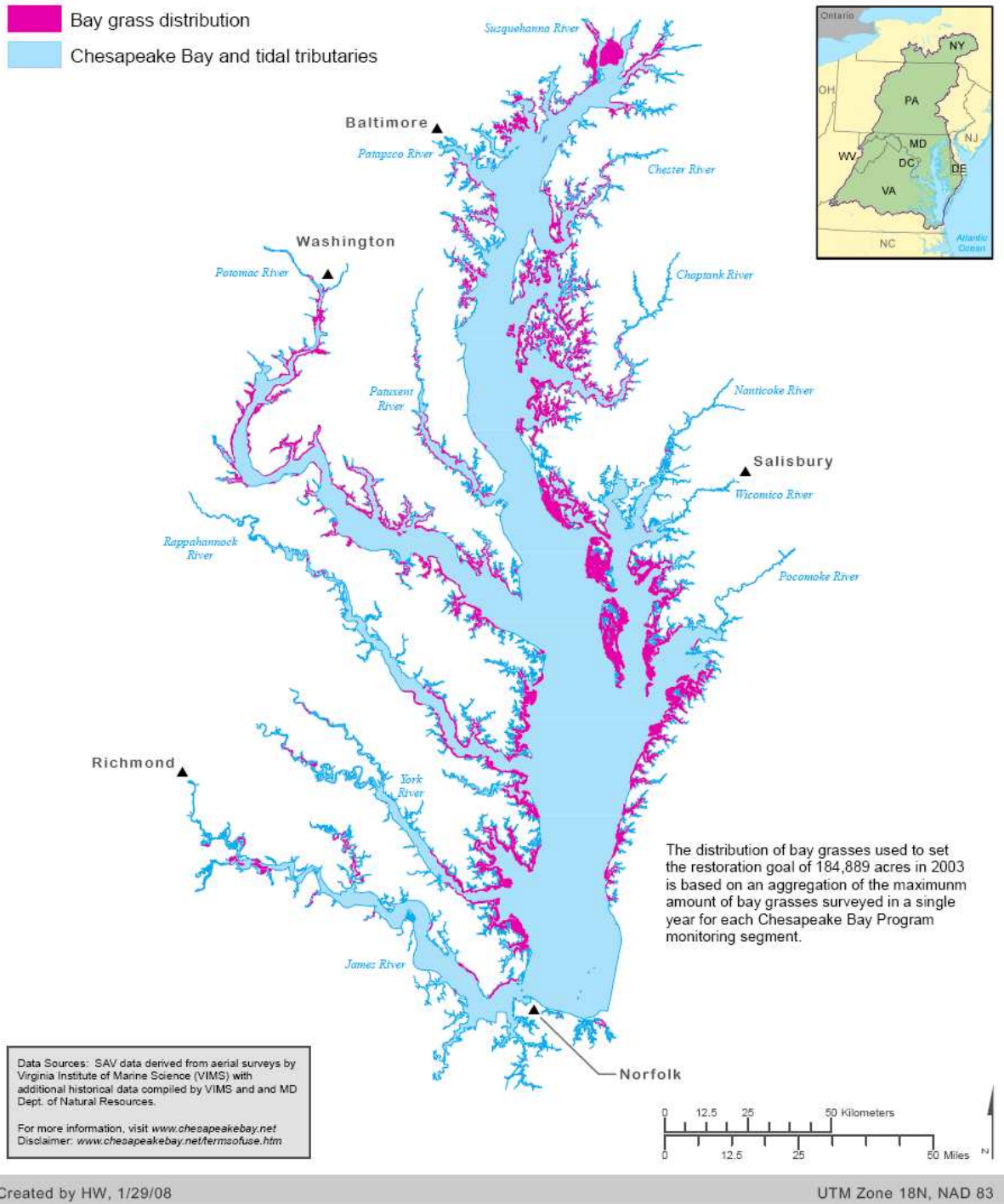


Chesapeake Bay est le plus grand estuaire des 130 estuaires des Etats-Unis. Situé sur la côte Est, il est entouré du Maryland et de la Virginie. La baie fait environ 200 miles de long, soit 322 km, et sa largeur varie de 5,5 km à proximité d'Aberdeen (dans le Maryland), à 56 km près de l'embouchure de la rivière Potomac. Ceci correspond à une surface de 1 160 000 ha et une capacité d'environ 60 milliards de m<sup>3</sup>, la baie recevant environ la moitié de son volume d'eau de l'Océan Atlantique et le reste de ses affluents. Cependant, la baie est peu profonde : sa profondeur moyenne est de 6,4 m et une personne d'1m80 pourrait se promener sur près de 300 000 ha sans mouiller son couvre-chef. La profondeur maximale de la baie est toutefois de 53 m, dans un creux parcourant une grande partie de la longueur de la baie et qui est considéré comme le vestige du lit de la rivière Susquehanna.

Le bassin versant de Chesapeake Bay fait 166 000 km<sup>2</sup> et comporte plus de 150 cours d'eau. Environ 16,6 millions de personnes y vivent (Chesapeake Bay Program, 2010a).

# Bay Grasses

Distribution Used to Set the Restoration Goal in 2003



Distribution de phanérogames dans Chesapeake Bay  
 Carte utilisée pour fixer en 2003 l'objectif de restauration de 76 000 ha (187 889 acres)  
 (source : Chesapeake Bay Program, 2010a)

### Aspects réglementaires :

De nombreuses mesures réglementaires ont été mises progressivement en place dans le bassin versant de Chesapeake Bay afin de concourir à son amélioration et sa restauration. Les phanérogames sont l'un des éléments-clé particulièrement visés par ces mesures de protection, résumées dans le tableau ci-dessous :

**TABLE 4: Summary of existing regulations, guidelines and policies of regulatory and commenting agencies regarding activities affecting submerged aquatic vegetation.**

Categories	Maryland	Virginia	US Army Corps of Engineers (Baltimore District)	US Environmental Protection Agency	US Fish and Wildlife Agency	National Marine Fisheries Service
<b>Dredging of new channels</b>	Not allowed in water $\leq$ 3' at MLW	Limit channels to minimum dimensions necessary; avoid SAV	Not allowed in waters $\leq$ 2' MLW in main channel, $\leq$ 1.5' MLW in spurs; presence of SAV overrides these parameters	Generally opposed to new channel dredging	Avoid shallow water habitats; not recommended in areas without piers and historical deepwater access	Not recommended within existing SAV beds or adjacent shallows with potential for bed expansion
<b>Dredging in SAV beds</b>	Allowed in areas where there were historic channels	Usually not allowed	Prohibited upstream of 1.5-2' contour and in existing beds (see text for exceptions); channel dimensions may be restricted where slumping occurs	Not recommended outside existing channels	Not recommended	Not recommended
<b>Timing restrictions on dredging</b>	Prohibited within 500 yards of SAV beds, April 15-October 15	Restrictions may be placed if in proximity to living resources	April 1-June 30; April 15- October 15 (species with two growing seasons)	March-June recommended 15	April-15 October (depending on species involved)	Species-dependent; April 15-October 15 for most species; April 1-June 30 for horned pondweed
<b>Dredging in areas that historically supported SAV</b>	Not recommended where SAV occurred during the previous growing season	Considered during the application review process	Depends on depths and why SAV disappeared. Check soils.	Not recommended	Not recommended	Not recommended where SAV has been documented during the past 2-3 growing seasons
<b>Dredging near SAV beds/buffer zones</b>	See timing restrictions on dredging above	Considered during the application review process	3' buffer/1' dredged below existing bottom; 15' buffer from MHW & for SAV w. dense tuber mats	3' buffer/1' dredged	3' buffer/ 1' dredged below existing bottom	Recommended buffers around existing beds; no dredging in areas with potential bed expansion
<b>Depositing dredged material on SAV</b>	Prohibited	Locate to minimize impacts	Recommend against		Recommend against	Recommend against
<b>Pier construction</b>	Pier out to avoid dredging of SAV beds; minimize pier dimensions	Limit to minimum necessary for water access, locate to avoid SAV	Pier out, construct community piers or mooring piles to avoid dredging of SAV beds; maintain suitable pier height above SAV		Pier out to avoid dredging of SAV beds; construct community rather than multiple individual piers	Maintain 1:1 ratio of deck width to deck height above MLW
<b>Marina development near SAV</b>	Prohibited in areas $\geq$ 4.5' unless dredged from upland and adverse impacts to SAV are minimized	Undesirable near SAV, or in waters $<$ 3' at MLW	Avoid historical SAV beds for new marina construction; maintain buffer for marina expansion	Avoidance of SAV recommended	Avoid	Recommend against new marinas or expansion in existing beds or adjacent shallows with potential for bed expansion
<b>SAV harvest</b>	Permit required	Permit required to harvest, transplant, or plant SAV plants				Limited harvest of Hydrilla in the Potomac

\*Section 28.2-1205 of the Code of VA was amended in 1996 to include specific consideration impacts to SAV from a proposed project in the application review.

Résumé des différentes réglementations, directives et politiques de régulation existantes, accompagné des commentaires de différentes instances, en ce qui concerne les activités affectant la végétation aquatique submergée dans le Maryland et la Virginie (source : Chesapeake Bay Program, 2003)

Davantage de détails sont disponibles dans les publication suivantes : Orth et al., 2010 (p. 146) et Chesapeake Bay Program, 2003 (annexe II, p. 15 et suivantes).

### **Problème :**

Depuis les années 70, on a assisté autour de Chesapeake Bay à une prise de conscience d'une détérioration environnementale de la baie. On découvre qu'elle contient des zones anoxiques et donc privées de vie. La baie est fortement eutrophisée à cause des apports en azote et phosphore de son bassin versant : ceci constitue le principal problème. Les populations benthiques, ostréicoles, de crabe et de poisson diminuent, ainsi que les zostères.

Plus précisément, en ce qui concerne les zostères, Orth et al., 2010, indiquent que la distribution actuelle dans Chesapeake Bay diffère dramatiquement de celle de la fin des années 1950, où les herbiers s'étaient rétablis du fort déclin des années 1930 (épidémie de « wasting disease »). Les zostères sont maintenant soit absents, soit rares sur de grandes longueurs des affluents majeurs de la côte ouest (les rivières Patuxent, Potomac, Rappahannock, York, et James), où ils étaient auparavant abondants, ainsi que sur la côte est de la baie.

La baie souffre également de la présence de nombreuses espèces.

De plus, il existe des problèmes de pollution de l'eau et de l'air, de pression de l'urbanisation et de surexploitation des ressources halieutiques, d'érosion, auxquels se greffent les effets du changement du climat.

### **Actions mises en place :**

Chesapeake Bay est le premier estuaire du pays où ait lieu une restauration avec une vision intégrée du bassin versant et des écosystèmes.

En 1983 a été créé le *Chesapeake Bay Program*, un partenariat régional qui dirige les efforts de restauration de la Baie depuis cette date. Il fut signé par le Conseil Exécutif de Chesapeake (Chesapeake Executive Coucil), qui comprend les gouverneurs des juridictions du Maryland, de la Virginie et de Pennsylvanie, le maire du District de Columbia, un membre de l'Agence de la Protection de l'Environnement (EPA) représentant du gouvernement fédéral des Etats-Unis et le Président de la Chesapeake Bay Commission.

Cette restauration de la baie passe également par une gestion intégrée de l'ensemble du bassin versant.

Les objectifs généraux du programme sont les suivants :

- ❖ restaurer la qualité de l'eau (en réduisant la pollution),
- ❖ restaurer les habitats,
- ❖ gérer les pêcheries,
- ❖ protéger le bassin versant,
- ❖ communiquer et éduquer.

Le programme fonctionne avec des objectifs qualitatifs et les projets sont évalués en pourcentage d'atteinte de l'objectif : il sont présentés au public sur le site du Chesapeake Bay Program sous la forme d'un « baromètre » (voir plus bas, résultats).

Ainsi, la restauration des zostères fait partie du programme, avec pour objectif une surface de zostères de 76 000 ha en 2010. Cet objectif a été déterminé de la façon suivante : il s'agit de la somme des objectifs de surface de zostères pour chacun des 78 segments de Chesapeake Bay. Ces objectifs spécifiques par segments sont fondés sur le record annuel de surface couverte par les zostères dans chaque segment (Chesapeake Bay Program, 2003).

Pour atteindre ce but, le programme fixe des objectifs intermédiaires qui visent à :

- augmenter la transparence de l'eau en établissant des critères juridiques de transparence de l'eau. Ainsi, le Maryland, la Virginie et le District de Columbia ont des critères spécifiques pour la transparence de l'eau dans les zones peu profondes où les phanérogames existent ou ont existé. Ces critères, qui s'appliquent à des profondeurs d'eau allant jusqu'à 2 m, sont les suivants : dans les eaux de faible salinité, 13 % de la lumière à la surface de l'eau doit atteindre le fond, alors que dans les eaux de salinité élevée, ce pourcentage passe à 22 %.
- augmenter la protection des zones où existent des zostères ;
- planter plus de 400 ha de zostères avant fin 2008 afin d'accélérer leur restauration ;
- favoriser la recherche et l'éducation.

La plantation des 400 ha de zostères devra s'effectuer dans des sites choisis pour leurs conditions appropriées et commencer par une plantation pilote. Si celle-ci est réussie, la plantation pourra alors être effectuée à plus grande échelle sur tout le site.

Ainsi, de nombreuses organisations différentes, allant des agences fédérales ou nationales aux groupes plus locaux de volontaires, mènent des projets pour restaurer et protéger les phanérogames de la baie et pour sensibiliser les citoyens à leur importance :

- Les partenaires du programme de la baie effectuent le suivi et la protection des herbiers dans les zones sensibles ;
- De nombreux résidents locaux apportent leur aide aux organisations de leur bassin versant pour récolter, cultiver et planter les phanérogames à une petite échelle ;
- Des élèves des écoles plantent, cultivent et étudient les phanérogames à travers le programme « Bay Grasses in Classes », conduit par le Fondation de Chesapeake Bay et le Département des ressources naturelles du Maryland ;
- La campagne médiatique du Chesapeake Club emploie l'humour pour sensibiliser les propriétaires à l'impact de l'usage de produits fertilisants sur la qualité de l'eau, les phanérogames et les crabes bleus.

En sus de ces projets, les « tributary strategies » (qui sont des plans de « nettoyage » pour chaque affluent dans le bassin versant de la baie) contribuent aux efforts de restauration des plantes aquatiques submergées en réduisant les entrées de nutriments et de sédiments dans la baie.

Le Virginia Institute of Marine Science (VIMS) est l'un des partenaires du Chesapeake Bay Program. Les chercheurs du VIMS ont commencé en 1978 à examiner les techniques de réintroduction de zostères dans des sites où ils avaient été éliminés. Des méthodes mécaniques et manuelles de transplantation ont été testées.

Des activités récentes de restauration de zostères par le VIMS se sont concentrées sur les baies côtières du sud la Virginie près d'Oyster (South Bay, Spider Crab Bay, and Hog Island Bay), principalement à travers des méthodes de semis à grande échelle de graines de zostères (VIMS, 2010).

Ce projet de restauration des zostères dans les baies côtières du sud de la Virginie est une collaboration entre le programme SAV (Submerged Aquatic Vegetation) du VIMS, dirigé par le Professeur Orth, et le Conservatoire de la Nature. Ce projet fait partie du Programme de Gestion de la zone côtière de Virginie (Virginia Coastal Zone Management Program).

Après une formation pour reconnaître les zostères, les graines de zostères sont récoltées par des volontaires (objectif : 20 millions de graines) puis conservées dans de grands récipients alimentés par un courant d'eau de mer avant qu'elles ne soient plantées dans les baies côtières. Les volontaires sont nécessaire pour effectuer à un travail de telle ampleur et sont donc vivement inciter à participer à ce projet (Malmquist, 2008).

### **Résultats observés :**

Le « baromètre » de la baie est l'outil de diffusion des résultats du Chesapeake Program. En 2009, il révèle que la Baie de Chesapeake est toujours dans un état dégradé. Cependant, certains indicateurs spécifiques se sont améliorés : la transparence de l'eau, l'habitat en eaux profondes, les crabes bleus et les zostères en sont des exemples.

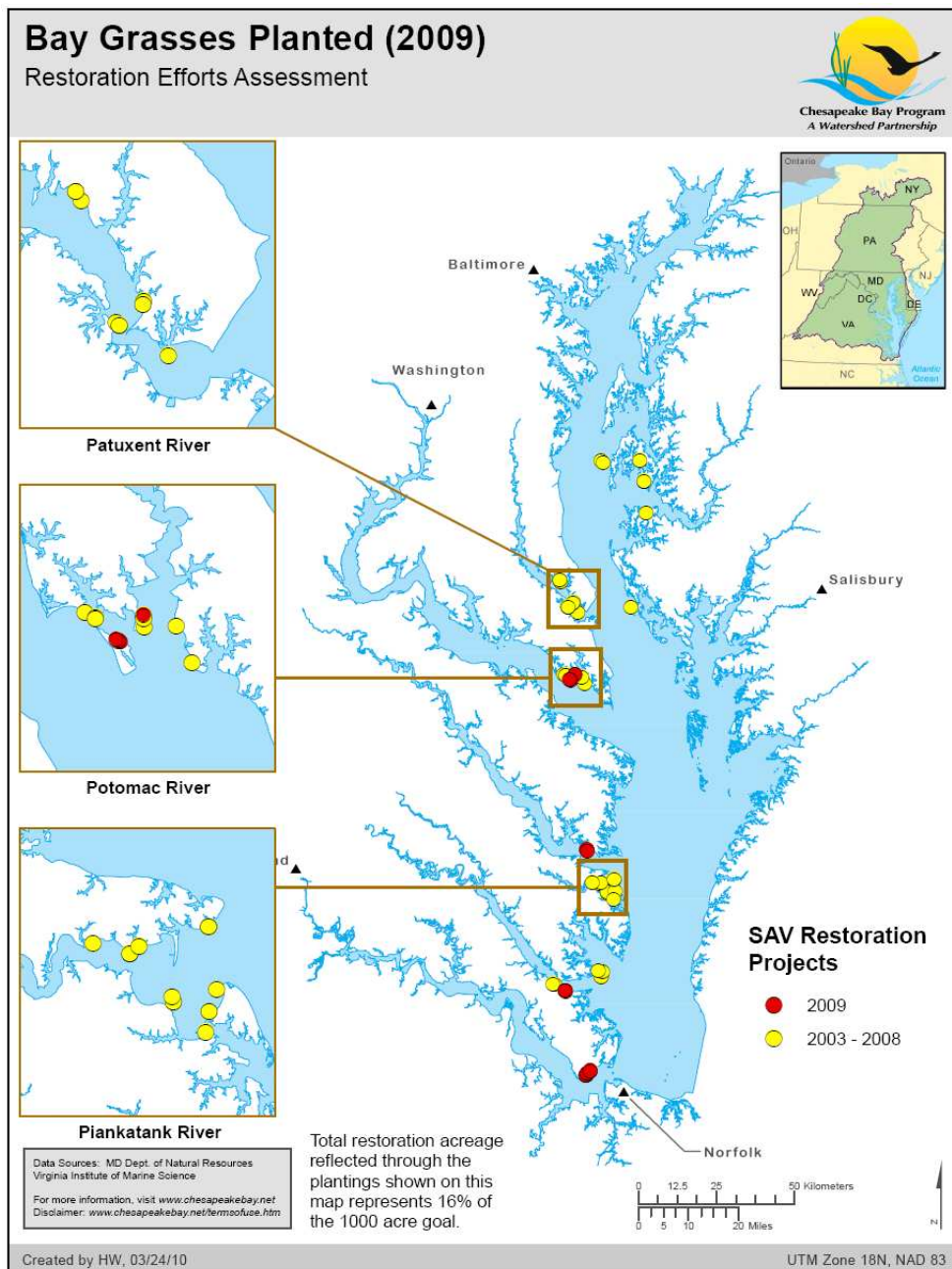
Les résultats du Chesapeake Bay program se traduisent dans le « baromètre » en pourcentage d'atteinte de l'objectif quantitatif fixé. Les résultats sont disponibles sur le site du Chesapeake Bay program, présentés de façon globale et également détaillés par objectif. Par ailleurs paraît chaque année le « Bay Barometer » qui dresse le bilan de l'année écoulée et le remet en perspective (Chesapeake Bay Program, 2010c). Pour illustration, la figure ci-dessous montre le baromètre de la baie en 2009 pour l'objectif général « restaurer les habitats » :



« Baromètre 2009 » de Chesapeake Bay pour l'objectif général « restaurer les habitats »  
(source : Chesapeake Bay Program, 2010c)

En ce qui concerne la transplantation des zostères dans le cadre du Chesapeake Bay Program, l'objectif de plantation de 400 ha avant la fin de l'année 2008 n'a pas été atteint, en raison du maintien de conditions médiocres dans la baie, d'un manque de financement et de conditions climatiques irrégulières et défavorables. Ainsi, en 2009, 3,9 ha ont été plantés, ce qui amène la surface totale transplantée à 64 ha, soit 16 % de l'objectif. Les plantations futures sont dépendantes des fonds disponibles.

Parmi les phanérogames, *Zostera marina* a été plantée en de nombreux sites dans la zone aval de la baie, et ce depuis 1978. Des techniques variées ont été employées, rencontrant toutes un certain succès à court ou long terme. Le site où les plantations ont été réussies sur la période la plus longue est l'aval de la rivière York (au sud de la rivière Piankatank, cf carte ci-dessous). Des plantations ont été effectuées dans ce site en 1982 et 1984 et les herbiers sont encore vivants (NB : information issue d'un article rédigé en 2003). La deuxième plus longue durée de plantation réussie était de 10 ans. Cependant, de nombreux travaux de plantation n'ont pas rencontré un succès à long terme supérieur à 5 ans. Toutefois, depuis 1996 le nombre de sites de plantation (ou de semis de graines) réussies augmente. A la date de rédaction de l'article, le succès le plus long à partir de graines est de 3 ans. Beaucoup de projets ont un succès à court terme (environ 1 an) (Chesapeake Bay Program, 2003).



Carte des sites de plantation de phanérogames dans Chesapeake Bay  
(source : Chesapeake Bay Program, 2010a)

Le professeur Orth du VIMS fait remarquer que la réussite des plantations passées dans les baies côtières du sud de la Virginie en fait l'un des rares sites à succès dans les efforts régionaux de restauration de zostères. « Ce site est unique, dit Orth, en cela que c'est le seul endroit dans cette région où les zostères s'accroissent ».

Parmi les nombreux projets de restauration d'herbiers de zostères, au succès souvent limité, les baies côtières du sud de la Virginie constituent en effet une exception notable. En revanche, dans Chesapeake Bay, les nombreux efforts de transplantation de zostères n'ont pas eu d'influence très notable sur l'abondance globale des zostères (beaucoup d'entre elles mourant 1 ou 2 ans après la transplantation).

La situation est bien différente pour les restaurations à grande échelle à partir de graines dans les baies côtières de la Virginie, entamées en 2001, qui ont eu un succès marqué. Le semis

direct par dispersion de 23 millions de graines en 2007 dans des sites de plantation de soit 0,2 soit 0,4 ha a entraîné l'installation de 77 ha de zostères. Puis les graines produites par les plantes se sont dispersées à des courtes ou grandes distances et les zostères se trouvent maintenant sur une surface estimée à 590 ha, ce qui révèle à quelle rapidité elles peuvent se développer dans des conditions adaptées (Malmquist, 2008 ; Orth et al., 2010).

#### Conclusions techniques tirées des nombreux projets et expériences de semis ou transplantation de zostères dans Chesapeake Bay :

L'amélioration de la qualité de l'eau peut avoir une influence positive sur l'abondance des zostères. Ainsi, les efforts de gestion visant à réduire les sources ponctuelles de nutriments dans Tampa Bay durant les 20 dernières années ont entraîné une augmentation conséquente de la couverture de zostères, qui avaient perdu 70% de leur surface historique estimée de 31 000 ha. La réduction de 50 % de la charge totale en azote (contribuant à une augmentation de la clarté de l'eau) a eu pour conséquence une augmentation de 2 690 ha de la surface des zostères depuis 1982, qui couvrent donc 11 457 ha en 2006 (Orth et al., 2010). Cet exemple souligne donc l'importance de rétablir les conditions du milieu afin de restaurer les herbiers de zostères.

Dans Chesapeake Bay, après plus de 25 ans de transplantation de zostères, avec l'utilisation de techniques variées, les conclusions observées sont les suivantes :

Il semble plus optimal de planter les zostères en automne plutôt qu'au printemps, les plantes ayant alors une plus longue période de croissance pour s'établir. L'ajout de produits fertilisants augmente la densité de plants mais n'améliore pas la survie à long terme. Les techniques utilisant des plants adultes remportent généralement du succès, la méthode du plant manuel de pousses individuelles étant celle qui requiert le moins de temps. La plantation mécanique par un bateau présente un taux initial de survie des unités de plantation inférieur et n'entraîne pas de gain de temps significatif. Les techniques utilisant des graines présentent des taux de succès variés, avec le taux d'établissement maximal des plants constaté lorsque les graines sont protégées dans des sacs en toile de jute. Le taux de survie des graines est généralement bas (de 5 à 10 % d'établissement de plants). Cependant, la dispersion de graines est l'une des techniques les moins lourdes en travail et se montre actuellement couronnée de succès dans les baies côtières de la Virginie, qui étaient dépourvues de végétation depuis l'épidémie de « wasting disease » des années 1930 (Orth et al., 2006).

Une comparaison des méthodes de plantation mécanisée (bateau de plantation) et manuelle indique que, dans les conditions du test de comparaison, l'utilisation d'un bateau de transplantation mécanique n'apporte pas d'amélioration significative par rapport à la plantation manuelle. En effet, le succès des plantations mécaniques étant moindre que celui des plantations manuelles, l'utilisation de la machine nécessite donc un plus gros investissement de travail et de plantes donneuses pour un même résultat obtenu par transplantation manuelle (Fishman et al., 2004).

La comparaison de plantation manuelle ou mécanique de graines de zostères, placées ou non dans un gel, montre des résultats contrastés et différents selon les sites de plantation. Cependant, on constate que le fait d'enterrer les graines sous le sédiment plutôt que de les disperser à sa surface augmente leur taux d'installation (qui reste cependant peu élevé, inférieur à 10%) (Orth et al., 2009).



Une technique mécanisée de récolte, traitement et stockage de graines de zostères a été développée à Chesapeake Bay. Les performances de cette technique semblent promettre la possibilité de passer à des projets de plus grande échelle qu'auparavant (Orth et Scott, 2007).

Enfin, pour ce qui concerne le semis, des expériences récentes ont montré que l'utilisation de graines de zostères peut être plus efficace et efficient que la transplantation de plants adultes pour des restaurations à grande échelle dans la région de Chesapeake Bay. Cependant, de nombreuses jeunes pousses ne réussissent pas à se développer en des plantes adultes et des preuves récentes semblent indiquer que des facteurs physiques (vagues et courants) enlèvent de nombreux jeunes plants avant qu'ils ne soient installés (VIMS, 2010) Le choix du site est donc une étape du projet à laquelle il convient d'apporter une grande importance.

### **Communication :**

Le Chesapeake Bay Program et ses partenaires ont particulièrement développé l'aspect de communication au public. Le « baromètre » de la Baie fait ainsi partie des outils de communication, déployé à la fois sur Internet et sous forme plus traditionnelle (Chesapeake Bay Program, 2010 c).

Eco-Check est également un site Internet extrêmement riche pour toute personne cherchant à connaître davantage les actions de restauration mise en place dans Chesapeake Bay (Eco-Check, 2010 a). De nombreuses formes variées de communication y sont développées. Ainsi, il est par exemple possible de choisir un indicateur de suivi des conditions de la baie (surface en phanérogames par exemple, ou encore concentration en chlorophylle *a* ou transparence de l'eau). Pour l'indicateur choisi, l'internaute peut alors observe une carte interactive présentant les résultats (classés selon un code couleur de très bon à très mauvais) ou observer un graphe interactif présentant l'évolution temporelle de cet indicateur par région. Ou encore, il peut entre autres examiner un classement des différentes région par rapport aux résultats de cet indicateur (Eco-Check, 2010 b).

Bien d'autres aspects de la communication au public et de la sensibilisation sont développés à Chesapeake Bay, passant par exemple par l'éducation des enfants ou les activités de découverte.

### **Aspects financiers :**

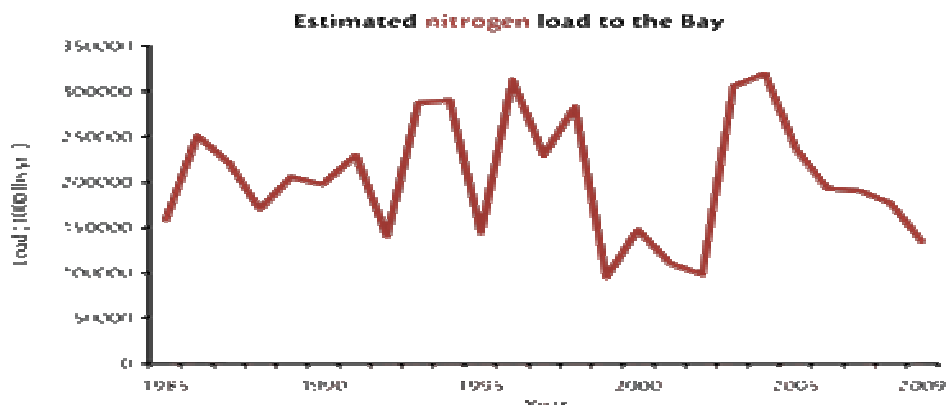
Le projet de « plantation de zostères à grande échelle », qui consiste à planter un total de 400 ha de zostères dans différents sites de la baie, représente un budget total de 15 714 000 \$, cette somme se répartissant équitablement sur trois ans (transplantations échelonnées sur trois ans).

À cela s'ajoutent 7 143 000\$ pour développer des techniques de propagation des plantes à grande échelle et pour produire le matériel suffisant à la transplantation de 400 ha (Chesapeake Bay Program, 2003. Les détails du budget sur un programme de 5 ans pour accélérer la restauration des phanérogames sont développés p. 10 du document).

La plantation de *Zostera marina* réalisée entre 2004 et 2007 à l'embouchure des rivières Potomac et Patuxent a présenté des coûts assez variables. Pour la méthode des sacs de graines (printemps), les coûts vont de 6 700 \$/ha à 98 000 \$/ha. La dispersion automnale des graines a été de 2 à 15 fois plus onéreuse que celle des sacs de graines déposés au printemps, allant de 42 000 \$/ha to 165 800 \$/ha. Entre autres, cette variabilité des coûts provient de l'adaptation des techniques utilisées (stockage des graines) au cours de l'expérience. Les techniques ont été optimisées au cours du projet, augmentant significativement le taux de survie des graines après récolte, et diminuant donc les coûts (Busch et Raves Golden, 2009).

### Indicateurs :

Le graphe ci-dessous présente l'évolution de la l'apport estimé d'azote total dans Chesapeake Bay. Sa moyenne se situe environ à 200 000\*1000 lbs/an, soit environ 90 720 000 kg/an.



Charge estimée d'azote total apporté à Chesapeake Bay  
(source : Eco-Check, 2010 c)

Le baromètre de la baie du *Chesapeake Bay program* évalue l'état de santé de la baie en utilisant plusieurs indicateurs de la qualité de l'eau : l'oxygène dissous, la transparence de l'eau, la chlorophylle *a* et les contaminants chimiques. La concentration en nutriments ne constitue pas un indicateur en elle-même.

En ce qui concerne la chlorophylle *a*, différents seuils de concentration ont été fixés, selon la période (printemps ou été) et les eaux considérées (douces, oligohaline, mésohalines, ...). La valeur la plus élevée est pour les eaux oligohalines au printemps (20,9 µg/L), le plus faible pour les eaux salées au printemps (2,8 µg/L). Le nombre de sites où les valeurs mesurées sont en dessous de ce seuil est de 29 % en 2009 et on observe une tendance décroissante par rapport à la situation de 1985 où on était à 47 %.

## Étang d'Urbino, Corse, France

### Présentation :



Localisation de l'étang d'Urbino



Avec une superficie de 790 hectares et une profondeur maximale de l'ordre de 9 m l'étang d'Urbino est le deuxième plus grand et plus profond étang de Corse. Il s'inscrit dans la chaîne d'étangs qui s'égrainent sur la côte orientale de la Corse. De forme sensiblement circulaire, l'étang est séparé en deux par une importante presqu'île à l'ouest : Isola Longa, et possède une île dans sa partie sud-ouest.

L'étang n'est séparé de la mer Tyrrhénienne que par un simple cordon sableux colonisé par un fourré littoral à genévriers et une forêt dunale à pin maritime

La communication avec la mer s'effectue par un grau (d'une longueur approximative de 350m). Celui-ci, initialement situé au sud du lido (mais peu à peu comblé), a été aménagé artificiellement au nord dans les années soixante-dix, afin de permettre à d'importants volumes d'eau de mer de pénétrer dans la lagune, garantissant une bonne oxygénation du plan d'eau, élément important pour l'exploitation conchylicole.



L'étang d'Urbino (source :Pôle-Relais Lagunes Méditerranéennes)

Le site de l'étang d'Urbino bénéficie depuis septembre 2008 du label Ramsar. Le Conservatoire du Littoral est propriétaire de l'étang.

### Problème :

Les risques de pollution du bassin versant sont limités bien que l'on recense la présence de diverses zones d'activité agricole et de pacage. Malgré cela, le faible taux de renouvellement,

du fait de la fermeture du grau, oblige à une prise en compte sérieuse de ces risques de pollution.

L'enjeu principal réside dans l'entretien du grau artificiel qui permet la communication entre la lagune et la mer. Il s'agit actuellement pour le propriétaire et le gestionnaire d'en définir les modalités d'entretien afin d'assurer la qualité de l'écosystème et le bon fonctionnement des activités aquacoles et de la pêche.

Ce grau artificiel a été aménagé pour la pratique de la pisciculture (présente de 1989 à 2002). Disposée dans la partie profonde de l'étang, non loin du grau artificiel, cette exploitation a eu des productions de loup et de dorade qui ont pu atteindre 300 tonnes par an. Il a été démontré que cette activité d'élevage intensif a contribué à augmenter la teneur en matière organique du sédiment, et aurait pu induire des crises de dystrophie par relargage de sels nutritifs dans la lagune (Martinetti, 2010).

#### **Actions mises en place :** (Martinetti, 2010)

La gestion actuelle du grau de l'étang d'Urbino se fait par ouverture du chenal par une pelle mécanique.

Ce grau, conforté par des palplanches d'acier en mauvais état, est aujourd'hui régulièrement obstrué par des dépôts de sédiments marins limitant les échanges avec le milieu marin. Pour satisfaire aux besoins de l'exploitation halieutique, de conchyliculture, et pour permettre une bonne oxygénation de la lagune, le grau est maintenu ouvert de mars à décembre.

Au vu de la difficulté d'entretien d'un tel ouvrage, le Conservatoire a lancé une étude (20 mois) afin d'analyser si l'ouvrage actuel permet de répondre à l'ensemble des conditions de site : implantation géographique, morphologie de l'ouvrage...

Puis, le cas échéant, le bureau d'étude recherchera une solution d'aménagement durable basée sur les résultats d'un modèle numérique de terrain.

Par ailleurs, des études sont en cours en vue d'une mise en place progressive d'action visant à améliorer la qualité de l'eau en réduisant les apports (assainissement, reboisement des rives,...).

#### **Résultats observés :**

L'étang d'Urbino, de part son origine tectonique, a une profondeur de 9m ce qui limite le risque d'anoxie. Grâce à l'entretien régulier du grau effectué depuis 2008, la qualité d'oxygénation des couches d'eau inférieures s'est améliorée.

#### **Indicateurs :**

L'étude lancée par le Conservatoire permettra entre autres d'avoir connaissance des apports du bassin versant à la lagune (flux d'azote total et de phosphore total) ainsi que le temps de renouvellement des eaux de la lagune. Celui-ci est important du fait de la profondeur de l'étang et est estimé à environ 20 mois (Martinetti, 2010).

## Lagunes du Delta de l'Ebre, Espagne

### Présentation : (Hampel et al.)



Localisation du Delta de l'Ebre



Encanyissada est une lagune côtière typique d'un environnement deltaïque (de type Albufera) formée suite à l'évolution des lobes du delta de l'Ebre. Elle est séparée de la mer Méditerranées (Baie d'Alfacs) par une bande de sable et est connectée à la baie par plusieurs ouvertures. A l'origine, il s'agissait d'une lagune salée, avec une salinité maximale en été. Elle a cependant commencé à dévier de son évolution naturelle à partir de la construction de canaux pour la culture du riz à la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle, lorsque sa surface et ses connexions à la mer ont été réduites, et que l'eau douce provenant du drainage des champs de riz a été introduite d'avril à octobre. Un gradient de salinité s'est donc établi dans la lagune, et les variations saisonnières sont importantes.

Encanyissada est le plus grand système de lagune et marais du delta de l'Ebre et la lagune a une superficie de 5,5 km<sup>2</sup> et une profondeur moyenne de 80 cm.



Localisation de la lagune d'Encanyissada dans le Delta de l'Ebre, (source : Hampel et al., fiche « Encanyissada » du réseau RedMarismas)

Le bassin versant de la lagune a une surface de 85 550 km<sup>2</sup> dominé par l'agriculture, principalement la culture du riz.

La lagune d'Encanyissada fait partie du Parc Naturel du Delta de l'Ebre et du réseau Natura 2000. C'est également un des sites Ramsar du Delta de l'Ebre.



La lagune d'Encanyissada, vue hivernale  
(source : Fores et al., 2002. Photo : Juan Manuel Segura)

### **Problème :**

Pendant plusieurs décennies, de l'eau douce fortement provenant des champs de riz et chargée en nutriments et pesticides est entrée directement dans la lagune, ce qui a entraîné une eutrophisation et une détérioration de la lagune, avec un fort déclin des populations d'oiseaux et de poissons. A présent, la qualité de l'eau s'est améliorée de façon significative, bien que les effets de l'agriculture intensive se fassent toujours sentir. De plus, la surpêche a un impact significatif sur les populations de poissons et les activités de pêche perturbent la faune (Hampel et al.).

En 1976, les macrophytes *Potamogeton pectinatus*, *Marina Najas* et *Ruppia maritima* couvraient 424 hectares de la surface de la Encanyissada. Ils ont pratiquement disparu ensuite, jusqu'à la mise en œuvre de la restauration. De plus, l'abondance du phytoplancton entraînait une forte turbidité de l'eau. En parallèle a été observé un fort déclin des poissons commercialisés (Fores et al., 2002) .

Bien que la situation se soit largement améliorée suite au projet de restauration, la lagune est encore considérée comme étant eutrophisée.

### **Actions mises en place :** (Fores et al., 2002)

La situation de dégradation de la lagune a perduré jusque dans les années 1991-1992, lorsque l'administration a décidé de mettre en œuvre certaines mesures pour régénérer la lagune et à rétablir la couverture de macrophytes. Ce projet s'inscrit dans le plan directeur du parc. Des actions ont été coordonnées avec la Communauté générale d'irrigation de la rive droite de l'Ebre, propriétaire du réseau de canaux et de drains. Les coûts économiques et le suivi ultérieur ont été financés par le budget du Parc.

Le séchage d'une partie du lac, permettant l'aération des sédiments, et l'entrée d'eau directe à partir de l'Ebre dans le plus grand réservoir, sont deux des mesures prises pour réduire les apports d'azote sous forme d'ammonium. Par ailleurs, les apports d'eau douce dans la lagune ont également été contrôlés.

Tout d'abord, en 1992, la construction d'un canal de dérivation a été effectuée dans la partie nord de la Encanyissada. L'objectif était de réguler les entrées d'eau douce provenant des rizières dans le lac durant la période de culture du riz. Ce canal collecte l'eau des six drains principaux et limite les entrées d'eau dans la lagune par des portes qui s'ouvrent uniquement

lorsque la qualité de celui-ci est suffisante. Dans le même temps, des apports d'eau douce ont été effectués directement à partir de l'Ebre afin de garantir un apport continu d'eau douce de meilleure qualité au cours de l'été.

En février 1992, le plus petit bassin de la lagune, connue sous le nom de Clot, a été vidé et est resté dans cet état pendant un an afin d'aérer les sédiments. Il a été ré-inondé avec l'eau de l'Ebre après cette période, présentant une reprise de la prairie de macrophytes. Pendant le séchage, différentes expériences ont été menées en laboratoire afin de déterminer quand et avec quel type d'eau il serait le plus approprié de le remettre en eau. D'autres expériences ont également été menées sur les sédiments de la partie asséchée du lac, afin d'étudier la croissance des macrophytes sur ces sédiments en fonction de différentes caractéristiques de l'eau. De ces expériences, il a été constaté que le ralentissement de la croissance de *Ruppia cirrhosa*, qui coïncide avec la plus forte augmentation dans le phytoplancton, se produit lorsque la concentration d'azote ammoniacal dans la colonne d'eau est élevée.

Compte tenu des résultats des expériences, des actions ont été mises en place visant à diminuer le taux d'ammonium dans l'eau afin de favoriser la croissance des macrophytes par rapport à celle du phytoplancton.

Les apports d'eau fournis par les rizières et les apports d'eau provenant directement de l'Ebre ont été contrôlés en divers points. Dans les périodes d'entrée d'eau provenant des rizières, ces apports ont été limités à 25 % du temps et le reste a été apporté directement de la rivière, ce qui a permis de favoriser la croissance des macrophytes.

Aujourd'hui, un projet de restauration est lancé pour la lagune Les Olles et sera mis en place dans ~ 2 ans. Ce sont les deux seuls projets dans le delta de l'Ebre (Ibàñez Martí, 2010).

### **Résultats observés :**

Quelques mois après la remise en eau de Clot, des populations denses de *Najas marina* et de *Miriophyllum sp* ont commencé à couvrir la zone ainsi régénérée. Des apports d'eau non contrôlés provenant de champs de riz ont provoqué une baisse de 10% de la surface de macrophytes régénérés. Cela montre que le taux d'azote sous forme d'ammonium provenant des canaux d'irrigation des rivières est une cause majeure de la disparition des macrophytes dans les lagunes côtières du delta de l'Ebre. En 1994, avec un meilleur contrôle des apports d'eau douce dans le lac, la couverture en macrophytes représentait 70% de la surface du lac, avec la présence de *Marina Najas*, *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton spicatum* et *Ruppia cirrhosa*, encore présents en 2002 (date de rédaction de l'article). La reprise de ces prairies de macrophytes a bénéficié à d'autres groupes d'organismes (oiseaux, batraciens).

Les actions visant à favoriser la croissance des macrophytes dans la lagune ont porté leurs fruits. Il a été observé une prolifération de *Potamogeton pectinatus* et *Ruppia cirrhosa* au cours de l'été 1994, ils occupaient alors plus d'un tiers de la surface de la lagune, puis lors de l'été 1995, près des deux tiers. En 2002, la couverture de macrophytes est pratiquement de 100%.

### **Indicateurs :**

Les concentrations en azote total dans la lagune varient entre 0,66 et 7 mg/L et celles du phosphore total sont comprises entre 0,1 et 0,43 mg/L. On observe des concentrations de chlorophylle *a* comprises entre 0 et 25 mg/m<sup>3</sup>, soit 0,025 mg/L (Hampel et al.) .

Des mesures réalisées dans la lagune avant 1990 donnent quelques éléments sur son état avant la restauration : concentration moyenne annuelle en azote total de 95  $\mu\text{M}$ , s'échelonnant entre 30 et 270  $\mu\text{M}$ . Pour le phosphore total, la moyenne est de 2,69  $\mu\text{M}$  et les valeurs mesurées s'échelonnent entre 1,28 et 3,48  $\mu\text{M}$  (Comín et al., 1990).



## Drana, Grèce

### Présentation :



Localisation de la lagune de Drana



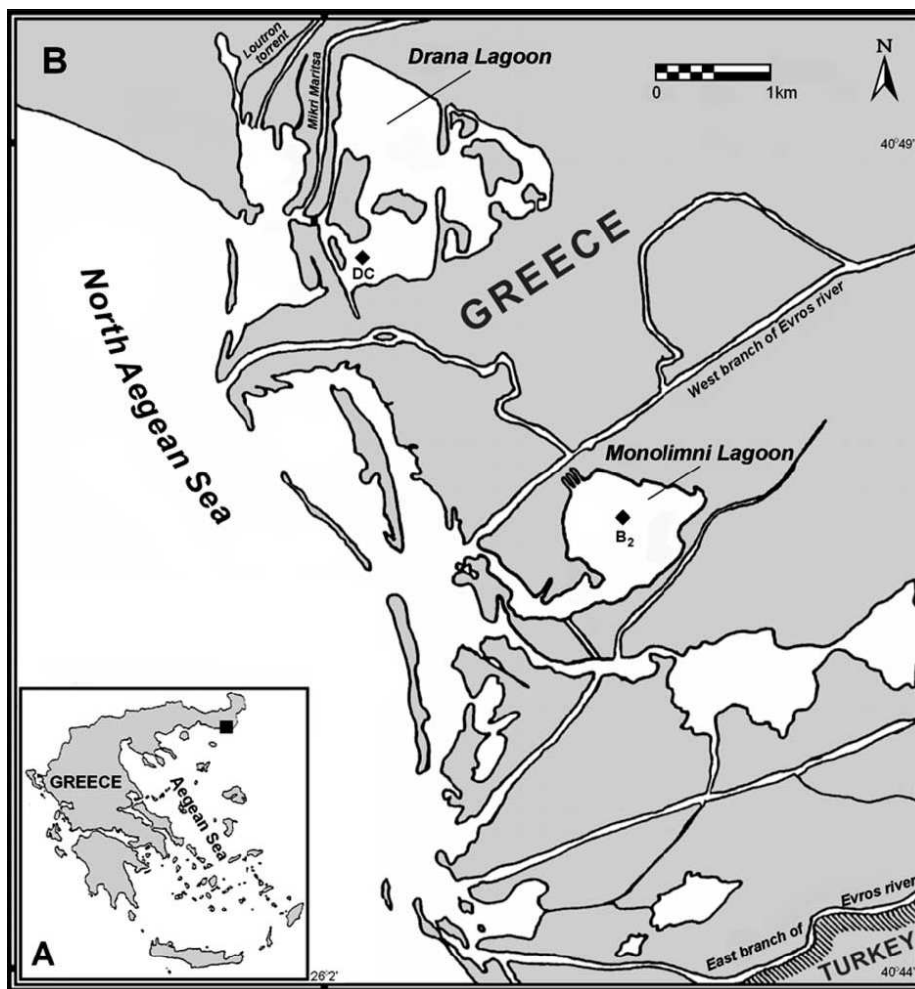
La lagune de Drana est située au Nord-Est de la Grèce, dans le delta de l'Evros, qui est une zone humide importante. Il s'agit d'une lagune peu profonde, d'une surface de 660 ha (Papadimos et al.). Avant 1987, la communication avec la mer se faisait à travers une petite ouverture étroite (voir carte ci-dessous).

Le macrophytobentos de la lagune de Drana est principalement composé de *Ruppia maritima* (Malea et al., 2004).

Cette lagune était utilisée par les pêcheurs, avec une production de 8 à 20 t de 1974 à 1986.

### Problème :

Le 11 mai 1987, des fermiers du village voisin de Loutros ont bouché à l'aide de bulldozers – de manière illégale – la communication de la lagune avec la mer, brisant une digue sur la partie est au même moment. Ainsi, la lagune fut rapidement drainée et elle a souvent connu des épisodes de sécheresse complète durant la période estivale. En effet, les apports d'eau, outre ceux de la mer, ne se font que par les précipitations et par certains canaux de drainage. La justification proposée pour cette action est que le sel pénètre depuis la lagune jusque dans les champs cultivés environnants et les pâturages, réduisant donc leur qualité.



La lagune de Drana (source : Malea et al., 2004)

### **Actions mises en place :**

En 2002, les autorités locales ont entrepris la restauration de la lagune ainsi que la protection des terres agricoles adjacentes, dans le cadre d'un projet LIFE. L'objectif de ce projet était de contribuer à la restauration de la lagune de Drana en définissant le nombre d'entrées de la marée devant être construites (une ou deux), ainsi que leur largeur. Les courants dans la lagune, après ré-ouverture d'entrée(s) d'eau de mer, ont été simulés à l'aide du système de modélisation hydrologique MIKE 11.

Les résultats de la simulation ont montré que :

- l'augmentation de la largeur des entrées d'eau permet de réduire la vitesse du courant dans leur section ;
- après une largeur critique des entrées, le prisme de marée (« tidal prism ») reste pratiquement constant ;
- une seconde entrée augmente le volume total d'eau ainsi que le prisme de marée (« tidal prism ») et améliore le temps de chasse d'eau dans la lagune.

(Anastasiadis ; Papadimos et al.)

La lagune a été remise en eau en juin 2004. Une nouvelle entrée d'eau de mer, de 5m de long, a été ouverte.

La restauration de la lagune a nécessité plusieurs travaux techniques. Ceux-ci comprenaient : la restauration de la digue périphérique, l'amélioration du lit de la lagune, la création de fossés plus profonds pour la protection de la population de poissons, la création d'un fossé

périphérique rempli de matériau argileux pouvant servir de barrière contre les fuites, et la reconstruction de la « porte d'entrée » pour l'accès de l'eau de mer.

Le projet a été financé par un projet LIFE-Nature, qui avait pour but de :

- restaurer la structure et les fonctions des habitats de la lagune ;
- conserver les espèces d'avifaune protégées ;
- améliorer l'efficacité de la gestion autour de la lagune.

### **Résultats observés :**

En ce qui concerne l'ichtyofaune, une diversité réduite (en comparaison avec d'autres lagunes) a été observée suite à la remise en eau de la lagune de Drana. Ceci est probablement dû au caractère récent de cette remise en eau, et à un échantillonnage limité.

De plus, la dynamique de l'eau au niveau de l'entrée de la mer se caractérise par des courants aux vitesses élevées et un reflux pendant un temps court, ce qui affecte certainement l'entrée de juvéniles dans la lagune. Une amélioration de la forme du canal d'entrée d'eau a donc été proposée (augmentation de sa largeur et production de zones à bas débit). Les frottements pourraient être augmentés en plaçant des pierres de taille moyenne sur les bords du canal d'entrée (Koutrakis et al., 2007).

### **Indicateurs :**

Le suivi écologique de la lagune a été réalisé en octobre 2004 et en avril 2005. Il révèle une concentration moyenne de 3,57  $\mu\text{mol/L}$  de nitrates, 3,06  $\mu\text{mol/L}$  de phosphates et 0,2  $\mu\text{g/L}$  de chlorophylle *a* (Koutrakis et al., 2007).

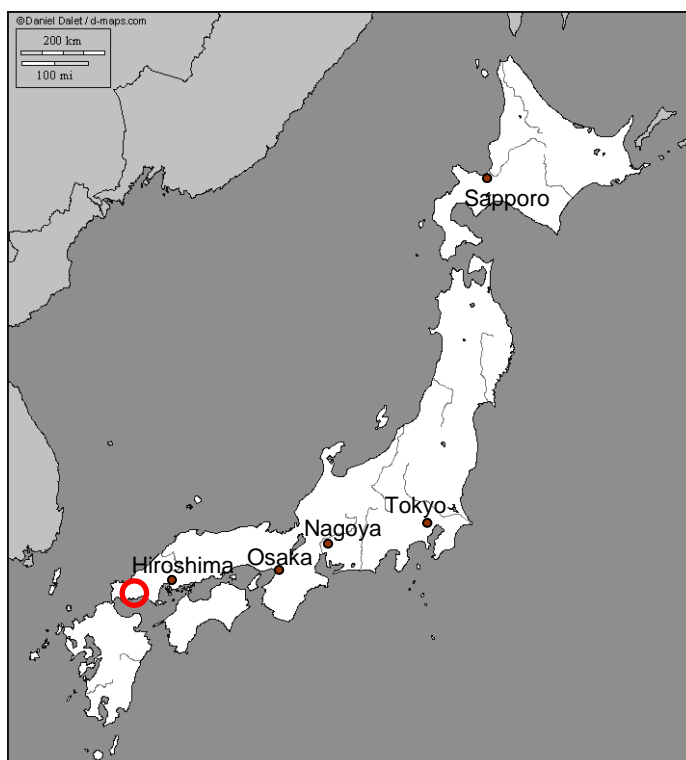
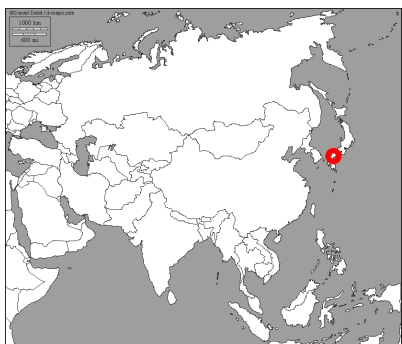
Le détail des valeurs obtenues au cours du suivi effectué au cours du projet est présenté dans le tableau ci-dessous :

	Before restoration	After restoration	
	November 2002	October 2004	April 2005
N-NO <sub>3</sub> ( $\mu\text{mol/l}$ )	49.4 (46.7)	2.4 (3.5)	1.9 (0.7)
N-NO <sub>2</sub> ( $\mu\text{mol/l}$ )	2.2 (2.6)	0.1 (0.0)	0.2 (0.1)
N-NH <sub>4</sub> ( $\mu\text{mol/l}$ )	25.2 (30.9)	2.0 (1.7)	2.3 (0.5)
P-PO <sub>4</sub> ( $\mu\text{mol/l}$ )	4.7 (7.1)	3.0 (0.4)	2.7 (0.3)
Chl- <i>a</i> ( $\mu\text{g/l}$ )		0.2 (0.1)	0.2 (0.2)

Valeurs moyennes de paramètres physiques et chimiques de la lagune de Drana avant et après sa restauration  
(valeur moyenne et écart-type entre parenthèses)  
(source : Koutrakis et al., 2009)

## Estuaire de la rivière Fushino, Japon

### Présentation :



Localisation de l'estuaire de la rivière Fushino

L'estuaire de la rivière Fushino, appelé « estuaire Yamaguchi », est situé à l'ouest de l'île Honshu, dans la partie ouest de la mer intérieure de Seto. Le bassin versant de la rivière est de 322 km<sup>2</sup> (80% de forêt montagneuse, 11% de zones urbaines et 8% de terres agricoles), et 108 000 personnes y vivent. La rivière passe dans le centre de la ville de Yamaguchi, chef-lieu de la préfecture.

L'estuaire Yamaguchi (l'estuaire de la rivière Fushino) a une surface d'environ 1700 à 1800 ha.



Localisation de la rivière Fushino

(source : doc Word « Fushino Estuary », Ukita et al., 2009)

### **Problème :**

Au cours des cinquante dernières années, plusieurs changements se sont faits dans le bassin versant (diminution de la surface cultivée mais modification des méthodes d'irrigation, usage de machines agricoles et de fertilisants chimiques ; importants travaux de construction ; mines de gravier et de sable dans la rivière, aujourd'hui disparues mais dont les traces sont encore visibles).

En ce qui concerne l'estuaire, 340 ha de surfaces plates en zone de marées (« tidal flats ») ont disparu de 1947 à 1969 (pour cause de gain de terres sur la mer). Il en reste au total 350 ha (Naka-gata, Shinchî-gata, Minami-gata). On y trouve 71 espèces d'oiseaux et certaines espèces en danger.

Depuis les années 1950, les herbiers de zostères (*Zostera marina*) ont diminué, passant de 720 ha à pratiquement 0 en 1990.

Parallèlement, la production de pêche a fortement baissé pendant 40 ans, en particulier les bivalves, dont la production est passée de 1500 t en 1970 à 0 en 1991. Outre la cause directe du gain de terrain sur la mer, on cite souvent la baisse de nutriments dans les eaux côtières, les sédiments devenus plus fins suite à l'augmentation de l'apport de particules fines, l'influence des prédateurs et la pêche abusive des « mother shells ».

### **Actions mises en place :**

L'origine des actions de restauration remonte à l'opposition des habitants de la ville de Niho à un projet de décharge de déchets industriels (en 2001). Après avoir collecté suffisamment d'argent, ils ont acheté le terrain et en ont fait don à la commune de Yamaguchi.

La préfecture de Yamaguchi a alors lancé un comité afin de discuter de la gestion environnementale intégrée de bassins de rivière et la rivière Fushino fut étudiée comme cas modèle. Les cibles du modèle étaient « Cyclic-symbiotic society connected with river from forest to sea », avec les mots-clé : « production locale et consommation locale », « penser à la source lorsqu'on boit de l'eau », « coopération entre les bassins amont et aval dans différents secteurs ». Ces concepts ont abouti aux projets suivants (autres que l'usage de l'eau et le contrôle des crues) :

- Constructions en harmonie avec la nature (ex : permettre la circulation des poissons vers l'amont ou l'aval) ;
- Restaurer les « tidal flats » productifs et les herbiers de zostères ;
- Activation de la foresterie, de l'agriculture, des pêcheries et des industries traditionnelles ;
- Éducation environnementale, etc.

Une monnaie locale (appelée « Fushino ») a également été lancée en 2003 afin de stimuler le travail des volontaires. Depuis la première année jusqu'à la fin de 2008, il y a eu au total 20 600 participants et il pourrait être nécessaire d'augmenter le nombre de magasins ou restaurants « supporters », où les « Fushino » peuvent être dépensés.

Dans une deuxième phase, le comité a choisi de se focaliser sur l'embouchure de la rivière. La conférence pour la restauration des « tidal flats » de l'estuaire de la rivière Fushino a été lancée en 2004, suivant le programme de restauration de la nature du Ministère de l'environnement.

Par ailleurs, la préfecture de Yamaguchi a lancé une étude pilote pour améliorer les conditions du sol dans les « tidal flats » afin d'y restaurer les bivalves. Des machines ont été utilisées à Naka-gata et les couches supérieures de sol (0,5 – 1 m) ont été substituées de différentes façons (coquilles d'huîtres broyées, sable plus grossiers, ...). La surface totale

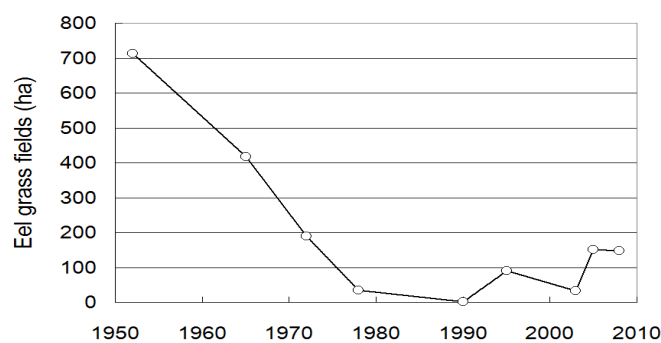
d'expérimentation était de 300 m<sup>2</sup>. Dans les années qui ont suivi, la surface d'expérimentation a été fortement augmentée et d'autres expériences ont été tentées, certaines d'entre elles ont montré des résultats relativement bons. En 2005, à Minami-gata où les sols sont sableux, des cultures ont été menées manuellement deux fois pendant un an afin d'améliorer la qualité du sol (80 – 150 personnes ont participé à ces travaux à chaque fois). Puis une couverture de filets a été installée afin d'empêcher les oiseaux prédateurs d'effectuer des dégâts (mesure qui s'est avérée efficace). En mai 2009, avant les labours les participants ont donc pu déjeuner de soupe cuisinée à partir de bivalves récoltés sous le filet.

Par ailleurs, la section pêche de la préfecture de Yamaguchi a commencé en 2002 un projet de restauration des herbiers de zostères. Ce projet a été combiné avec les travaux du comité depuis 2006, visant une augmentation des herbiers de zostères de 400 m<sup>2</sup>/an avec la participation de 30 à 60 personnes à chaque fois. En mai ou juin, les pieds de zostères sont récoltés et soignés au « Research Center of Inland Fishery ». En novembre, les graines prêtes à germer sont semées de trois façons différentes : méthode de la silice colloïdale, méthode des feuilles (« sheet method ») et méthode de l'emballage de grillage ou de gaze (« packing gauze method »).

Enfin, des ateliers se sont tenus 10 fois entre janvier et août 2009 (avec l'aide du programme de subvention de Toyota). Ces ateliers avaient pour but de discuter de la cause des mauvaises conditions de la production de pêche dans l'estuaire. 43 experts ont fait une présentation et les points importants ont été discutés.

### **Résultats observés :**

D'après le suivi réalisé jusqu'en 2009, la surface de zostères est en augmentation nette, bien qu'elle ait subi les dégâts de typhons. En 2005, 152 ha étaient couverts et 147 ha en 2008.



Evolution de la surface des herbiers de zostères dans l'estuaire Yamaguchi  
(source : Ukita et al., 2009)

D'après Ukita et al., 2009, le projet va pratiquement avec succès depuis 5 ans. Les volontaires vont conserver leur enthousiasme pour les travaux de restauration de « Sato-Umi » (voir plus bas pour la définition de ce terme). Mais le pourcentage de participants dans la population locale est encore considéré comme très faible. De plus, ce genre de travail n'a pas réussi à s'étendre à d'autres bassins versants dans la préfecture de Yamaguchi (il est difficile d'impliquer les populations, qui sont occupées par leur travail et leur vie quotidienne : cette tendance s'est fortement accentuée après que l'économie globale a « submergé » le Japon). Jusqu'à présent, le gouvernement local (préfectoral) a joué un rôle pour propulser les activités de restauration. Cependant, il va devenir difficile d'obtenir des budgets supplémentaires. En effet, le secteur financier recherche habituellement des effets économiques visibles à court

terme ; néanmoins d'après Ukita et al., 2009, il faudrait admettre que le délabrement graduel d'un système naturel pendant 50 ans requiert un temps assez long pour être restauré.

**N.B.** : (cf. The Association for the Environmental Conservation of the Seto Inland Sea, 2009). “**Sato-Umi**” se définit comme une zone côtière où les moyens d'existence des êtres humains et les bienfaits de la nature coexistent harmonieusement avec les écosystèmes côtiers. En japonais, « Sato » désigne l'endroit où les personnes vivent et « Umi » signifie la mer. « Sato-Umi » est une zone maritime et côtière importante qui subvient aux besoins des hommes et des autres êtres vivants. C'est une région qui inclut à la fois la nature et les être humains, c'est également une région dans laquelle on s'attend à trouver à la fois une forte productivité biologique et une forte biodiversité. Tetsuo Yanagi, de l'université de Kyushu et “père” du concept “Sato-Umi”, le définit comme une mer côtière avec une forte productivité et une forte biodiversité résultant – et étant en harmonie avec – l'activité de l'homme. Ce concept porte une attention croissante à la promotion des interactions positives entre l'humanité et les mers côtières (Yanagi, 2009)

Le Ministère de l'Environnement japonais promeut le projet « Sato-Umi » qui soutient financièrement les communautés locales (Environmental Management Bureau of the Ministry of the Environment, 2010). Sur son site officiel, il a ouvert des pages dédiées spécifiquement au « Sato-Umi », à l'adresse suivante : [http://www.env.go.jp/water/heisa/satoumi/en/index\\_e.html](http://www.env.go.jp/water/heisa/satoumi/en/index_e.html) (Ishikawa, 2010).

## Lagune de Ghar El Melh, Tunisie

### Présentation :



Localisation de la lagune de Ghar el Melh



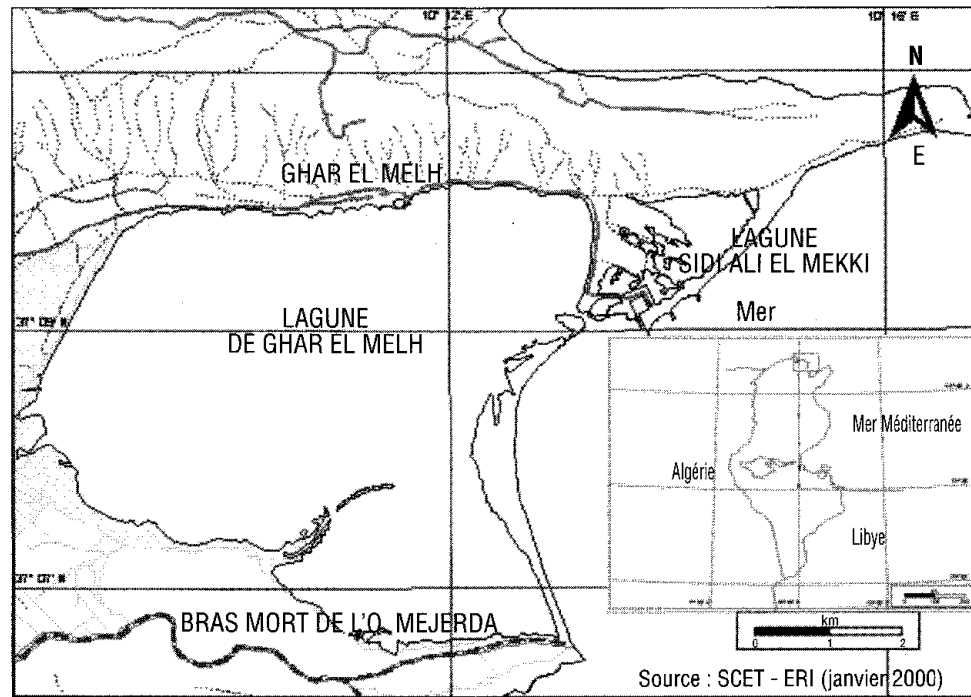
Située au Nord-Est de la Tunisie, dans le Golfe de Tunis, la lagune de Ghar El Melh a une superficie de 28,5 km<sup>2</sup> et une faible profondeur (0,8 m en moyenne, les profondeurs variant entre 0,2 m et 3,8 m). Le volume d'eau est d'environ 25 000 000 m<sup>3</sup>. Elle communique par la mer par l'intermédiaire d'une passe permanente d'environ 80 m de large et 2,5 m de profondeur.

La salinité des eaux varie de 36 g/L en hiver à 51 g/L en été, en raison de la forte évaporation. Les macrophytes, composés essentiellement de phanérogames et d'algues nitrophiles, couvrent 96 % de la surface de la lagune. Les espèces dominantes sont le *Ruppia cirrhosa* et la *Cladophora sp.* L'apparition de ces espèces est récente.

On constate une forte hétérogénéité spatiale dans la lagune, les zones les plus éloignées de la passe étant les plus polluées.

Le bassin versant de la lagune a une superficie de 131 km<sup>2</sup>, avec un volume moyen de ruissellement de 4 500 000 m<sup>3</sup>/an, ce qui est assez faible par rapport au volume de la lagune.





La lagune de Ghar el Melh  
(source : Moussa et al., 2005)

**Problème :**

En raison de diverses actions anthropiques (eaux usées domestiques et industrielles, drainage, activités de pêche), la lagune connaît une dégradation progressive de la qualité de ses eaux et de ses sédiments, dont les conséquences sont la chute de la richesse biologique et la réduction de ses ressources halieutiques. Ceci s'accompagne d'un ensablement de la communication avec la mer. La lagune peut être considérée comme hypertrophique.

La production de la pêche dans ce milieu a chuté de 200 tonnes en 1993 à 26 tonnes seulement en 1996.



Photo de la lagune de Ghar El Melh  
(source : Ben Maïz, 2010)

### **Actions mises en place :**

Suite à la chute inquiétante de la production de pêche, une action d'urgence de dragage de la passe a été entreprise en 1996. Il n'y a pas eu de dragage ultérieur de la passe (Moussa et al., 2005).

Devant cette situation de déséquilibre écologique et économique du milieu, une étude pluridisciplinaire a été lancée par le Ministère de l'Agriculture tunisien, en collaboration avec d'autres organismes, en vue de réhabiliter la lagune de Ghar El Melh et d'améliorer son état. Les études effectuées par Moussa et ses collègues (Moussa et al., 2005) font partie de ce projet (Ben Youssef, 2010).

Un diagnostic de la lagune (analyses physico-chimiques et biologiques) ainsi qu'une modélisation de son fonctionnement hydrodynamique ont été réalisés (dans les années 2000). Les résultats de la simulation du fonctionnement hydrodynamique montrent une stagnation des eaux dans environ 80 % de la surface de la lagune, ce qui a amplifié la dégradation de la qualité de l'écosystème.

Pour tenter d'améliorer ce fonctionnement, plusieurs scénarios d'aménagement ont été proposés et simulés, séparément et combinés. Les prédictions du modèle ont permis de proposer l'aménagement qui paraît optimum : la création d'une nouvelle communication de 120 m de large au sud de la lagune et dans son prolongement, le dragage d'un chenal de 5 km de long. Ainsi, le temps moyen de renouvellement des eaux ne serait que de 4,8 jours, soit une augmentation des échanges de 70 %. Ceci devrait s'accompagner d'un arrêt total des rejets dans la lagune ainsi que d'un dragage de la couche superficielle des sédiments pollués (~ 20 cm d'épaisseur).

Avec ces actions, le modèle prédit la disparition des algues nitrophiles, une concentration moyenne annuelle en azote total de 60 mg/m<sup>3</sup> (soit une réduction de 78 % par rapport à l'état actuel) et une concentration moyenne annuelle en phosphore total de 20 mg/m<sup>3</sup> (soit une réduction de 94 %) (Moussa et al., 2005).

### **Résultats observés :**

Le dragage de la passe réalisé en 1996 a permis d'améliorer temporairement la circulation et la qualité de l'eau de la lagune ainsi que la production de la pêche, sans pour autant rétablir l'équilibre écologique initial du milieu (Moussa et al., 2005).

Les aménagements proposés par Moussa et ses collègues pour la lagune de Ghar El Melh n'ont pas été réalisés, pour plusieurs raisons (économiques, sociales, politiques) (Moussa, 2010). D'après Lofti Baccar, la principale raison est financière, l'État tunisien ayant accordé une priorité à une autre lagune au Sud de la Tunisie du côté de Jerba, la lagune de Bou Ghrara. Celle-ci a fait l'objet d'une étude similaire, mais le site est beaucoup plus grand que Ghar El Melh, d'environ 450 km<sup>2</sup>.

Le projet a donc été stoppé à l'échelle d'étude seulement : sur le plan pratique, rien n'a été appliqué. De plus la région de Ghar el Melh est très ventée, surtout vers nord, donc les sables s'accumulent toujours de ce côté. Ainsi, même si elle avait été creusée, à long terme la nouvelle communication se serait bloquée par le sable (Ben Youssef, 2010).

### **Indicateurs :** (Moussa et al, 2005)

On observe dans la lagune une concentration moyenne annuelle en azote total de 270 mg/m<sup>3</sup> et en phosphore total de 350 mg/m<sup>3</sup> (lagune considérée comme hypertrophique). Les variations dans l'année sont importantes puisque pour l'azote total, on passe de 60 mg/m<sup>3</sup> en

janvier à  $1080 \text{ g/m}^3$  en juillet. Pour le phosphore total, on a  $30 \text{ mg/m}^3$  en mai et  $960 \text{ mg/m}^3$  en août. Ces mesures ont été effectuées entre juin 1999 et mai 2000.

La modélisation réalisée dans l'étude de Moussa et al. (cf. Moussa et al., 2005) prédit qu'avec les aménagements proposés (réduction des apports et amélioration de l'hydrodynamisme), ces valeurs moyennes de concentration en nutriments pourraient passer à  $60 \text{ mg/m}^3$  pour l'azote total et  $20 \text{ mg/m}^3$  pour le phosphore total. Avec de telles concentrations, le milieu se situerait entre mésotrophe et oligotrophe, selon l'abaque de l'OCDE (1982).

En ce qui concerne la chlorophylle *a*, les concentration varient entre  $2,2 \text{ mg/m}^3$  en février et  $54 \text{ mg/m}^3$  en août (mesures ont effectuées entre juin 1999 et mai 2000).

La modélisation hydrodynamique de la lagune donne un volume total des échanges d'eau de  $3\ 100\ 000 \text{ m}^3/\text{jour}$ , le temps moyen de renouvellement des eaux étant alors de 8,2 jours. Mais ce temps de renouvellement n'est pas significatif puisque les simulations montrent que les vitesses à l'intérieur de la lagune ne sont pas homogènes et la stagnation des eaux affecte environ 80 % de sa superficie.

## Lac Ichkeul, Tunisie

### Présentation :



Localisation du lac Ichkeul



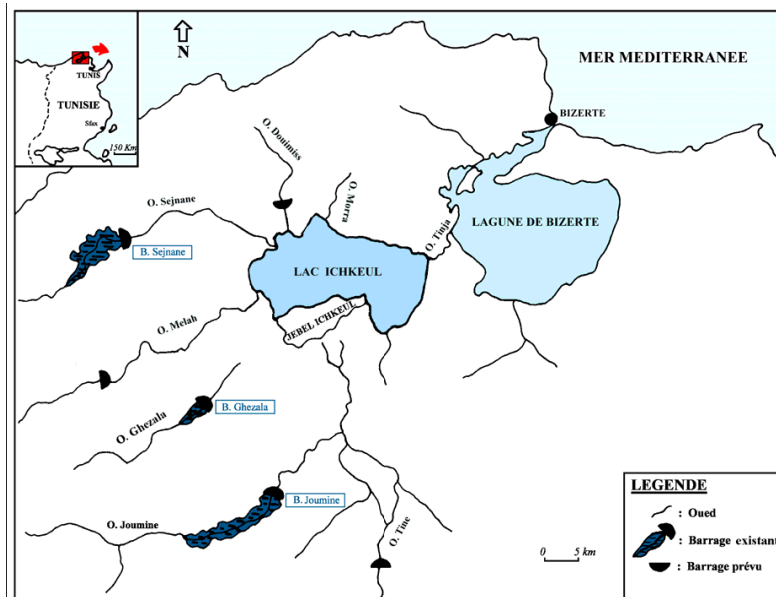
Le lac Ichkeul, situé à 75 km au nord de Tunis, fait partie du parc National de l'Ichkeul. Le lac et les marécages environnants servent chaque année de point d'arrêt pour des centaines de milliers d'oiseaux migrateurs en partance pour l'Afrique subsaharienne.

Le lac Ichkeul est une lagune secondaire alimentée en eau douce par un bassin versant au réseau hydrographique très développé, d'une superficie de 2080 km<sup>2</sup>, et en relation avec la mer par l'intermédiaire du lac de Bizerte via l'oued Tinja long de 5 km (voir carte ci-dessous). En hiver, le lac est alimenté en eau douce par six principaux oueds, ce qui provoque une remontée du niveau des eaux du lac et l'inondation des marais ; le surplus se déverse alors vers le lac de Bizerte. En été, sous l'effet d'une intense évaporation et en l'absence d'apports des oueds, le niveau d'eau dans le lac s'abaisse au dessous de celui de la mer et le courant dans l'oued Tinja s'inverse, les eaux marines du lac de Bizerte pénétrant alors dans le lac Ichkeul.

Le lac a une superficie moyenne de 90 km<sup>2</sup> et est accompagné de 30 km<sup>2</sup> de marais. La profondeur du lac est en moyenne de 1 m, mais elle varie selon les saisons et les années. Les sédiments au fond du lac sont en majorité des sédiments fins, facilement remis en suspension par les vents dominants assez forts, provoquant une importante turbidité des eaux qui sont le plus souvent de couleur ocre.

La salinité des eaux du lac varie de 40 g/L à la fin de l'été à moins de 10 g/L au printemps, voire moins de 5g/L.

Le lac abrite d'importants herbiers aquatiques immergés, représentés essentiellement par les potamots (*Potamogeton pectinatus*) et dans une moindre mesure par les ruppias (*R. cirrhosa* et *R. maritima*). Il héberge également une importante ichtyofaune d'eau saumâtre, notamment des muges et des anguilles (Agence Nationale de Protection de l'Environnement, 2009).



Localisation du Parc National de l'Ichkeul et des aménagements hydrauliques  
(source : . Ben M'Barek et Slim-Shimi, 2002)

Le lac fait partie du parc national de l'Ichkeul, lui-même inscrit sur la liste du patrimoine mondial de l'UNESCO depuis 1980.

L'Ichkeul a été retenu pour inscription sur trois listes internationales :

- en 1977 comme Réserve de la Biosphère (programme MAB de l'UNESCO)
- en 1979 comme Site du Patrimoine Mondial Culturel et Naturel (UNESCO)
- en 1980 comme Zone humide d'importance internationale (Convention de RAMSAR)

**Aspects administratifs :** (Kennou, 2010 ; Zaouali, 2010)

En Tunisie, les lagunes font partie du domaine public maritime ; elles sont propriété de l'État. L'Agence de Protection et d'Aménagement du Littoral (APAL), sous tutelle du Ministère de l'Environnement, est l'entité qui octroie les concessions pour l'utilisation des lagunes.

Le Ministère de l'Équipement gère le domaine public maritime au niveau des ports de pêche tandis que le Ministère des Transports gère le domaine public maritime au niveau des ports de commerce. Le Ministère du Domaine de l'État et des Affaires Foncières gère ce qui appartient au domaine public.

Dans le cas du lac Ichkeul, l'APAL a octroyé la concession du plan d'eau à un opérateur pour la pêche. Celui-ci a l'entretien des ouvrages à sa charge.

**Problème :**

En 1996, le site a été inscrit sur la liste du patrimoine mondial en péril, à cause d'une augmentation de salinité de ses eaux suite à la réduction des apports d'eau douce par les oueds, ce qui menace des centaines de milliers d'oiseaux migrateurs.

En effet, l'Ichkeul est situé au coeur d'une région qui est le cadre d'un vaste programme de mobilisation des eaux pour l'agriculture et pour l'alimentation en eau potable des villes côtières. Dans le cadre de ce programme, six barrages sont prévus dont trois sont déjà en service (1983, 1984, 1994). Ce prélèvement des eaux à l'amont du lac constitue une contrainte hydraulique majeure pour le fonctionnement des écosystèmes du lac et des marais de l'Ichkeul. Le fonctionnement originel de ce système a donc été fortement perturbé durant les années 90 et jusqu'en 2002.

Suite aux actions des autorités tunisiennes, réduisant progressivement la salinité, le lac a été retiré de la liste du patrimoine mondial en péril en 2006 pour le réintégrer dans la liste du Patrimoine Mondial.



Oiseaux migrateurs sur le lac Ichkeul  
(source : Unité des Ecosystèmes Naturels de l'ANPE, 2009)

La hausse de la salinité est le problème le plus important, et c'est celui sur lequel s'est concentrée l'attention des autorités. Il apparaît par ailleurs que le phénomène d'eutrophisation pourrait survenir. A la fin des années 1990, il n'existait pas de stations d'épuration sur le bassin versant et des apports riches en nutriments s'effectuent proviennent des villes voisines de Tinja et Mateur.

#### **Actions mises en place :**

Conscientes des impacts de la réduction des apports en eau douce sur le milieu naturel de l'Ichkeul, les autorités tunisiennes ont décidé de construire un ouvrage de régulation des échanges d'eau entre les lacs Ichkeul et Bizerte sur l'oued Tinja et ont organisé en 1990 un séminaire international sur l'Ichkeul, qui a abouti à la réalisation d'une étude dont le principal résultat a été l'élaboration d'un plan de gestion optimale du territoire du parc. Trois axes de gestion interdépendants ont été identifiés :

- une procédure de gestion de l'écluse de Tinja (optimisation de la gestion hydrique du lac par une maîtrise des échanges entre les lacs Ichkeul et Bizerte) ;
- un plan de gestion optimale des écosystèmes du parc (mesures techniques et réglementaires pour la conservation, la réhabilitation et/ou la restauration des écosystèmes) ;
- un programme de mesures d'accompagnement pour le développement des activités socioéconomiques dans le parc, dans le respect des contraintes écologiques

Depuis la réhabilitation de l'écluse de Tinja, l'Agence Nationale de Protection de l'Environnement (ANPE) est chargée de sa gestion, selon les règles proposées dans l'étude et en fonction des résultats réguliers du suivi scientifique.

Les éléments de la gestion hydrique du lac ont été progressivement mis en place, avec :

- des transferts d'eau possibles vers le bassin de l'Ichkeul, via le barrage de Sejnane à partir du barrage de Sidi El Barrak (mis en eau depuis 2002) ;
- la décision politique de considérer l'Ichkeul comme un consommateur d'eau à part entière et de lui réserver de l'eau à partir des barrages. Depuis trois ans, avec le rétablissement des conditions climatiques, ces lâchers ont nettement dépassé les 100 millions de m<sup>3</sup> par an.

Le Plan Directeur des Eaux du Nord et de l'Extrême Nord, par un système d'interconnexion des barrages, a reprogrammé la gestion de l'ensemble des stocks en vue de la satisfaction de la totalité des besoins en eau, Ichkeul y compris.

- la réhabilitation de l'écluse de Tinja et de sa mise en œuvre afin de maîtriser les échanges avec la mer.

Avec la mise en œuvre de tous ces éléments, on passe à un système de gestion hydrique du lac « stabilisé » à long terme, qui s'appuie sur des lâchers (déversés, lâchers et/ou dévasements) des barrages et une gestion adéquate de l'écluse permettant de maîtriser les flux d'eau entrants et sortants du lac Ichkeul.

Il faut cependant bien garder à l'esprit que l'objectif recherché pour la sauvegarde des écosystèmes n'est pas la satisfaction systématique, chaque année, des contraintes biologiques de chacun des compartiments, mais plutôt une certaine récurrence de satisfaction de ces contraintes sur une longue durée.

La gestion hydrique du lac d'Ichkeul a depuis 1995 comme composante essentielle un programme de suivi scientifique entamé par l'Agence Nationale de Protection de l'Environnement (ANPE).

**Résultats observés** : (Ben M'Barek et Slim-Shimi, 2002 ; Unité des Ecosystèmes Naturels de l'ANPE, 2009)

La réduction des apports d'eau douce à l'Ichkeul a coïncidé avec une décennie caractérisée par des périodes de sécheresse prolongées (7 années sur les dix dernières ont eu une pluviométrie inférieure à la moyenne) et l'on a effectivement assisté jusqu'en 2002 à un déséquilibre des écosystèmes de l'Ichkeul.

Cependant, les trois dernières années ont été caractérisées par des conditions climatiques particulièrement favorables et l'on a assisté à une restauration des écosystèmes qui donne tout son sens aux mesures de protection et de gestion hydraulique du site telles qu'entreprises.

Le suivi scientifique des paramètres biologiques indicateurs a permis de constater que la restauration généralisée et persistante de conditions favorables du milieu a été suivie d'une régénération immédiate et durable des principaux indicateurs biologiques de l'Ichkeul (réapparition des herbiers de potamots dans le lac en 2003, ...). La restauration des conditions du milieu s'est traduite par la régénération de l'ensemble des écosystèmes présents à l'Ichkeul à des niveaux comparables pour la quasi-totalité des compartiments à ceux des années 70 à 80.

**Indicateurs** :

La concentration moyenne en phosphore total est d'environ 0,01 mg/L (ANPE, 2009).

## Mar Menor, Espagne

### Présentation :



Localisation de la lagune de Mar Menor



La lagune de Mar Menor est une lagune côtière située au Sud-Est de la péninsule Ibérique et séparée de la Mer Méditerranée par une bande de sable de 24 km de long et de 100 à 1 200 m de large. Elle a une surface de 135 km<sup>2</sup> et une profondeur moyenne de 3,5 m, avec un maximum à 6,6 m. Ceci correspond à un volume de 580 000 000 m<sup>3</sup>. Il y a 5 îles dans la lagune et 3 connexions entre la mer et la lagune : La Encañizadas au nord, ouverture peu profonde où les échanges sont dus au vent, le canal El Estacio, élargi en 1973 afin de permettre la navigation, et le canal Marchamalo ouvert en 1887 et aujourd'hui presque toujours fermé. 8 zones humides environnantes sont connectées à la lagune. D'un point de vue morphologique et hydrodynamique, la lagune est confinée, avec une circulation d'eau limitée et un long temps de résidence (Gilbert, 2001).

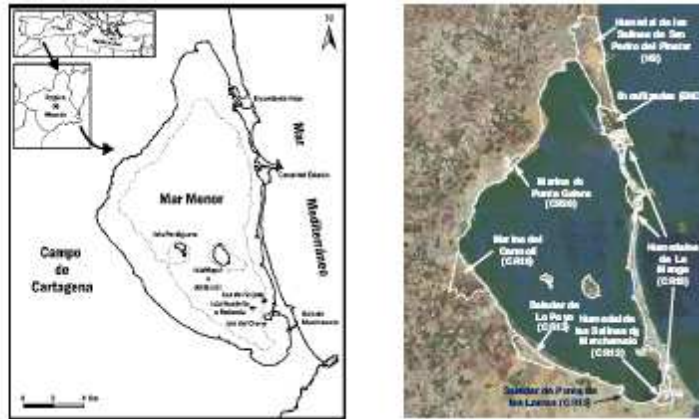


Le canal El Estacio en 1975  
(source : Gilbert, 2010)

La Mar Menor a des eaux hypersalines (les valeurs habituelles de salinité sont comprises entre 42 et 47 g/L) car les entrées d'eau sont inférieures aux sorties et à l'évaporation. Le dragage et l'élargissement de la passe d'El Estacio ont fait baisser la salinité de 52 g/L à la valeur actuelle. Par ailleurs, la température est passée d'une gamme de 8 – 26 °C à 10 – 24 °C, ce qui a permis à *Caulerpa prolifera* d'entrer dans la lagune et l'écosystème a été modifié (Gilbert, 2010).

Les zones humides environnantes sont également salées. La colonne d'eau est bien oxygénée alors que les concentrations en oxygène dans les sédiments varient entre de fortes valeurs et l'anoxie.





La lagune de Mar Menor

(source : Departamento de Ecología e Hidrología - Universidad de Murcia, fiche "Mar Menor" du réseau RedMarismas)

Le bassin versant de la lagune fait 1 284 km<sup>2</sup>, sans cours d'eau pérenne. Il était caractérisé dans les années 1950 par une forte activité minière. Puis le tourisme s'est développé de façon importante à partir des années 1970. Par ailleurs, l'agriculture (représentant 80 % de la surface du bassin versant) a subi au début des années 1980 une mutation rapide, passant d'une agriculture intensive sans apport d'eau à une agriculture fortement irriguée par de l'eau captée dans des rivières plus au nord. (Pérez-Ruzafa et al., 2002).

La valeur écologique élevée de la lagune et des zones humides associée est reconnue à travers tout un ensemble de statuts de protection, au niveau international (site RAMSAR, ZEPA, LIC ZEPIM) et régional (Parc Régional, Paysage protégé).

### **Problème :**

Jusqu'à la fin des années 1950, des eaux usées de mines atteignaient la lagune à travers les cours d'eau entrant dans la lagune de Mar Menor et ceci a entraîné une accumulation de métaux lourds dans les sédiments, en particulier au sud de la lagune.

En 1974, l'ouverture du canal d'Estacio (dans le but de favoriser la navigation de plaisance) a entraîné des changements hydrographiques importants, avec des échanges plus importants avec la mer, une baisse de la salinité et de fortes altérations des biotopes. Le tourisme urbain et les activités agricoles (terres irriguées) sont les principaux facteurs menaçant la Mar Menor, générant une augmentation de la charge en nutriments dans la lagune, ce qui modifie son état trophique. Ces facteurs ont aussi favorisé des épisodes de méduses (*Colylorhiza tuberculata*) dans la lagune et de nombreuses zones humides périphériques ont perdu une partie de leur surface à cause de l'urbanisation.

Les nutriments et la chlorophylle *a* sont présents en concentrations généralement faibles, ce qui peut être dû entre autres au fait que les méduses, de plus en plus fréquentes dans la lagune, se nourrissent de phytoplancton, et à la consommation de l'azote par les algues. Cependant, au cours des dernières décennies, les concentrations en nutriments dans les eaux de la lagune ont augmenté (c'est particulièrement le cas pour le nitrate, en raison de changements dans l'usage des sols : augmentation des terres irriguées et le développement urbain et touristique).

*Caulerpa prolifera* occupe les fonds de la lagune ; elle a remplacé les *Cymodocea nodosa* originelles, ce qui indique une eutrophisation de la lagune.

### **Aspects administratifs :** (Gilabert, 2010)

De nombreuses autorités publiques sont impliquées dans la gestion de la Mar Menor, chacune avec ses compétences spécifiques. Ainsi, le gouvernement central est en charge de la ligne de côte tandis que le gouvernement régional est compétent sur la lagune elle-même et les autorités locales sur leurs territoires respectifs. D'après Javier Gilabert, chaque entité mène des actions mais il n'existe pas de coordination entre ces différentes structures.

### **Actions mises en place :** (Gilabert, 2010)

Des stations d'épuration ont été mises en place afin de traiter les effluents urbains se rejetant dans la lagune. D'autre part, un système de collecte des eaux de drainage agricoles a été mis en place, de même que certains systèmes de traitement et de réutilisation des eaux agricoles.

En 1958, les rejets de métaux lourds issus de l'industrie minière dans les cours d'eau ont cessé. Pour l'instant, il n'existe pas de projet de dépollution des sédiments (ceux-ci étant extrêmement coûteux) et la pollution est stabilisée.

D'après Javier Gilabert, il n'existe pas de plan ou d'actions coordonnées visant spécifiquement la restauration de la lagune. Celle-ci passe par certaines actions ponctuelles (telles que la mise en place de stations d'épuration) qui permettent une amélioration de la situation.

### **Résultats observés :**

On a observé une baisse de la concentration en phosphore dans la lagune suite à la mise en place des stations d'épuration.

### **Indicateurs :**

Le temps de résidence hydraulique est d'environ 0,79 ans, soit 9 mois et demi. Les modélisations montrent que la circulation d'eau est assez limitée dans la lagune (Gilabert, 2010).

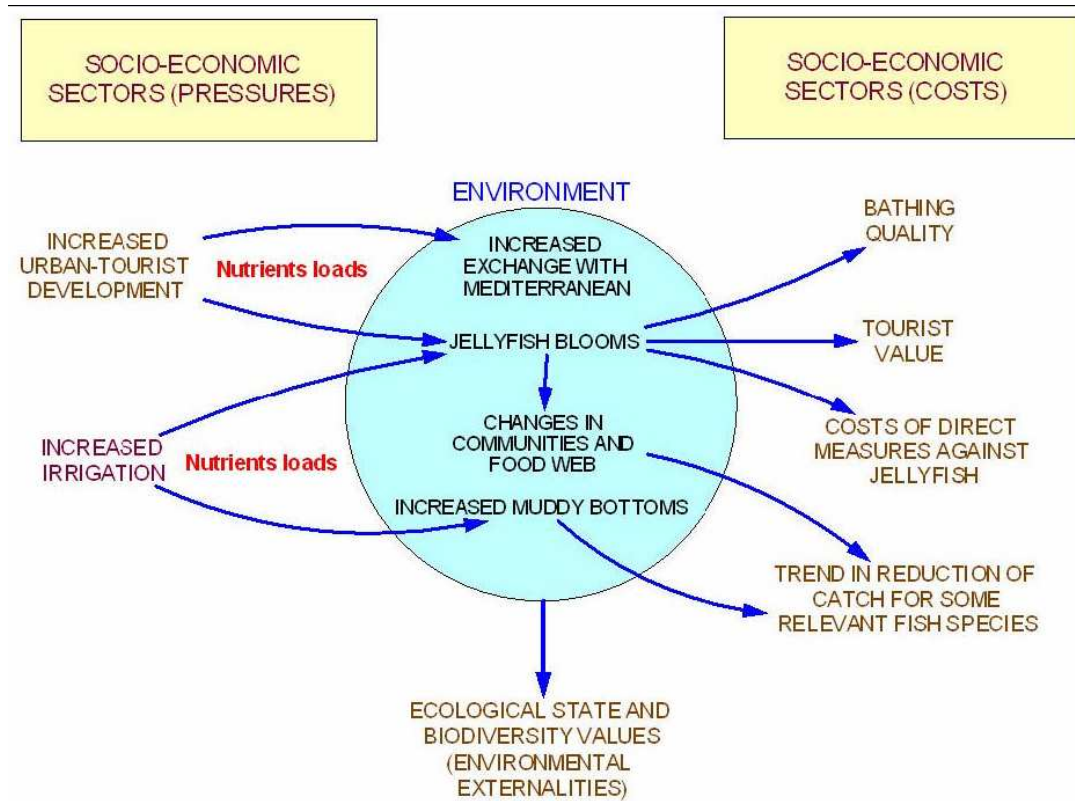
Les concentrations en chlorophylle *a* sont comprises habituellement entre 0,0004 et 0,0013 mg/L, avec des pics à 0,0136 mg/L (Departamento de Ecología e Hidrología - Universidad de Murcia).

Pour l'instant, il n'existe pas de base de données concernant la Mar Menor et ces dernières sont dispersées dans de nombreuses publications scientifiques (principalement en espagnol) (Gilabert, 2010).

### **Aspects socio-économiques :**

L'augmentation des échanges avec la mer est une piste de restauration qui n'est pas exploitée. En effet, le gouvernement ne veut pas changer la lagune, qui est un écosystème emblématique et très particulier, entre autres de par son caractère hypersalin. Ainsi, par exemple, la chair des poissons a une saveur particulière à la Mar Menor. Des enjeux de tourisme et de pêche sont donc associés à l'état actuel de la lagune.

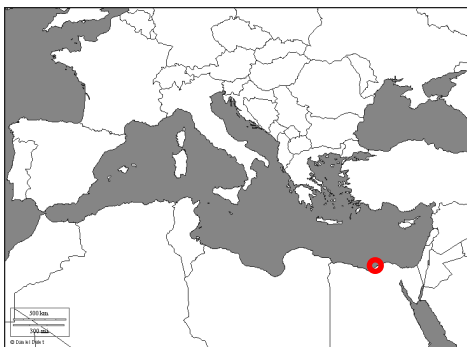
Dans leur analyse prospective visant à simuler des scénarios de développement afin de contrôler la charge en nutriment dans la Mar Menor, Martínez et ses collègues résument comme il suit leur analyse socio-économique des activités autour de la Mar Menor (Martínez et al., 2007) :



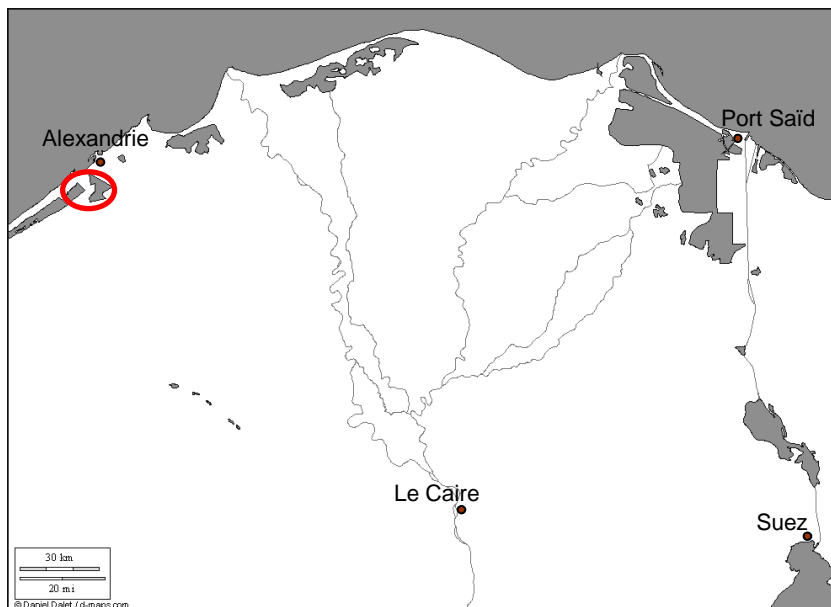
Analyse socio-économique des activités autour de la Mar Menor  
 (source : Martínez et al., 2007)

## Lac Mariout, Égypte

### Présentation :



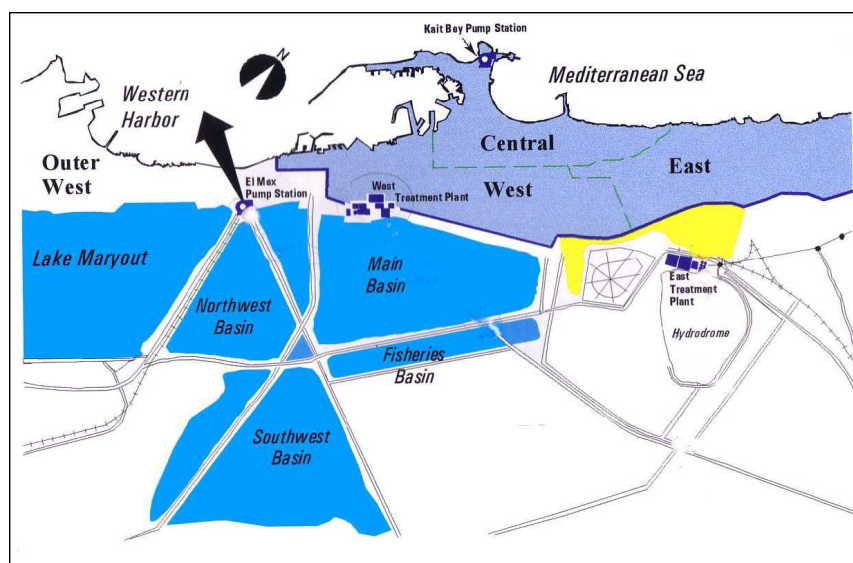
Localisation du lac Mariout



Le lac Mariout (ou Maryut) est un lac saumâtre situé à l'extrémité ouest du Delta du Nil. D'une superficie actuelle d'environ 66 km<sup>2</sup> (mais il a été en très grande partie asséché) (Egyptian Environmental Affairs Agency, 2009) et d'un volume de 0,98 km<sup>3</sup>, il est divisé artificiellement en 5 bassins et séparé de la mer Méditerranée par l'étroit isthme sur lequel la ville d'Alexandrie a été construite. La profondeur du lac varie entre 0,9 et 1,5 m.

Il n'existe pas de connexion avec la mer, le niveau d'eau est donc géré par pompage d'eau vers la mer. La station de pompage est essentielle pour maintenir le niveau du lac à 1,88 – 2,00 m sous le niveau de la mer et éviter l'inondation des terres agricoles.

Les entrées d'eau s'effectuent par des canaux et drains provenant des terres agricoles. Ainsi, par exemple, le drain El Qalaa, qui est l'un des plus grands, apporte 3 793 824 m<sup>3</sup>/j (Abdelrehim, 2010).



Carte de la ville d'Alexandrie montrant les différents bassins du lac Mariout (source : Maged, 2009»)

On voit sur la carte ci-dessus les 5 bassins du lac :

- le bassin principal (21 km<sup>2</sup>) d'une profondeur moyenne de 1,2 m,
- le bassin du nord-ouest (10,5 km<sup>2</sup>) d'une profondeur moyenne de 1,25 m,
- le bassin de pêche (4,2 km<sup>2</sup>) d'une profondeur moyenne de 1,35 m,
- le bassin du sud-ouest (21 km<sup>2</sup>) d'une profondeur de 0,5 m,
- le bassin ouest (8,4 km<sup>2</sup>) d'une profondeur moyenne de 0,6 m.

(Egyptian Environmental Affairs Agency, 2009)

Près de 30 000 familles vivent encore aujourd'hui, de plus en plus pauvrement, de la pêche des poissons du lac (Séon et al., 2010).



À gauche, un pêcheur sur le lac Mariout (photo : Guillaume Bernard),  
à droite, une femme tente de vendre le poisson pêché dans le lac Mariout (source : Abdeldrehim, 2010)

### **Aspects administratifs et réglementaires :**

Sur le plan institutionnel, l'Égypte se signale par l'organisation extrêmement centralisée de son administration.

Le système d'administration territoriale en Égypte comprend trois niveaux : gouvernorat, district, ville et village. Ces unités administratives sont multiples et de tailles différentes mais la plus importante est incontestablement le gouvernorat. Il y a aujourd'hui 26 gouvernorats, 163 districts, 199 cités, 4496 villages et 55 quartiers. Au sommet de cette organisation se trouve le Conseil Suprême de l'Administration Locale, présidé par le Premier Ministre et composé des gouverneurs et des chefs des conseils populaires de gouvernorat.

Chaque division administrative est gouvernée par deux types de conseil : le conseil des fonctionnaires locaux (CFL) et le conseil populaire local (CPL) qui est formé d'élus de la population et renouvelé en principe tous les quatre ans. A tous les niveaux de gouvernement local, se trouve une structure politique et administrative parallèle.

Le gouverneur est la personnalité clé du dispositif administratif et financier territorial, il est le représentant du pouvoir exécutif et il supervise l'application de la politique générale de l'État dans son gouvernorat. Il est responsable directement devant le président du Conseil de ministres. C'est au niveau du gouvernorat que se décide la répartition du budget déconcentré de l'État sur les subdivisions administratives inférieures.

La loi n° 4 adoptée en 1994 est considérée comme le texte fondateur en matière d'encadrement et de régulation sur le plan environnemental des activités industrielles en Égypte. Elle définit un certain nombre de normes en matière de rejets de matières polluantes. Elle impose également l'élaboration d'études d'impact environnemental de leurs activités par les industries et la tenue d'un registre environnemental par les entreprises concernant leurs

déchets, leurs rejets, leur consommation d'énergie et de ressources. La révision de la loi de 2005 visait tout d'abord à durcir les normes encadrant les pollutions des activités industrielles. Ainsi, la notion de *masse de polluants* a été ajoutée à celle de concentration de polluants. En effet, la quantité de polluants compte dans l'évaluation de la pollution existante. C'est-à-dire qu'on ne parle plus du nombre d'établissements industriels dans un territoire mais de la charge de pollution dans ce territoire (Séon et al., 2010) ).

Pour ce qui concerne plus particulièrement le lac Mariout, plusieurs institutions sont impliquées dans cette zone côtières : l'Organisation pour la Protection Côtières (Ministère des Travaux Publics) ; l'Agence Egyptienne des Affaires Environnementales, responsable de la mise en œuvre du Plan National de Gestion de la Zone Côtières ; le Conseil Suprême pour les Antiquités ; le Gouvernorat d'Alexandrie et la Marine Egyptienne. Il y a donc plusieurs cercles où se prennent les décisions, avec peu de communication, très peu de coordination et parfois des vues divergentes (Halim et Abou Shouk).

D'après Hachmi Kennou, de l'Institut Méditerranéen de l'Eau, il faudrait qu'un montage se mette en place pour la réhabilitation du lac Mariout avec un opérateur bien indentifié. Cependant, ceci est difficile à mettre en place autour du lac Mariout car de nombreux acteurs sont impliqués, avec des points de vue parfois divergents. De plus, le gouvernorat a un pouvoir très fort.

### **Problème :**

La ville d'Alexandrie, de par sa situation géographique, a un développement urbain très contraint et le lac constitue la seule zone d'extension disponible. Il a donc été fortement drainé et comblé, et continue de l'être. Par ailleurs, il n'y a pas de prise en compte de la composante « lac Mariout » dans le plan stratégique de développement urbain (CDS) d'Alexandrie, ni même de frontière ou limite claire concernant le lac (Abdelrehim, 2010).



Travaux de comblement sur le lac Mariout  
(source : Abdelrehim, 2010)

Le lac est l'un des plus pollués d'Egypte. Il sert d'exutoire aux deux stations d'épuration traitant les eaux de la ville (le réseau de collecte des eaux de la ville concernant environ 70% de la population en 2005). Cinq collecteurs y déversent annuellement près de 9 millions de m<sup>3</sup> d'effluents, traités ou non.

La forte concentration en éléments lourds dans le lac détruit les réserves organiques et menace les activités de pêche déjà fortement réduites. La forte concentration en pesticides provenant des effluents agricoles provoque la prolifération de roseaux et de plantes d'eau qui couvrent 70% de la surface du lac, réduisant les mouvements d'eau et détruisant l'écosystème. Par ailleurs, la réduction du taux d'oxygénation de l'eau favorise l'accumulation de bactéries anaérobique et la prolifération d'algues rouges toxiques.

La concentration en oxygène dissous est inférieure à 5 mg/L dans chacun des bassins du lac Mariout. La concentration totale en métaux lourds atteint 12 mg/L dans le Bassin principal, le fer étant dominant. Ces valeurs sont nettement au-dessus des valeurs fixées par la réglementation (Loi 48/1982 pour les eaux non-douces). Les sédiments sont également fortement pollués et constituent une source de contamination pour les eaux du lac (Egyptian Environmental Affairs Agency, 2009).

### **Actions mises en place :**

Autour du Lac Mariout, de nombreux projets ont vu le jour et il paraît assez ardu de dresser un tableau net de la situation. Citons cependant les projets suivants :

#### **Effluents industriels et pollutions :**

La dépollution du lac est inscrite comme projet prioritaire du plan stratégique du gouvernorat d'Alexandrie. L'objectif visé est de redonner au lac une vocation de pêche et touristique.

Le projet de réhabilitation du lac Mariout, conduit en partenariat avec la Banque Mondiale, est porté par un groupe de travail constitué de représentants du ministère de l'Agriculture, du Conseil Supérieur de la Pêche, de l'ASDC (Alexandria of Sanitary Drainage Company), de la branche régionale du Bureau des Affaires Environnementales Egyptiennes et de l'Institut d'Océanographie de l'université d'Alexandrie.

Un plan d'action a été mis en place et dont la première phase passe par une aide apportée aux industriels pour réduire leurs effluents et se mettre en conformité avec la réglementation. Un budget de 60 millions de dollars a été débloqué à cet effet par la Banque Japonaise de Développement (40 millions) et la Banque Mondiale (20 millions) La seconde phase du plan consiste à traiter à la base les pollutions en retraitant les déversements des drains d'El-Qalaa. Un budget de 35 millions de dollars a été débloqué par la banque mondiale et GEF. Un traitement biologique du lac est également prévu qui coûtera 10 millions de dollars. Un budget de 1 million est aussi débloqué pour l'éradication des algues rouges. L'ensemble du programme, qui devrait s'étaler sur six ans, est estimé à plus de 120 millions de dollars. Il est également question de détourner les effluents des deux unités de traitement qui actuellement se déversent dans le lac Mariout vers le désert. L'objectif, en arrosant ces terres, est de créer une ceinture verte autour d'Alexandrie, qui constituerait également une barrière naturelle contre l'érosion marine (Tourret et al., 2005).

La réhabilitation du lac Mariout et le développement des terres environnantes est un des trois piliers de la Stratégie de Développement de la ville d'Alexandrie (CDS). Dans ce cadre, plusieurs projets existent :

- le « Second Egypt Pollution Abatement Project » (EPAP 2 – 2007-2012), actuellement en cours, et qui cherche à réduire la pollution industrielle sur deux « points chauds égyptiens » : le lac Mariout et la zone du Caire (pour un budget d'environ 165 millions de dollars, la Banque Mondiale contribuant à hauteur de 20 millions de dollars) ;
- le projet de gestion intégrée du lac Mariout (ALAMIM) (Martí Ragué, 2007) ;

- d'autres activités en cours, telles que l'amélioration et la mise en place de traitement secondaire sur les stations d'épuration Est et Ouest d'Alexandrie, ce qui aura une conséquence directe sur la qualité du lac Mariout, réceptacle des eaux ;

- le projet de gestion de la zone côtière d'Alexandrie (« Alexandria Coastal Zone Management Project ») vise à améliorer la qualité du lac Mariout (ce qui entraînera une amélioration de la qualité des eaux méditerranéennes) et permettre un développement économique de la zone.

Pour ce qui concerne ce dernier projet, les résultats seront mesurés par les résultats suivants : un plan de gestion de la zone côtière devra être mis en place pour Alexandrie (0,25 M\$) ; des investissements seront faits réduire la pollution entrant dans le lac Mariout (7 M\$) ; la charge de pollution entrant dans le lac Mariout, mesurée par les paramètres clé de la qualité des eaux (MES, BBO) sera diminuée (0,75 M\$).

L'Agence Egyptienne des Affaires Environnementales est responsable de la mise en place de ce projet (Maged, 2009).

Projet ALAMIM : (Abdelrehim, 2010 ; Séon et al., 2010)

Le projet de Gestion Intégrée du Lac Mariout d'Alexandrie (ALAMIM), financé par le programme européen SMAP III et lancé en 2006, vise à promouvoir un modèle plus équilibré et plus durable de développement de la zone côtière d'Alexandrie à travers entre autres la promotion d'une approche de gestion intégrée du lac Mariout. Le projet ALAMIM a mis en œuvre différentes activités:

1. L'élaboration et la mise en oeuvre d'un cadre institutionnel pour la gestion du lac Mariout ;
2. Le développement d'un Plan d'Action Intégré ;
3. L'étude de bonnes pratiques en matière de gestion de zone humide comparable au territoire du Lac Mariout (comme l'Étang de Berre par exemple) ;
4. L'utilisation de modélisations mathématiques comme outils de développement de scénarios d'évaluation des futurs impacts environnementaux ;
5. Le développement d'un Système de Suivi du Lac ;
6. L'établissement de deux unités de gestion et de suivi chacune équipées d'équipements appropriés (GIS, traitement de données, suivi d'impacts environnementaux)
7. Formation et renforcement des compétences sur le territoire du lac ;
8. Information, sensibilisation et promotion de la participation des acteurs locaux.

Par ailleurs, une partie importante du projet ALAMIM a été consacrée à la création et au renforcement de compétences (dans les deux sens du terme) au sein des autorités locales et régionales. De plus, les conflits entre acteurs constituant le principal blocage, une attention particulière a été portée au cours de ce projet à l'analyse de ces nombreux acteurs très variés.

### **Résultats observés :**

Projet ALAMIM : (Abdelrehim, 2010 ; Séon et al., 2010)

Pour les partenaires du projet, les réussites associées à ALAMIM résident avant tout dans sa capacité à favoriser un dialogue effectif entre les différentes parties prenantes de la gestion intégrée du lac.

Par ailleurs, le projet a permis la réalisation de la première évaluation scientifique détaillée de l'état du lac, comprenant un système de détection des changements constamment mis à jour, la rédaction du premier rapport sur l'état du lac, la prise en compte des avis des parties prenantes et surtout, la mise en place d'un système institutionnel pour la gestion durable du lac, par la mise en place d'unités de gestion et de suivi. Parmi les autres réussites principales, on peut citer le développement d'une carte d'occupation des sols, la production d'un atlas du lac Mariout, la mise en ligne du premier serveur Internet et de cartographie présentant les



résultats d'ALAMIM, le développement de scénarios pour le futur au moyen de modèles mathématiques et le développement d'un plan d'action intégré.

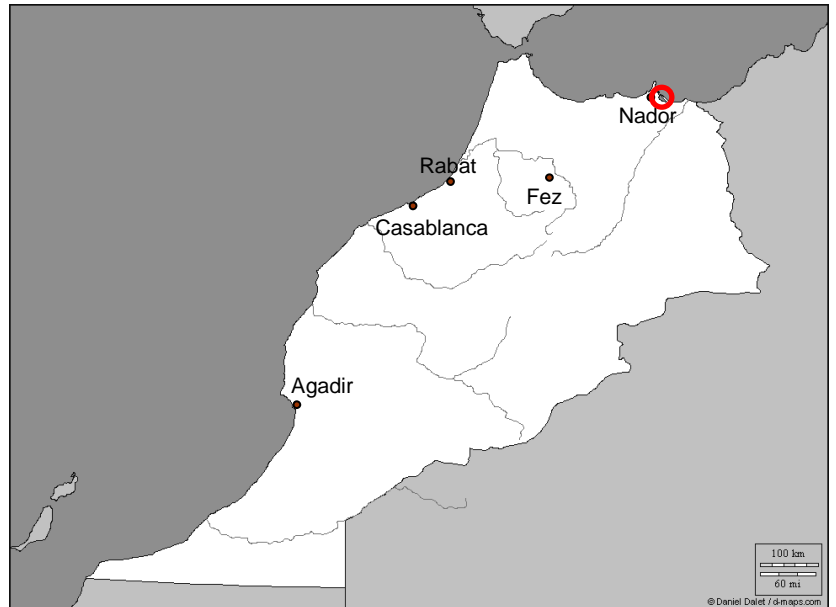
Toutefois, malgré la prolifération de projets de gestion ou de restauration émergeant autour du lac Mariout, la situation de ce dernier semble laisser peu de place à l'optimisme. La situation ne paraît pas s'améliorer et on n'observe sur le terrain aucun signe sensible de changement.

## Lagune de Nador, Maroc

### Présentation :

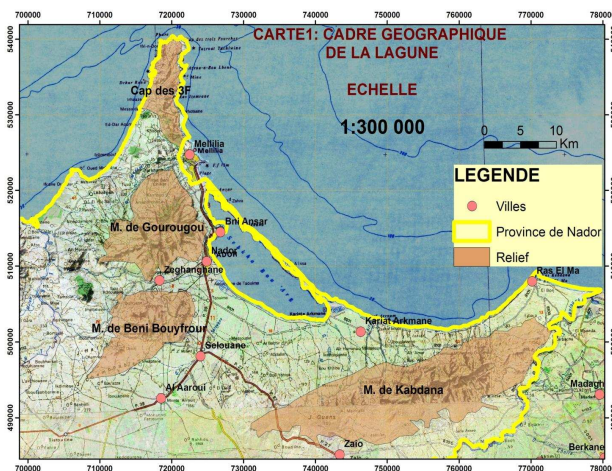


Localisation de la lagune de Nador



La lagune de Nador, aussi appelée Mar Chica (fille de la mer) est située dans la partie nord du Maroc (dans le Rif), à proximité des agglomérations de Nador et de Melilla. De 24 km de long sur 7,5 de large, la lagune de Nador est l'une des plus grandes lagunes de la rive sud de la Méditerranée (sa superficie étant estimée à 114 km<sup>2</sup>). La profondeur de la lagune varie de 2 à 4 m, avec un maximum à 8 m. Elle est séparée de la mer par un cordon dunaire de 24 km de long et communique avec elle via le passage de Bokhana (d'une largeur de 250 m et d'une profondeur de 3m), qui a été stabilisé en 1993 par la fixation de deux digues artificielles assurant la navigation entre les deux « mers ».

240 000 habitants vivent autour de la lagune, dont 700 pêcheurs (340 barques), qui totalisent 17 000 sorties par an. Le bassin versant est également très agricole avec la plaine agricole de Bou Arg, de 92 km<sup>2</sup>. On y trouve par ailleurs deux sites industriels importants. Enfin, il s'agit d'un site Ramsar.



La lagune de Nador  
(source : Fatine, 2010)



La lagune de Nador vue du ciel, avec les emplacements des sept projets de Marchica Med  
(source : Nador\_Marchica Med)

### **Aspects administratifs :**

Le territoire marocain est découpé en 16 Régions et 75 Provinces/Préfectures, et compte plus de 1500 communes.

Dès l'Indépendance, le niveau local est valorisé par la charte communale du 23 juin 1960 qui vient conforter le rôle des communes comme échelon local de base. La charte communale de 1976 a engagé le Maroc dans un processus de décentralisation, renforcé par la charte de 2002. L'assemblée délibérante communale est élue au suffrage universel direct. La commune demeure à l'heure actuelle dépendante de l'État à différents niveaux : pesanteur de la tutelle, faiblesse du financement, inadéquation de sa mission avec la mission des autres intervenants publics, etc.

Les provinces (en milieu rural) et les préfectures (en milieu urbain) représentent un deuxième niveau local, d'essence déconcentrée, créé en 1963. C'est le Gouverneur, nommé par le Roi, qui est l'exécutif de l'Assemblée provinciale et préfectorale ; il détient d'importantes prérogatives et peut également s'appuyer sur des échelons infra-préfectoraux ou provinciaux hérités de la tradition du Makhzen (caïds, cercle de pachas...).

Les Régions n'ont été élevées par la Constitution au rang de collectivités locales qu'en 1992 et leur marge de manoeuvre reste limitée puisque c'est le Wali, représentant de l'Etat, qui assure l'exécution des délibérations de l'Assemblée régionale, elle-même élue au suffrage universel indirect. En outre, la Région apparaît être la collectivité locale la moins bien nantie en terme de moyens humains et financiers (Séon et al., 2010).

Les lagunes relèvent du domaine public et sont propriété de l'État. Leur gestion est donc partagée entre les départements ministériels, chacun dans son domaine de compétence (Daoudi, 2010 ; Haffane, 2010).

### **Problème :**

La lagune de Nador se trouve être l'exutoire des eaux résiduaires environnantes : le dispositif d'assainissement existant (constitué de quatre stations d'épuration, Nador (100 000

équivalents-habitants), Arouit (45 000 équivalents-habitants) et les stations de lagunage Beni Nssar et Selouane avec 34 000 équivalents-habitants)) reste insuffisant et une grande partie des eaux résiduaires se rejette sans traitement dans la lagune.

Le site est dégradé par de nombreuses pollutions et les pressions sur le milieu sont très importantes (absence de traitement des déchets, pollutions agricoles, industrielles, forte croissance urbaine, ...). Le problème des macro-déchets se pose assez fortement dans la lagune : les populations ayant l'habitude de les laisser dans le lit des oueds, ils sont emportés à chaque averse.

L'exploitation des coquillages de la lagune est interdite actuellement.

### **Actions mises en place :**

#### **Assainissement :**

Pour résoudre ce problème d'assainissement, les pouvoirs publics ont opté pour une solution dans le cadre du schéma-directeur d'assainissement global du grand Nador : refonte complète et extension du réseau d'assainissement permettant d'accroître la desserte et d'orienter la majorité des effluents vers une station d'épuration unique. Les eaux usées de toutes les agglomérations avoisinantes (qui étaient déversées directement dans la lagune) sont rassemblées dans une seule station d'épuration compacte érigée à Bouarg. Les eaux traitées seront exploitées en agriculture avec une partie réservée à l'arrosage des deux golfs de Nador. L'Agence Française de Développement (AFD) a octroyé un prêt pour construire cette nouvelle station d'épuration, inscrivant une clause particulière au contrat : que cette station réponde aux normes européennes et qu'un plan de gestion de la lagune soit mis en place). Ceci paraît donc être le point de départ du projet (Fonbonne, 2010).

#### **Projet d'appui à la mise en œuvre d'un plan de dépollution et de protection de la lagune de Nador :**

Le Fonds Français pour l'Environnement Mondial (FFEM), en concertation avec l'Agence Française de Développement (AFD), dans le cadre du financement du projet d'assainissement du grand Nador, a sollicité l'appui de la Fondation Mohammed VI pour la protection de l'Environnement (FM6E) pour l'accompagnement de la mise en œuvre d'un *plan global de dépollution et de protection de la Lagune de Nador*. Ce partenariat fait l'objet d'une convention d'une durée de 2 ans, signée en novembre 2008.

Le projet se décline en quatre composantes : la création de conditions de dialogue et de concertation entre les acteurs, la mise en cohérence des politiques publiques autour de l'aménagement et de la gestion de la lagune, l'acquisition et la gestion des connaissances sur l'état et le fonctionnement des milieux, la réalisation d'outils de communication, sensibilisation et diffusion des résultats. À cela s'ajoute la création d'un Observatoire de la lagune de Nador.

Le projet a donc défini un plan d'action autour des axes suivants :

- Épuration,
- Gestion des déchets,
- Produits chimiques agricoles,
- Urbanisation,
- Inventaire des espèces,
- Éducation et sensibilisation.

En 2008, le FFEM a apporté une contribution de 500 000 € au projet d'appui au projet (d'un montant total estimé à 58,5 millions d'euros). Ce projet, d'une durée de 3 ans, vise à contribuer à la reconquête de la qualité des milieux, à leur dépollution, à leur protection et à leur gestion, dans une perspective de développement économique de la zone. Ayant débuté en 2009, il en est pour le moment à une phase de définition du cadre institutionnel adéquat

(Agence Française de Développement, 2008 ; Fatine, 2010 ; Fondation Mohammed VI pour la protection de l'Environnement, 2009 ; Omari Alaoui, 2010).

#### Projet de tourisme Marchica Med :

Parallèlement a débuté le projet Marchica Med (dont les travaux, étalés sur plusieurs tranches, ont démarré en 2009 et devraient s'achever en 2025) : la lagune est destinée à devenir une station balnéaire de 2000 ha, constituée d'un ensemble de 7 zones abritant chacune des complexes résidentiels, des hôtels, des infrastructures de sport et de loisirs ... Le montant de l'investissement prévu est de 46 milliards de dirham (soit près de 4,2 milliards d'euros). Pour mener à terme cette énorme entreprise, il convient de rappeler qu'une société anonyme à capitaux publics, «Marchica Med», a été mise sur pied par un décret du 5 mars 2008. Elle est dotée d'un capital réparti à parts égales entre l'Etat et le Fonds Hassan II. Mais pour chacun des 7 projets qui composent le programme, il sera créé une filiale dédiée dont l'actionariat sera ouvert au privé.

Ce projet a pour but d'ériger le site de Marchica en un pôle touristique qui respecte l'environnement, à travers la préservation de la biodiversité, la mise en valeur du littoral et le recyclage des eaux usées.

Afin d'améliorer la qualité de la lagune de Nador, les opérateurs du projet Marchica Med y ont opéré plusieurs travaux. Une seconde passe de communication avec la mer, plus large que la première, a été ouverte afin de favoriser les entrées d'eau de mer et le renouvellement des eaux de la lagune. À terme, il serait envisagé de fermer la première communication. D'autre part, des campagnes de collecte des macro-déchets sont régulièrement menées dans la lagune. Un dragage de la lagune est également prévu afin d'en extraire les déchets.

#### Résultats observés :

Le projet de restauration de la lagune de Nador en est pour l'instant à une phase d'approche institutionnelle : il s'agit de rassembler les acteurs afin de les faire travailler ensemble à ce projet (Fatine, 2010 ; Kennou, 2010).

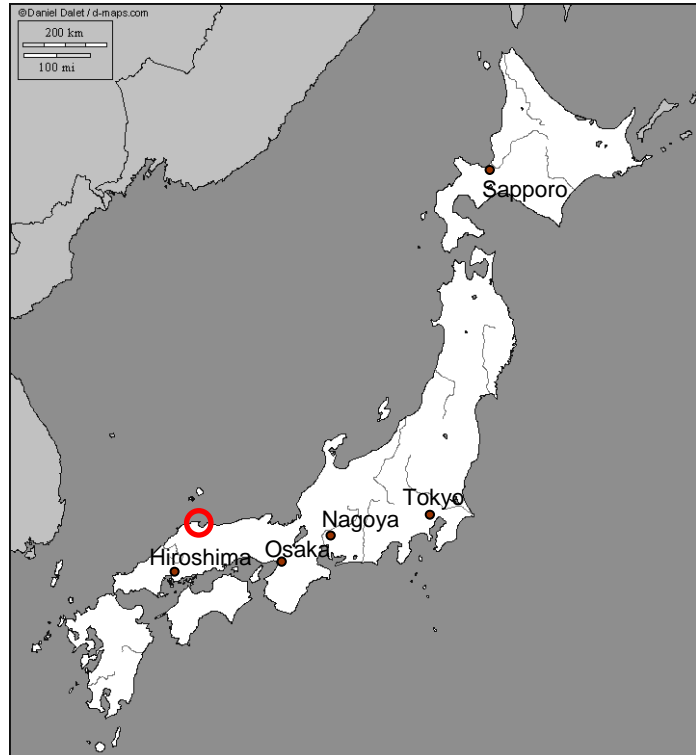
Rutger de Wit, de l'unité mixte de recherche écosystèmes lagunaires (CNRS et Université de Montpellier II) se montre assez sceptique à propos de ce projet, qui semble cacher des conflits d'intérêt.

## Nakaumi-Shinji, Japon

### Présentation :



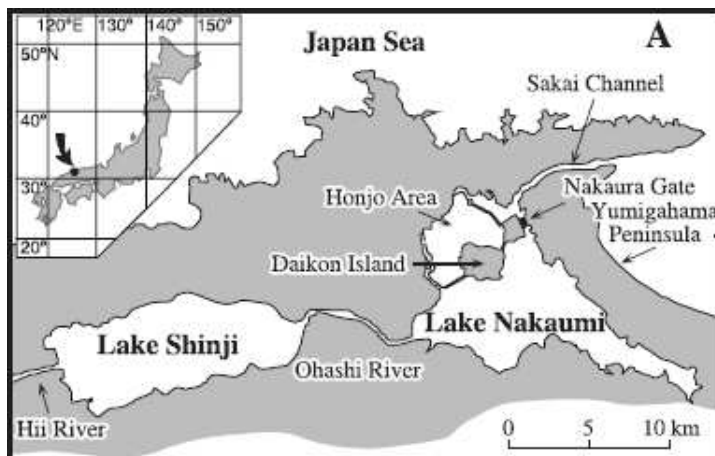
Localisation des lac Nakaumi et Shinji



Les deux lagunes Nakaumi et Shinji sont des lacs côtiers situés dans la préfecture de Shimane, sur la côte de la mer du Japon. Ces deux lacs, qui sont en communication, constituent la plus vaste zone d'eaux saumâtres du Japon. Environ 450 000 personnes vivent autour de ces deux lacs. (the Nakaumi National Restoration Council, 2008)

Par sa superficie, le lac Nakaumi est le 5<sup>ème</sup> du Japon (eaux douces et salées confondues) et le lac Shinji est le 7<sup>ème</sup>. Le lac Shinji communique via la rivière Ohashi avec le lac Nakaumi, qui est quant à lui relié à la mer du Japon par le canal Sakai, long de 7,5 km, large en moyenne de 400 m et dont la profondeur vaut 10 m en moyenne (voir carte ci-dessous).

Le lac Nakaumi a une surface de 86,2 km<sup>2</sup> et sa profondeur moyenne est de 5,4 m (avec un maximum à 17m).



Les lacs Shinji et Nakaumi  
(source : Yamamuro et al., 2006)

Les lacs Shinji et Nakaumi ainsi que leurs zones humides ont été ajoutés en 2005 à la liste des sites RAMSAR.

### **Réglementation :**

Le Japon mène depuis plusieurs années une politique volontariste de restauration de l'environnement. Celle-ci est en particulier codifiée par la loi n° 148 du 11 décembre 2002, la « Loi pour la Restauration de la Nature ». Celle-ci définit les principes de bases sur lesquelles doit se fonder tout projet de restauration environnementale et fixe les responsabilités des différents acteurs. Elle prévoit également pour tout projet de restauration de la nature, la formation d'un comité de restauration de la nature et l'élaboration d'un plan pour cette restauration. Le cadre réglementaire est fixé par un document intitulé « Basic Policy for Nature Restoration ».

Par ailleurs, en vue de préserver ou d'améliorer la qualité des plans des limites légales ont été fixées concernant plusieurs paramètres. Ces limites sont de 400 µg/L pour l'azote total et de 30 µg/L pour le phosphore total (Loi concernant les mesures spéciales pour la préservation de la qualité des lacs, Ministère de l'environnement du Japon). Les préfectures sont chargées de faire baisser les niveaux d'azote total et de phosphore total dépassant cette limite (Yamamuro et al.).

### **Problème :**

Le lac Nakaumi était auparavant riche d'une faune abondante, sur laquelle reposait en grande partie l'économie locale et qui était également envoyée par bateau en grandes quantités jusque dans les grandes villes du Japon. Les herbiers, présents abondamment, étaient récoltés et servaient d'engrais dans les champs.



Fauchage de phanérogames dans le lac Nakaumi dans les années 1950  
(source : the Nakaumi National Restoration Council, 2008)

Cependant, il y a une cinquantaine d'années (i.e. au début des années 1950-1960), le gouvernement national a adopté une politique de gain de terres sur la mer afin d'augmenter la production agro-alimentaire, et durant les 30 années qui ont suivi, le lac Nakaumi et les zones environnantes ont été soumises à un drainage intensif et à des projets de désalinisation et à des modifications morphologiques (bétonnage des berges).

L'industrialisation du site et les changements de mode de vie des habitants ont entraîné une eutrophisation et une baisse de la qualité de l'eau. De plus, l'augmentation de la stagnation en raison de la construction de vannes et d'autres projets tels que ceux de désalinisation ont également eu un impact sur la qualité de l'eau.

Finally, changes in Japanese society have made these projects obsolete but the environmental damage was quite marked and leaves Lake Nakaumi in a degraded state (« red tides », ...) (the Nakaumi National Restoration Council, 2008).



Exemples de dégradations du lac Nakaumi : à gauche, berge verticale et bétonnée, à droite, phénomène de « marée rouge »  
(source : the Nakaumi National Restoration Council, 2008)

Before this environmental deterioration, seagrasses (*Zostera marina*) were harvested by local populations and used as fertilizer up to the 1950s but the meadows began to decline at this date. Today, there is no more *Zostera marina* in the lagoon. According to Yamamuro et al., the decline of seagrass meadows would not be a consequence of eutrophication, but rather one of its causes because the harvest of seagrasses allowed to remove from the lake non-negligible quantities of nitrogen and phosphorus (equivalent to 5.3 % and 11 % of current inputs respectively), which now benefit the phytoplankton. One of the causes of the decline of seagrasses at the national scale would be rather the massive use of herbicides which has developed in Japan and which has decimated seagrass populations (Yamamuro et al., 2006).

#### **Actions mises en place :** (the Nakaumi National Restoration Council, 2008)

In 2006, the Centre for Natural Environment Restoration was established in order to coordinate restoration efforts, in accordance with the Japanese law on promotion of nature restoration (2002). This centre was formally recognized as a non-profit organization by the Japanese government in 2007 and the same year the Natural Restoration Council of Nakaumi was established under the auspices of the Centre for Natural Environment Restoration.

The goal of the project is to restore Lake Nakaumi to its initial state of the early 1950s, when the water was still sufficiently clear to allow both recreational uses and abundant food production. In order to reach this state, the general restoration objectives proposed were the following :

- restoration and preservation of the lake shores and of the estuarine ecosystem ;
- environmental restoration through the improvement of water quality and sediments ;
- coexistence and sustainable use of water birds ;
- promotion of environmental education for the young in order to prepare them for future management ;
- creation of a sustainable society in what concerns the environment.

The restoration of Nakaumi requires collaboration, not only from the district encompassing the lake, but also from the participation of the entire catchment area.

In order to put into application the efforts of natural restoration of Nakaumi, the Council has prepared a General Plan for the Natural Restoration of Nakaumi, which must be seen as



une stratégie d'ensemble donnant une perspective à long terme sur la direction générale des efforts de restauration naturelle qui doivent être mis en place à travers l'application de plans distincts dans la région. Cette préparation du Plan Général constitue la première étape de la procédure indiquée dans la Loi de promotion de la restauration de la nature. Suite à ce Plan Général, les membres du Conseil doivent maintenant préparer un programme pour la mise en œuvre du projet de restauration (Kunii, 2010).

**Résultats observés :**

Ne sont pour l'instant disponible que des données partielles en ce qui concerne le projet de la restauration (Kunii, 2010). Le Prof. Kunii espère obtenir prochainement des résultats valables.

**Indicateurs :** (Yamamuro et al., 2006)

Les concentrations moyennes en azote total et phosphore total dans les eaux de surface du lac Nakaumi sont respectivement de 444 µg/L et 44 µg/L. Pour les eaux de surface du lac Shinji on obtient 442 µg/L d'azote total et 45 µg/L de phosphore total.

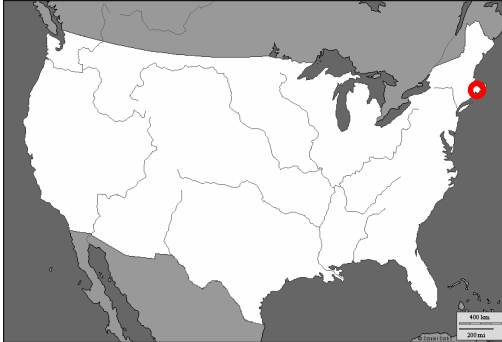
Ces valeurs sont supérieures à la limite légale de 400 µg/L d'azote total et 30 µg/L de phosphore total (Loi concernant les mesures spéciales pour la préservation de la qualité des lacs, Ministère de l'environnement du Japon).

La concentration moyenne en chlorophylle *a* dans les eaux de surface est de 13,0 µg/L dans le lac Nakaumi et de 16,8 µg/L dans le lac Shinji.

Les apports au lac Nakaumi étaient en 1998 et de 1164 t d'azote et de 116 t de phosphore.

## Narragansett Bay, USA

### Présentation :



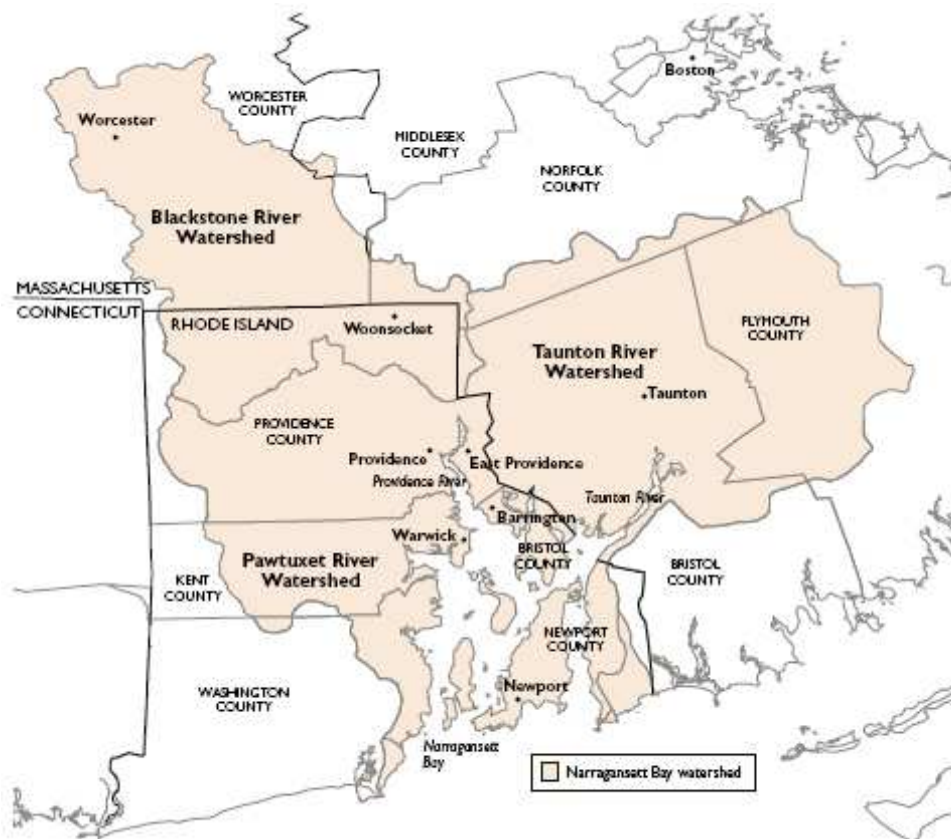
Localisation de Narragansett Bay



Narragansett Bay fait partie des plus vastes estuaires des Etats-Unis. Il est situé au nord de la côte est, dans l'Etat du Rhode Island. S'y mélangent eaux douces provenant des rivières et eau salée, ce qui forme un écosystème très productif.

D'une longueur de 40 km pour une largeur de 16 km, Narragansett Bay a une surface de 380 km<sup>2</sup> et un volume de 2,7 milliards de m<sup>3</sup>, sa profondeur moyenne étant légèrement inférieure à 8 m (avec un maximum à 56 m). La salinité moyenne de l'estuaire est de 29 à 31 g/L (celle de l'océan étant de 35 g/L).

Le bassin versant de la baie a une superficie de 4 000 km<sup>2</sup>, où vivent environ 1,8 millions de personnes (voir carte ci-dessous).



Le bassin versant de Narragansett Bay  
(source :United States Environmental Protection Agency, 2008)

### **Problème :**

La qualité de la baie a subi une dégradation importante, avec des phénomènes d'hypoxie, une forte baisse de la surface de zostère, des épisodes de mortalité des poissons (particulièrement en 2003). Par ailleurs, des problèmes bactériologiques ont entraîné des fermetures de plages. Ces problèmes sont également accentués par un réchauffement des eaux de l'estuaire.

Les zostères ont couvert des centaines d'hectares dans la baie, s'étendant depuis l'océan Atlantique jusque la rivière Providence. Aujourd'hui, il n'en reste qu'une quarantaine d'hectares à proximité de l'océan.

### **Actions mises en place :** (« Save the Bay », 2010 a ; « Save the Bay », 2010 c)

#### **Transplantations de zostères :**

Les transplantations de juin 2010 marquent la 10<sup>ème</sup> année de restauration de zostères menés par le programme de restauration d'habitat « Save the Bay » dans Narragansett Bay.

Chaque année, des transplantations à grande échelle sont effectuées, ainsi que des plantations de zones test de quelques centaines de pieds de zostères, dans différents points de la baie. Le but de ces plantations test est d'identifier des sites où des transplantations à grande échelle seraient viables. Le principal facteur affectant la survie des plants est la qualité de l'eau.

Des volontaires sont sollicités tous les ans pour participer à l'effort de transplantation et plus de 200 volontaires participent chaque année pour aider aux transplantations.

### Amélioration de la qualité de l'eau :

Par ailleurs, « Save the Bay » met en place une approche à différents niveaux afin d'améliorer la qualité de l'eau de Narragansett Bay, dans l'espoir que cela permettra de poursuivre la restauration des zostères dans le nord de la baie, zone où les zostères ne survivent pas en raison de la qualité de l'eau (la survie est meilleure dans le sud grâce aux apports d'eau de bonne qualité de l'océan). Ces travaux visent principalement les systèmes d'assainissement (amélioration des stations d'épuration, ...). De plus, de nouvelles réglementations ont été passées, visant une réduction de 50 % avant 2008 de la charge d'azote provenant de stations d'épuration de l'état de Rhode Island.

En 2000, l'évaluation de l'état de santé de la baie a été faite par « Save the Bay » grâce à 10 indicateurs, notés de 1 (état le plus mauvais) à 10 (bon état). Un 11<sup>ème</sup> indicateur, l'accès au public, a été rajouté dans le rapport 2006-2007 de « Save the Bay ».

Les dix indicateurs choisis en 2000 sont :

- les nutriments présents dans l'eau,
- l'oxygène dissous,
- les bactéries dangereuses ou pathogènes,
- les poissons « de fond »,
- les poissons migrateurs,
- les coquillages et crustacées,
- les mammifères marins,
- les zostères,
- les marais salants et zones humides.

### Site adjacent : (Hatfield, 2010)

D'autres projets, de plus petite échelle, sont également menés parallèlement à ceux du programme « Save the Bay ». C'est le cas pour l'étang côtier Ninigret, où une augmentation de la sédimentation a commencé à couvrir les herbiers, entraînant une diminution de la surface de zostères.

Entre 2004 et 2007, environ 39 acres d'étang ont été dragués, enlevant 153 000 m<sup>3</sup> de sable. Le sable a été pompé directement sur les plages. 2 acres de zostères (soit 0,8 ha) ont été plantées en 2006 afin de lancer la croissance des zostères. Les graines de zostères ont été récoltées, traitées, puis plantées avec un traîneau mécanique. Puis un suivi a été réalisé pendant 3 ans.

Un bassin de sédimentation a également été creusé afin de capturer les apports futurs de sable avant qu'il n'atteigne l'étang. Cependant, ce bassin s'est progressivement comblé et nécessite un dragage de maintenance afin que les apports de sable ne viennent pas enterrer les herbiers réinstallés. Ceci est de la responsabilité de l'Etat de Rhode Island.

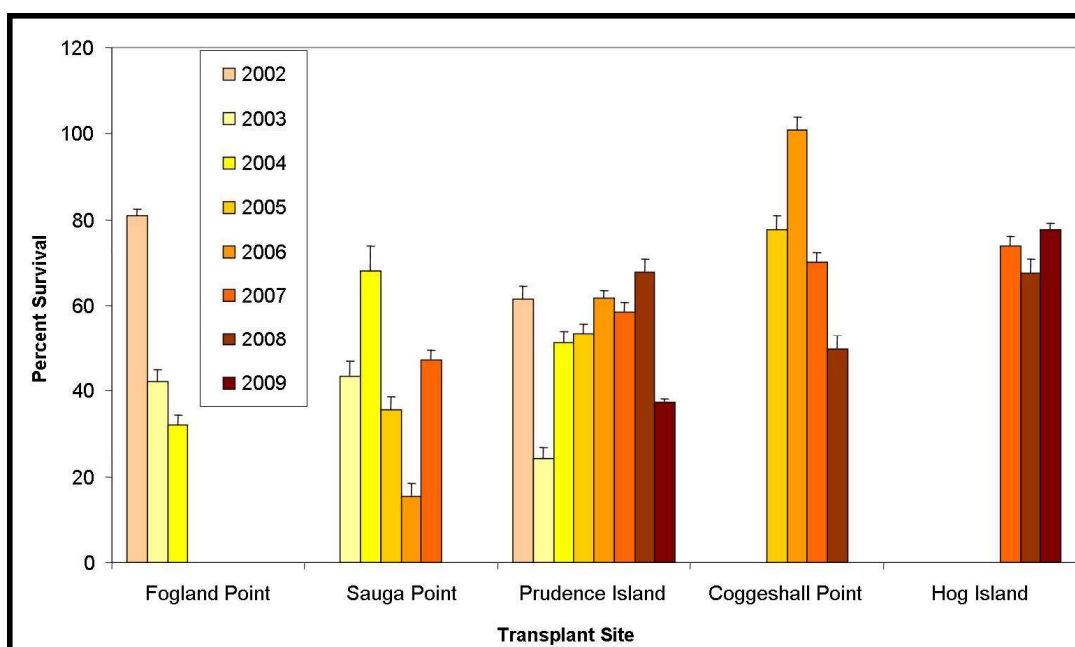
### Résultats observés : (« Save the Bay », 2010 b)

Certains indicateurs suivis par « Save the Bay » affichent de meilleures valeurs qu'en 2000, ce qui montre que les efforts menés par n'ont pas été vains. La pollution toxique provenant des industries a été réduite. L'azote provenant des eaux usées est également en train de diminuer grâce aux améliorations de stations d'épuration dans le bassin versant et on s'attend à une poursuite de cette réduction avec la mise en service de traitements poussés.

Cependant, malgré ces améliorations, Narragansett Bay est encore loin de pouvoir être considéré comme un estuaire en bonne santé. L'oxygène dissous est par exemple un indicateur qui s'est dégradé depuis 2000.

En ce qui concerne les transplantations de zostères, « Save the Bay » a eu un succès limité dans ses opérations de transplantation dans des sites situées assez en amont dans la baie mais il semble y avoir une reprise naturelle dans certaines mares côtières et quelques autres sites à l'aval de la baie. Par ailleurs, alors que certaines transplantations ont échoué à cause de températures de l'eau trop élevées, de blooms algaux et de prédation par des crabes, d'autres sites ont présenté des réussites, avec non seulement la survie des zostères mais également leur étalement dans des zones adjacentes (« Save the Bay », 2010 b).

Toutefois, l'expérience de 10 ans de transplantations à grande échelle dans la baie n'a pas permis de dégager des tendances pour la prédiction du taux de survie : celui-ci varie d'un site à l'autre et d'une année à l'autre. (« Save the Bay », 2010 c). Le graphique et la tableau ci-dessous traduisent les résultats obtenus sur 5 sites de transplantations à grande échelle réalisées par « Save the Bay » dans la baie de Narragansett. Les valeurs présentées correspondent au taux de survie des transplants l'année de leur transplantation (elles n'informent donc en rien sur la survie à long terme).



Taux de survie par site des transplantations réalisées par « Save the Bay » dans la baie de Narragansett (source : « Save the Bay » 2010 c, cf. <http://www.savebay.org/Page.aspx?pid=761>)

	Fogland Point	Sauga Point	Prudence Island	Coggeshall Point	Hog Island
2002	81		61		
2003	42	43	23		
2004	32	68	51		
2005		37	55	78	
2006		17	61	101	
2007		46	59	70	73
2008			68	50	68
2009			38		78

Taux de survie l'année de la transplantation (en %) des transplantations réalisées en différents sites de Narragansett Bay (tableau transcrivant les données du graphique ci-dessous, source : « Save the Bay » 2010 c)

- Fogland Point : suite au test préliminaire présentant un taux de survie très encourageant de 74%, des plantations de plus en plus importantes ont été réalisées sur ce sites. Malheureusement, il s'est avéré en 2004 que, bien que ce site ait tout d'abord été très prometteur, les efforts qui y avaient été menés avaient échoué. Le site a donc été abandonné.
- Sauga Point : Les transplantations à grande échelle ont débuté en 2003, avec 36 000 plants, et se sont poursuivies les années suivantes. Les transplants de 2003 sont les seuls ayant survécu cette année, après des taux particulièrement faibles d'oxygène dissous.
- Prudence Island : Suite à un taux de survie de 88% de la transplantation test, des transplantations à grande échelle ont été menées sur ce site : débutant avec 6 800 plants en 2002, les efforts se sont poursuivis jusqu'à aboutir à une transplantation de 45 000 plants en 2007. Les transplants de 2002 sont aujourd'hui très satisfaisants, présentant des inflorescences et une expansion. Bien que les transplants de 2003 n'aient pas survécu, ceux des années suivantes ont mieux résisté et ce site sera maintenu pour d'autres transplantations.
- Coggeshall Point : la transplantation test a présenté un taux de survie de 198%, ayant doublé en 2 mois. Des transplantations ont été menées à partir de 2005, à raison d'environ 40 000 plants par an. Les transplants de 2005 et 2006 s'étendent et ceux de 2007 semblent également présenter des résultats encourageants.
- Hog Island : Ce site, où des transplantations à grande échelle ont été menées depuis 2005, a présenté le plus fort taux de survie pour les transplants de 2007, à savoir 73%.

Il apparaît donc que les résultats de ces transplantations sont assez variables d'un site à l'autre et d'une année à l'autre. Il est toutefois regrettable de ne pas disposer de plus d'information sur la survie à long terme des transplants.



grau de Carnon en croisant le canal du Rhône à Sète. Ce dernier constitue un ouvrage hydraulique important pour l'étang car il communique avec lui par l'intermédiaire de cinq passes (Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon, 2008 c).

Le bassin versant de l'étang a une superficie de 410 km<sup>2</sup> où résident 130 000 habitants permanents et 100 000 saisonniers (SYMBO, 2010).

**Problème :**

L'étang de l'Or présente un stade d'eutrophisation très avancé, dû à une forte pression d'urbanisation, une agriculture intensive ainsi qu'au problème de cabanisation. La pression anthropique est forte et l'étang a été classé zone sensible à l'eutrophisation. Ses eaux sont souvent opaques et le cascaïl s'y développe. Ni la baignade ni la conchyliculture n'y sont autorisées (Brémond, 2010).

**Actions mises en place :**

De 1980 à 1985, des équipements hydrauliques ont été construits sur l'étang pour en limiter la salure. Le syndicat mixte de gestion de l'étang de l'Or (SMGEO) a ensuite été créé en 1991, en charge de la gestion de ces ouvrages.

Puis un contrat de baie a été établi de 2003 à 2007 pour la reconquête de la lagune et des écosystèmes aquatiques. Ses objectifs étaient les suivants :

- améliorer la qualité de l'eau de l'étang,
- réhabiliter les cours d'eau,
- gérer les marais,
- connaître les échanges de l'étang avec la mer, les canaux et les cours d'eau,
- informer les populations.

À partir de 2009, la structure a évolué vers un syndicat mixte, le SYMBO, qui étend son champ d'action à l'ensemble du bassin versant de l'étang de l'Or en se dotant de nouvelles compétences et est animateur du DOCOB Natura 2000.

Le premier contrat de baie a permis de lancer des actions dans le domaine de l'assainissement et a entraîné des projets tels que la reconstruction de la station d'épuration de Mauguio ou de Lunel. Aujourd'hui, les communes voisines de communes comme Candillargues, St Just et St Nazaire, Mauguio et Mudaison sont équipées de stations d'épuration performantes. Par ailleurs, un partenariat avec l'ADVAH (Association de Développement et de Valorisation de l'Agriculture de l'Hérault) et la Chambre d'Agriculture a été mis en place. Un premier programme d'actions a été mis en œuvre en 2005-2006 pour réduire les risques de pollution agricole. Parmi ces actions, citons l'expérimentation de cultures visant à réduire les fuites de nitrates, les campagnes d'analyses de sol pour ajuster au mieux les apports de fertilisants aux besoins des cultures, ou encore l'information des techniciens agricoles et agriculteurs : promotion et développement du travail du sol pour limiter le recours aux désherbants, sensibilisation pour une meilleure gestion de la ressource en eau (irrigation localisée pour les pommiers), promotion du label Haute valeur environnementale (Cases, 2010). Ce programme est une première étape dans l'élaboration d'un projet global sur le bassin versant afin d'accompagner, de renforcer et de valoriser les actions entreprises par le monde agricole. Par ailleurs, un guide technique des pratiques favorables à la biodiversité en agriculture vient de voir le jour.

Avec la construction de la nouvelle station d'épuration de Mauguio, il a été envisagé de faire transiter tout ou partie de l'effluent à travers une zone humide située en bordure de l'étang de l'Or. Ceci avait un double objectif : apporter de l'eau douce à cette zone humide afin d'y



favoriser le retour d'une roselière et utiliser la capacité de rétention des nutriments par la végétation du marais afin de créer une zone tampon offrant une protection supplémentaire pour l'étang de l'Or. En ce qui concerne ce second point, précisons que ce projet n'agira pas de façon significative sur l'eutrophisation du milieu puisque les rejets de la station de Mauguio ne représentent que 2,5% des apports d'azote et 2,6% des apports de phosphore dans l'étang de l'Or, mais ce projet constitue un site pilote.

Des objectifs clairs ont été fixés et plusieurs scénarii ont été étudiés, avec un degré plus ou moins fort d'aménagement du site (pas d'aménagement, aménagement rustique, remodelage et remodelage avec cloisonnement). Pour chaque scénario sont précisés les résultats attendus, les aspects positifs et incidences négatives (Société Aquascop et association « les écologistes de l'Euzière », 2007).

Suite à l'analyse comparative des scénarii, le SIVOM de l'étang de l'Or, maître d'ouvrage de l'étude de la station d'épuration de Mauguio, et le Syndicat mixte de gestion de l'étang de l'Or, animateur de baie, ont souhaité privilégier le scénario le plus léger en aménagement, du moins dans un premier temps, pour juger de l'évolution du milieu. Ils se gardent la possibilité de compléter ultérieurement les aménagements en fonction de la réponse du milieu.

### **Résultats observés :**

Le 1<sup>er</sup> contrat de l'étang de l'Or, achevé en 2007, a permis d'amorcer des dynamiques positives sur le territoire de l'étang de l'Or, que ce soit avec la profession agricole pour réduire le risque de pollution (azote, phosphore mais aussi phytosanitaire) ou les collectivités locales (travaux sur les stations d'épuration).

En ce qui concerne la qualité de l'eau, il semble d'après les résultats du RSL 2009 qu'une légère amélioration soit observée. Pour l'état de la colonne d'eau, on constate une amélioration d'une classe pour la partie Est de l'étang (évolution du rouge à l'orange) et pour l'état du phytoplancton, une amélioration d'une classe pour la partie Ouest (évolution de l'orange au jaune).

Cette légère amélioration est peut-être due aux différents projets réalisés sur le bassin versant mais il faut être prudent et attendre encore quelques années afin de confirmer l'amélioration.

Le guide technique des pratiques favorables à la biodiversité en agriculture, élaboré par le SYMBO et distribué aux agriculteurs, a reçu de leur part un très bon accueil (Cases, 2010).

### **Indicateurs :**

Les données fournies par l'Ifremer (suivi RSL) permettent de tracer l'évolution de la concentration estivale moyenne en azote total, phosphore total et chlorophylle *a* pour les 10 dernières années :

Or Est	ANNEE	NT	PT	CHLA.
		µM	µM	mg/m3
	1999	186,5	3,8	15,1
	2000	295,0	7,7	221,0
	2001	158,3	6,3	48,0
	2002	139,7	5,3	50,3
	2003	157,5	8,3	62,2
	2004	221,0	10,0	221,9
	2005	182,0	7,3	73,4
	2006	211,1	10,4	69,9
	2007	142,8	7,2	19,6
	2008	70,6	2,5	10,3
	2009	76,7	2,4	8,3

Or Ouest	ANNEE	NT	PT	CHLA.
		$\mu\text{M}$	$\mu\text{M}$	mg/m <sup>3</sup>
	1999	97,7	3,3	30,7
	2000	260,0	12,0	179,0
	2001	182,7	6,4	39,5
	2002	128,0	6,3	53,7
	2003	151,0	8,1	64,2
	2004	218,3	10,1	300,8
	2005	174,7	6,9	57,3
	2006	163,7	7,8	71,9
	2007	140,2	7,2	19,7
	2008	90,7	2,6	10,3
	2009	67,4	1,6	3,8

Moyenne estivale de la concentration en azote total, phosphore total et chlorophylle *a* dans l'étang de l'Or  
(moyenne réalisée sur les mois de juin, juillet et août, 1 suivi par mois)  
(source : données fournies par le RSL, partenariat entre Ifremer, Région Languedoc-Roussillon et Agence de  
l'Eau Rhône-Méditerranée et Corse)

Pour ce qui est du temps de renouvellement des eaux, une étude qui débute actuellement sur étude du fonctionnement hydraulique des étangs palavasiens et de l'Or pourrait répondre à cette question mais il est malheureusement encore trop tôt (Cases, 2010).

## Lagune d'Orbetello, Italie

### Présentation :

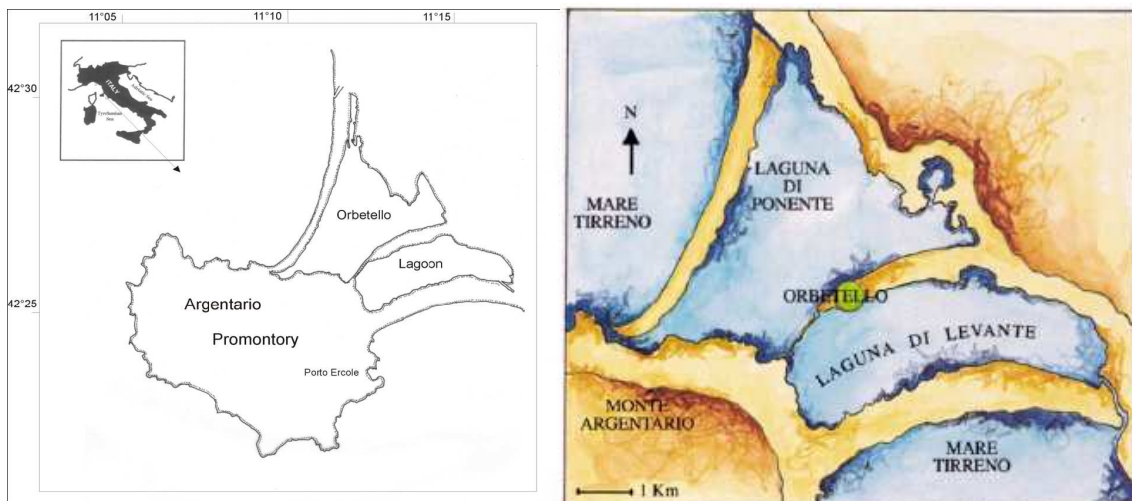


Localisation de la lagune d'Orbetello



La lagune d'Orbetello se situe sur la côte Ouest de l'Italie, dans le Sud de la Toscane. Elle couvre une surface de 25,25 km<sup>2</sup> et comporte deux bassins communicants (Ponente et Levante, de 15,25 et 10 km<sup>2</sup> de superficie respectivement). La profondeur moyenne est de 1m. Des apports d'eau douce arrivent par la rivière Albegna, d'un débit moyen d'1m<sup>3</sup>/s. Par ailleurs, la lagune communique avec la mer grâce à trois canaux, deux sur Ponente et le dernier sur Levante.

La ville d'Orbetello est située sur une mince bande de terre s'étirant dans la partie Est de la lagune, entre les deux bassins Ponente et Levante. Une chaussée reliant la ville à la péninsule de Monte Argentario a été construite à travers la lagune en 1842 (Gennaro et al.).



La lagune d'Orbetello. Sur la figure de droite, on peut observer les trois communications avec la mer.  
(source : à gauche, Gennaro et al., fiche « Orbetello lagoon » du réseau Lagunet, à droite, Martino, 2005)

L'activité de pêche est très présente sur la lagune, avec 100 personnes en vivant. 20% de la production provient de méthodes traditionnelles tandis que le reste est produit au niveau des installations situées dans les canaux mer-lagune.

**Problème** : (Gennaro et al.)

La lagune d'Orbetello présente un phénomène de prolifération de macro algues, principalement du à des activités d'agriculture et d'aquaculture intensives, ainsi que de rejets urbains traités ou non, qui augmentent fortement en conséquence du tourisme. L'eutrophisation de la lagune a provoqué des modifications de la végétation (disparition des phanérogames, macro algues). Les populations macrozoobenthiques ont également été touchées, avec une réduction du nombre d'espèces (Lardicci et al., 2001) Des blooms de macro algues ont fait leur apparition au milieu des années 1960 et ont été périodiquement accompagnés par des blooms de micro algues. La masse d'algues produite de façon pratiquement ininterrompue tout au long de l'année est déplacée par les vents et s'accumule avec des densités excédant parfois 20 kg/m<sup>2</sup>.

La décomposition de la biomasse algale entraîne une baisse du taux d'oxygène dissous et donc une mortalité de la faune aquatique.

En raison de ces conditions environnementales difficiles, la quantité et la qualité des productions de la pêche dans la lagune ont baissé à partir des années 1980.

**Aspects administratifs** :

Dans les années 60, les pêcheurs travaillant dans la lagune se sont organisés avec la création, en lien avec la commune d'Orbetello, d'une coopérative. Puis en 1989 a été créée une société mixte, détenue à 60% par la comune et 40% par les pêcheurs. Suite à la réalisation d'investissements excessifs, la société a fait faillite. La commune s'étant retirée, la société ne comprend plus que les pêcheurs et s'appelle Orbetello Pesca Lagunare.

Cette société paye une redevance à la commune pour l'utilisation du plan d'eau et de ses ressources (redevance de 200 000 €/an, à laquelle s'ajoute un montant proportionnel au chiffre d'affaire de l'année).

Par ailleurs, dans les années 1980, l'État a institué un commissaire responsable de la gestion et de la restauration de la lagune. L'État finance la restauration de la lagune à hauteur de 2 millions d'euros par an.

**Actions mises en place** :

En 1994, après une longue période critique, une autorité a été créée. Il s'agit d'OLERA : Orbetello Lagoon Environmental Reclamation Authority, qui a agit dans trois directions principales :

- enlever des masses de macro algues de la lagune ;
- augmenter les entrées d'eau de mer dans la lagune ;
- réduire les entrées en nutriments d'origine anthropique (traitement des eaux usées domestiques, qui passent par une lagune de phytotraitement avant d'être rejetées dans la lagune d'Orbetello).

Cette autorité existe toujours aujourd'hui, et d'après Mauro Lenzi (Laboratorio di Ecologia Lagunare e Acquacoltura, Orbetello), plusieurs niveaux politiques et administratifs cherchent à dépasser cette gestion qui est fondée sur une urgence environnementale.

**Réduction des apports** :

À la fin des années 1990, toutes les eaux usées domestiques, auparavant rejetées directement dans la lagune, sont collectées, traitées par la station d'épuration de la ville puis rejetées dans un bassin peu profond de phytotraitement d'environ 12 ha avant de passer dans la lagune.

Quelques années plus tard, ces « mesures d'urgence » ont été abandonnées lorsque la ville s'est connectée à une unique station d'épuration dont les rejets s'effectuent en mer par pompage, à environ 18 km des côtes (Lenzi et al., 2010 b).

#### Amélioration de l'hydrodynamisme :

Selon Mauro Lenzi, on a mis beaucoup de foi dans le creusement de canaux sous l'eau, dont on considère qu'ils améliorent l'hydrodynamisme de la lagune en permettant aux courants de parvenir jusque dans les zones de stagnation. 7 km de canaux ont donc été creusés dans la lagune d'Orbetello, sans étude préliminaire, produisant plus d'un million de m<sup>3</sup> de sable et de boue (Lenzi et al., 2010 b).

A été également entreprise une action pour augmenter le renouvellement des eaux de la lagune par pompage d'eau dans la lagune à partir de 2 des 3 canaux mer-lagune. L'eau peut ensuite ressortir par le troisième canal. Après la création d'OLERA, le débit de pompage est passé de 8 000 L/s à 15 000 L/s et est principalement effectué au cours des mois les plus chauds (Gennaro et al.). Ce pompage est effectué chaque année.

#### Niveaux trophiques :

Une autre solution tentée a été d'augmenter les consommateurs à faible niveau trophique. Les daurades se situent à un niveau assez bas dans la chaîne trophique et transfèrent donc de l'énergie des niveaux trophiques inférieurs vers les niveaux plus élevés, une énergie qui, autrement, aurait enrichi les sédiments avec de la matière organique durant les crises dystrophiques. Des daurades ont donc été introduites dans la lagune et ont crû jusqu'à une taille commercialisable en 6-7 mois. À la fin de l'automne elles ont été capturées : ce système combinant de l'aquaculture extensive et intensive est appelé « aquaculture intégrée ». 500 000 juvéniles sont introduites chaque année dans la lagune (Lenzi et al., 2010 b).

#### Expérience de mise en suspension des sédiments :

En 2007, une expérience de mise en suspension des sédiments dans la petite lagune de Burano, voisine d'Orbetello, a été menée (Lenzi et al., 2010 c). Cette mesure vise à accélérer la minéralisation de la matière organique contenue dans les sédiments.

En effet, les conséquences de l'eutrophisation sont souvent liées à la production et à la décomposition de cette matière organique. Les crises dystrophiques des lagunes peuvent être liées à l'accumulation de matière organique dans les sédiments.

Un bateau muni d'un équipement spécial a permis de mettre en suspension les 3 cm supérieurs des sédiments, en envoyant vers le fond un mélange air-eau. La mise en suspension des sédiments semble accélérer la minéralisation de la matière organique. Améliorer l'oxydation des sédiments de surface semble donc une piste intéressante pour combattre l'eutrophisation des lagunes. Il apparaît que la mise en suspension des sédiments de surface augmente leur oxydation, réduit les composés organiques sans augmentation significative des nutriments ou de la consommation d'oxygène dans la colonne d'eau.

Cette expérience s'est déroulée dans le cadre d'un projet de 3 ans du Ministère de l'Environnement et du Territoire (MATTM).

Actuellement, la mise en suspension des sédiments est adoptée officiellement comme mesure de gestion par les gestionnaires de la lagune de Burano voisine d'Orbetello. À Orbetello, cette technique n'est pas officiellement reconnue, mais elle est utilisée de façon indirecte à travers la récolte des macroalgues. En effet, le passage du bateau effectuant cette opération provoque une agitation et une mise en suspension des sédiments.

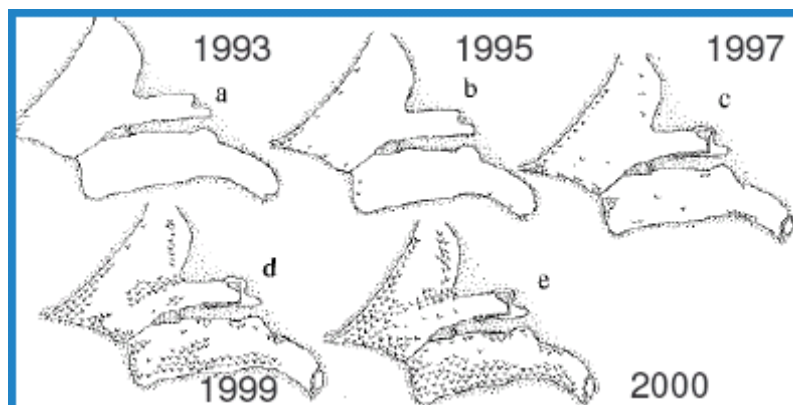


Mise en suspension des sédiments  
 induite par le passage du bateau ramassant les macro algues sur la lagune d'Orbetello  
 (source : Lenzi et al., 2005)

**Résultats observés :**

Suite aux travaux de restauration engagés par OLERA, on a observé une réduction significative de la production de biomasse algale dans la lagune. Depuis 1996, les phanérogames ont repris leur développement dans la lagune et en 2000, couvrent 60% du fond de la lagune (Gennaro et al.). Par ailleurs, le nombre d'espèces macrobenthiques a augmenté suite à l'amélioration des conditions du milieu (Lardicci et al., 2001).

Cependant, on a vu en 1999 une reprise de la croissance algale, liée aux sources persistantes de nutriments d'origine anthropique. Les études menées pour déterminer la cause de cette reprise ont montré que les mesures environnementales adoptées ont produit une réduction significative du développement de la biomasse algale dans la lagune et que le ramassage des algues par bateau a entraîné une agitation des sédiments avec des conditions d'oxydation, rendant le phosphore non disponible pour les algues, à l'exception des environs des sources persistantes d'apports anthropiques, d'où le développement des algues à ces endroits (Lenzi et al., 2003).



Répartition des phanérogames en fonction des années  
 (source : Le Viol, 2005, figure issue d'une publication de Mauro Lenzi)

Des herbiers de phanérogames sont aujourd'hui présents dans la lagune (*Zostera noltii*, *Cymodoceanodosa* et *Ruppia cirrhosa*). Ils ont crû et occupé le substrat rapidement : en 2-3 ans, ils peuvent occuper des douzaines d'hectares. Depuis 2001, environ 60% du fond de la lagune est couvert de phanérogames, alors qu'ils avaient complètement disparu. C'est pourquoi Mauro Lenzi considère que les transplantations sont inutiles si les conditions environnementales adéquates ne sont pas présentes, du moins pour des espèces au développement si rapide.

#### Réduction des apports :

Les bassins de phytotraitement qui recevaient les eaux usées de la station d'épuration de la ville présentaient un abattement d'environ 80 % pour l'azote et 70 % pour le phosphore, après un temps moyen de résidence de 30 jours (Lenzi et al., 2010 b).

#### Amélioration de l'hydrodynamisme :

Le pompage d'eau de mer apparaît être une solution efficace. La circulation d'eau forcée par le pompage a produit des courants contrecarrant la stagnation dans la lagune.

Pendant la période estivale de pompage, les canaux submergés qui avaient été creusés ont facilité la propagation du courant vers les zones centrales. Un modèle mathématique de l'hydrologie de la lagune d'Orbetello a montré a posteriori l'efficacité de ces canaux, en particulier sous certaines conditions de vent. Le problème est que ces canaux tendent à se colmater plus vite qu'il n'est possible de les entretenir et en quelques années les conditions environnementales se sont fortement détériorées (Lenzi et al., 2010 b).

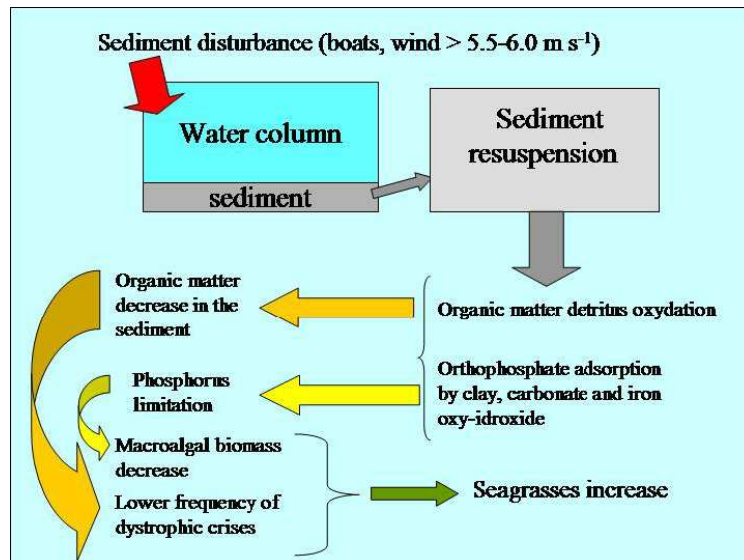
#### Expérience de mise en suspension des sédiments :

L'expérience de mise en suspension des sédiments se sont révélés être assez probants :

- la mise en suspension des sédiments n'a pas d'effet direct significatif sur les concentrations de N-NH<sub>4</sub>, SRP (soluble reactive phosphorus), DO (dissolved oxygen) et pH dans la colonne d'eau ;
- elle permet de maintenir une valeur constant de matière organique dans les sédiments remis en suspension, alors que la quantité de matière organique augmente dans les sédiments non brassés, à cause de la production de détritiques de macro algues ;
- la végétation de macro algues a considérablement décliné dans les zones d'agitation des sédiments, et également dans les zones sans agitation situées entre deux zones d'agitation, alors que cette végétation a augmenté dans les zones éloignées des zones d'agitation ;
- les phanérogames se sont beaucoup étendues dans les zones avec agitation, alors que *R. cirrhosa* n'y avait pas été observé depuis longtemps ;

Ces résultats montrent qu'une agitation prolongée des sédiments de surface peut améliorer la qualité environnementale grâce à la réduction (ou la limitation de l'augmentation) de sa charge organique, et peut permettre une croissance favorisée des phanérogames plutôt que des algues.

Cependant, il est important de noter que l'impact de la mise en suspension des sédiments peut différer d'un endroit à l'autre, en fonction de la composition de ces sédiments (Lenzi, 2010 a).



Conséquence de la mise en suspension des sédiments dans une lagune eutrophisée  
(source : figure fournie par Mauro Lenzi)

Niveaux trophiques : (Lenzi et al., 2010 b)

Avec l'introduction de 500 000 juvéniles chaque année, les daurades sont devenues l'espèce pêchée majoritaire dans la lagune, passant de 1,7 % à 49 % du total des prises, aux dépens des autres espèces.

Notons toutefois que, d'après Thierry Laugier (Ifremer Sète), les nombreux essais et expérimentations réalisés à Orbetello ont souvent été des échecs car la cause de l'eutrophisation n'a pas été supprimée. Les travaux entrepris pour traiter les symptômes de l'eutrophisation (et non les causes) sont coûteux et non entretenus dans la durée. L'intervention sur le milieu ne devrait se faire qu'après avoir réduit les causes de la perturbation.

Aspects financiers : (Lenzi et al., 2010 b)

D'après Mauro Lenzi, si on compare le coût de construction de phytotraitement pour réduire la charge en nutriments de l'effluent de la station d'épuration de la ville avec le coût du pompage de l'effluent dans la mer (voir tableau ci-dessous), il apparaît qu'avec un investissement réduit il est possible d'obtenir une diminution importante de l'impact de l'effluent et de transformer une part de l'énergie disponible dans l'effluent en constituants organiques qui peuvent enrichir la chaîne alimentaire de la lagune.

Les nombreux postes de relevages du système d'assainissement, les kilomètres de réseau et l'unique grande station qui traite les eaux usées de 9 villes sont des infrastructures qui requièrent une maintenance fréquentes, mais les administrations locales ont tendance préférer ce choix.



Remediation measures	preliminary expenses €	ordinary management costs €	Revenue €
(1) macroalgal harvesting	2,020,000	761,600	not possible
(2) wastewater phytodepuration	1,000,000	not logged	-
(3) wastewater pumping	11,500,000	not available	-
(4) submerged channels	9,000,000	not logged	-
(5) sea-water pumping	3,070,000	90,000	-
(6) sea-bream increase	530,000	550,000	2,400,000
(7) sediment resuspension	160,000	127,600	-

Bilan financier associé aux mesures de restauration environnementale de la lagune d'Orbetello  
(source : document fourni par Mauro Lenzi)

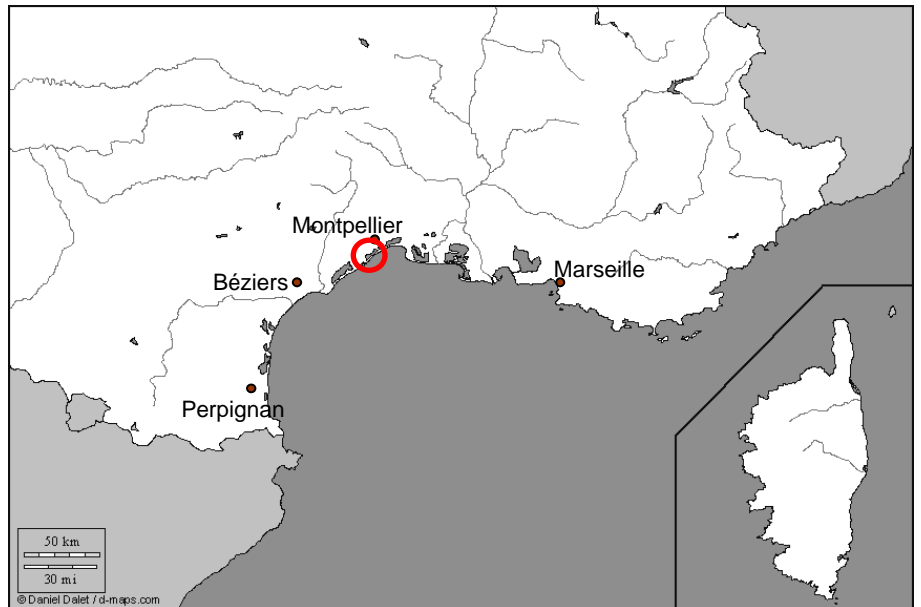
**Légende :** Les dépenses préliminaires correspondent à l'achat de bateaux pour les points (1) et (7), le dragage et le déblai pour (2) et (4), la pose des canalisations, l'installation des postes de relevage et l'adaptation des canaux pour (5) et la construction d'une nursery pour les daurades pour (6). Les coûts de fonctionnement correspondent aux coûts annuels pour le personnel, la maintenance des usines et de l'équipement et la consommation d'énergie. Pour le point (6), le coût de l'achat du frai et de l'alimentation du poisson est également inclus. Les installations et canaux des points (2) et (4) n'ont jamais été entretenus, dans le cas du point (2) parce que les bassins ont été abandonnés et détruits en faveur du point (3). Aucun revenu n'a été généré avec le point (1) car il n'a pas été possible de trouver un usage industriel avec profit pour les macroalgues. Les revenus du point (6) proviennent des ventes annuelles de poisson capturé.

## Étangs palavasiens, France

### Présentation :

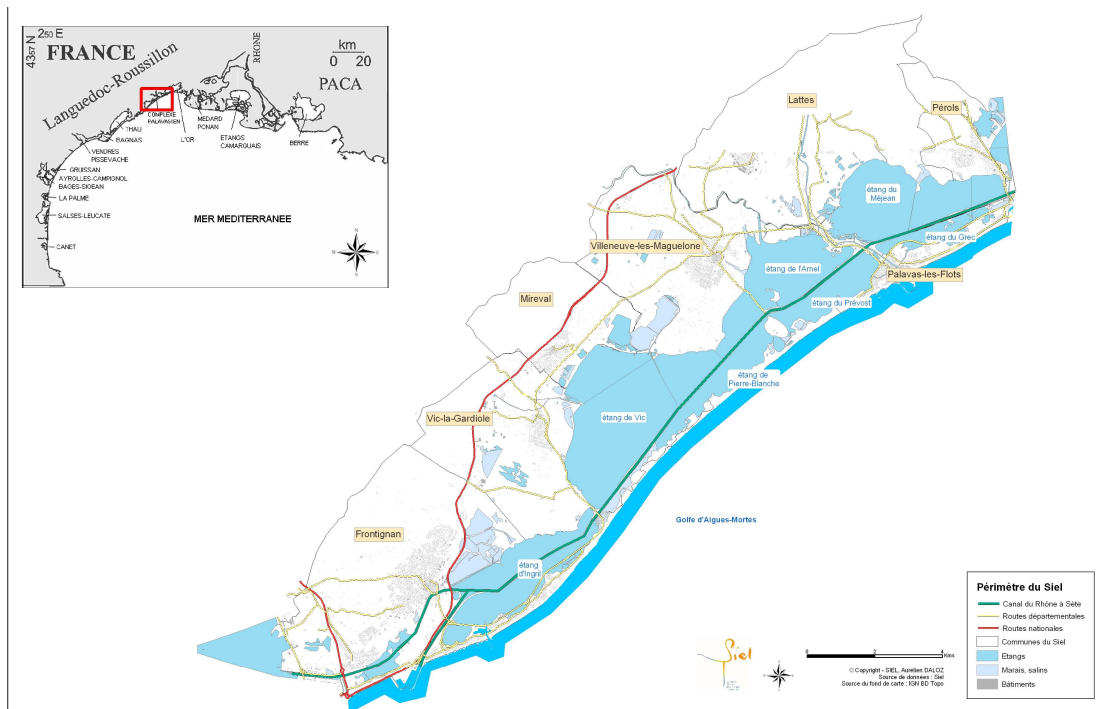


Localisation des étangs palavasiens



Les étangs palavasiens sont un chapelet de 8 étangs couvrant une surface de 4000 ha, entourés de 1500 ha de zones humides. Peu profonds, les étangs font en moyenne 0,6 m.

Ce complexe est peu ouvert sur la mer (avec deux graus seulement au niveau d'Ingril et du Prévost, mais d'autres graus se sont maintenant ouverts suite à l'érosion de la côte). Il est coupé en deux par le passage du canal du Rhône à Sète. Des communications (au nombre de 35) existent entre le canal et les étangs d'une part, et inter étangs d'autre part.



Les étangs palavasiens (source : carte fournie par le SIEL)

Quelques caractéristiques des étangs sont résumées dans le tableau suivant :

<i>Lagunes</i>	<i>Superficie (ha)</i>	<i>Profondeur moyenne (m)</i>	<i>Profondeur maximale (m)</i>	<i>Volume (millions de m<sup>3</sup>)</i>
Ingril	685	0,60	1,2	4,1
Vic	1 150	1,20	1,6	13,8
Pierre-Blanche	370	0,40	0,8	1,5
Arnel	475	0,40	0,5	1,9
Prévost	380	0,75	1,0	2,9
Méjean-Pérois	550	0,75	0,6	4,1
Grec	270	0,25	0,8	0,7

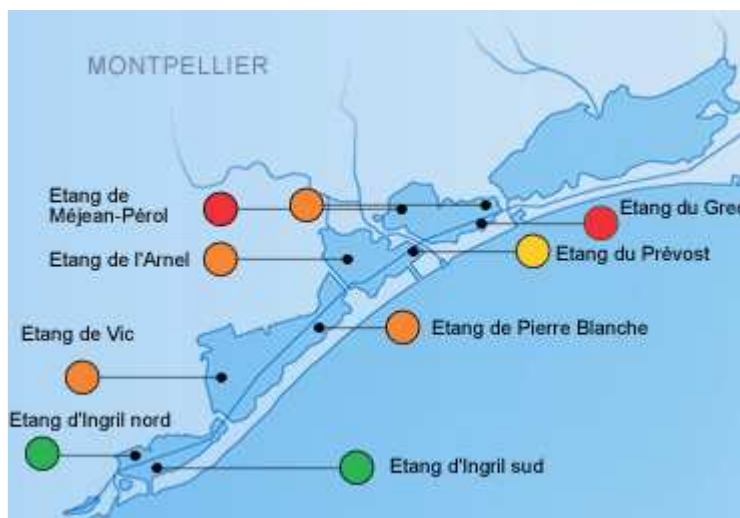
Caractéristiques géomorphologiques des étangs palavasiens  
(source : Daloz, 2005, données fournies par l'Ifremer)

Les étangs palavasiens reçoivent leurs eaux d'un bassin versant particulièrement anthropisé de 600 km<sup>2</sup>.

### **Problème :**

Dans l'ensemble, ces étangs présentent une forte eutrophisation, avec un état plus ou moins sévère selon les étangs. Le fonctionnement des étangs est différencié entre le nord et le sud du canal. Les plus eutrophisés sont au nord (ils sont situés en première ligne par rapport au bassin versant), et on peut y ajouter l'étang d'Ingril sud. Au sud, on observe une sur-salinisation et un ensablement important.

Il a été constaté que le canal est un vecteur de la pollution : un gradient de pollution s'observe le long du canal, à partir du Lez et en allant vers le sud.



Les étangs du complexe palavasiens, état de l'eau vis-à-vis de l'eutrophisation en 2007  
(source : Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon, 2008 e)

### **Actions mises en place :**

Pour lutter contre les crises dystrophiques dans l'étang de Prévost, des récoltes d'algues par bateau de dragage ont été réalisées par la commune de Palavas dans les années 90, mais cette mesure n'est plus mise en œuvre aujourd'hui (de Wit, 2010).

- **Création du SIEL :**

Créé en 1999, le Syndicat Mixte des Etangs Littoraux, le SIEL, est né de la volonté des communes riveraines des étangs palavasiens de valoriser leur territoire. Il a pour mission

principale de mettre en place une véritable politique de conservation des zones humides, en concertation avec les acteurs du territoire. Le SIEL mène des actions de connaissance des milieux et de mise en valeur du patrimoine naturel, de travaux d'entretien, de restauration des milieux, de sensibilisation du public et de vigilance. Il possède les compétences études et travaux. Le syndicat est constitué de 7 communes associées pour assurer la gestion des lagunes : Pérols, Lattes, Palavas les Flots, Villeneuve-lès-Maguelone, Vic la Gardiole, Mireval et Frontignan. Ces trois dernières communes sont représentées par la Communauté d'Agglomération du Bassin de Thau (CABT).

Le périmètre d'action du Syndicat correspond au périmètre du site Natura 2000 « Étangs palavasiens et étang de l'Estagnol » arrêté le 3 Mars 2006. Le SIEL est chargé de favoriser la mise en œuvre des objectifs et des actions inscrites dans le SAGE «Lez Mosson Étangs Palavasiens » et le plan d'actions NATURA 2000. (cf. SIEL, 2010).

- Amélioration de l'assainissement :

Un travail de mise aux normes des stations d'épuration a été effectué et plusieurs communes ont été reliées à la station de Montpellier.

Par ailleurs, un traitement tertiaire par zone humide a été mis en place à Mireval, sur l'étang de Vic. En effet, on y trouve un marais d'eau douce, ce qui est rare sur les étangs palavasiens. Le SIEL a cherché à y assurer l'apport d'eau douce (auparavant assuré par des roubines, qui ont été bouchées). Les rejets de la station d'épuration avoisinante étant de bonne qualité, on les a fait transiter par le marais. Ceci assure donc des apports d'eau douce toute l'année, et permet un traitement tertiaire de l'effluent.

Pour accompagner ces mesures, un effort important de communication a été fait. En effet, on part d'une situation tellement dégradée sur certains étangs qu'il est important d'expliquer que l'amélioration risque de passer par une phase désagréable (développement d'ulves et décomposition, odeurs, ...).

- Curage des passes pour favoriser l'hydrodynamisme :

Par ailleurs, alors que les réflexions sur l'assainissement avaient bien avancé, les pêcheurs ont fait remonter des problèmes d'encombrement des passes : l'hydrodynamisme était « cassé ».



Encombrement de la passe entre les étangs de Vic et d'Ingril (vue du côté de l'étang d'Ingril)  
(source : SIEL, 2007 a)

Pour accompagner la démarche d'assainissement, un diagnostic des communications hydrauliques et des filières d'évacuation des sédiments a été réalisé en 2005. Les actions sur les 35 passes ont été priorisées, 9 se trouvant être les plus importantes.

L'Ifremer a également donné son avis sur ce projet : améliorer l'hydrodynamisme ne saurait dépolluer le milieu, mais permet de favoriser la qualité.

Un test a été réalisé en 2005 sur une petite passe, la passe du Mas Rouge, entre l'étang du Méjean et le canal. Bathymétrie, dragage, dépôt des sédiments : le coût des travaux s'élève à 35 000 €, financé en partie par la Région et le Département. Les aspects administratifs (déclaration des travaux, ...) ont été facilités par le fait que les études et la réflexion ont dès le départ été menés en incluant la police de l'eau.

Un dossier de déclaration de travaux a été déposé pour les 35 passes.

En janvier 2008, les travaux ont été entrepris sur la passe Or-Méjean : curage du chenal jusqu'au grau. Le montant s'est élevé à 150 000 €, financés par la Région, le Département, la commune de Pérols et le Siel (20%). L'Agence de l'Eau, qui n'était pas d'accord avec ces travaux, n'a pas apporté de financement. Les 5 000 m<sup>3</sup> estimés de sédiments ont également pu être déposés sur place, ce qui a évité d'avoir à traiter le problème difficile de la filière des sédiments.

Enfin, les travaux sur la passe Vic-Ingril sont programmés depuis 2 ans et auront lieu courant 2010, conjointement avec les travaux sur deux passes étang - canal situées à proximité. Regrouper les travaux permet en effet de réduire les coûts, l'amenée et le retrait du matériel représentant le poste le plus important avec le dépôt des sédiments. Le coût global s'élèvera à ~ 160 000 €.

De tels travaux sont coûteux, mais fin 2010, la plupart des passes jugées prioritaires auront été curées. Le SIEL n'en fera pas d'autres car VNF, à travers son service Rhône-Saône va prendre le relais pour les passes étangs - canal. En effet, un projet de restauration du canal du Rhône à Sète a été lancé, afin de permettre le passage de grands gabarits de péniches (en particulier, des zones de croisement et un recalibrage des virages vont être aménagés). Le service Rhône-Saône, qui va alors s'équiper d'engins adaptés, envisage favorablement d'entretenir les passes.

- Programme Vert Lendemain :

Le SIEL travaille à un programme de réduction des pesticides à travers des actions avec les services espaces verts des communes, une sensibilisation des jardiniers amateurs. Ainsi, un guide des bonnes pratiques sur les espaces communaux est paru, des expositions ont été organisées. Des actions avec les agriculteurs sont également prévues (SIEL, 2010).

- Expériences de transplantation de phanérogames, effectuée en 2007 par le Cépralmar : (Noé, 2007 et Candela, 2008)

En 2007 a débuté une expérience de transplantation de phanérogames dans quelques étangs littoraux du Languedoc-Roussillon. *Z. noltii* a été transplantée dans l'étang de Bages-Sigean ainsi que dans l'étang de Thau tandis que *R. cirrhosa* a été transplantée dans l'étang d'Ingril. Cette expérience constitue la première phase d'un programme visant à accélérer la restauration du compartiment sédimentaire des écosystèmes lagunaires et de favoriser sa recolonisation par les phanérogames marines. Cette première phase, lancée en avril 2007, devait permettre d'étudier si la transplantation est réalisable et d'en définir les conditions

optimales. Puis, une seconde phase consisterait à mettre en œuvre un programme de transplantation d'herbiers à grande échelle, cette phase n'a pas encore été mise en œuvre.

Lors de cette expérience, on a fait varier différents paramètres : la technique de réimplantation (mottes de 8 cm de diamètre et boutures), la densité de réimplantation (25 à 49 plants par quadrat d'1 m<sup>2</sup>), la profondeur de réimplantation, (0-50 cm et 50-100 cm).

Les transplants ont ensuite été suivis régulièrement pendant 1 an suite à la transplantation, puis enfin 6 mois plus tard (c'est-à-dire en octobre 2008) (Laugier, 2010).

Cette étude pilote de transplantation de phanérogames a été demandée par les collectivités, pour voir si les résultats seraient positifs (de Wit, 2010).

### **Résultats observés :**

- **Amélioration de l'assainissement :**

Il apparaît que la situation s'est améliorée depuis la mise en route en 2006 de la nouvelle station d'épuration de Montpellier (dotée d'un émissaire en mer). Les problèmes demeurent sur les étangs du Méjean et du Grec, qui n'étaient pas concernés par les rejets de l'ancienne station.

Le suivi à Mireval sur le traitement tertiaire de l'effluent de la station a montré que les résultats sont très positifs.

- **Curage des passes pour favoriser l'hydrodynamisme :**

Sur la passe du Mas Rouge, une bathymétrie de contrôle a été réalisée en 2008, trois ans après les travaux : la passe n'avait pas bougé. Une autre mesure de la bathymétrie est prévue, en même temps que celle contrôlant la passe Or-Méjean.

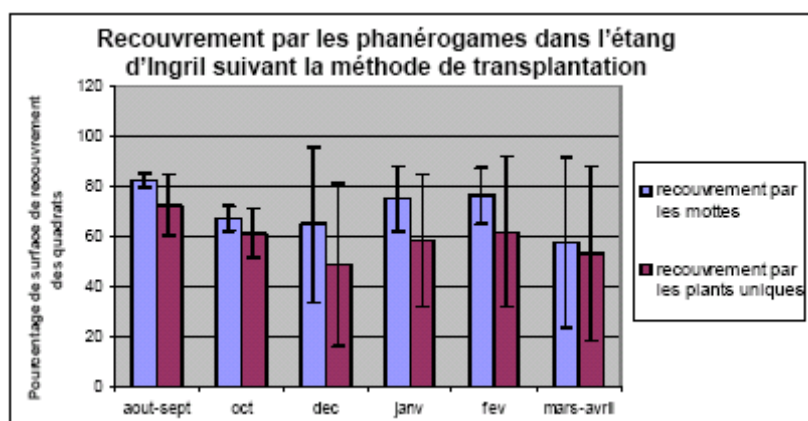
Suite aux travaux sur les passes, on observe une amélioration de la circulation. Ces travaux ayant été réalisés dans un contexte global d'amélioration de la qualité de l'eau (avec la remise aux normes des StEp), il est difficile de déterminer quelle part de cette amélioration peut être attribuée aux travaux.

- **Expériences de transplantation de phanérogames :** (Noé, 2007 et Candela, 2008)

La réimplantation selon la technique "mottes" semble être la plus intéressante en présentant un taux de survie toujours supérieur à 90% quelque soit l'étang et la profondeur. D'ailleurs, toute technique et densité confondue, il n'existe pas de différence significative si l'on fait varier la profondeur de réimplantation. En ce qui concerne la technique "plants", la densité ne semble pas être un facteur déterminant du taux de survie.

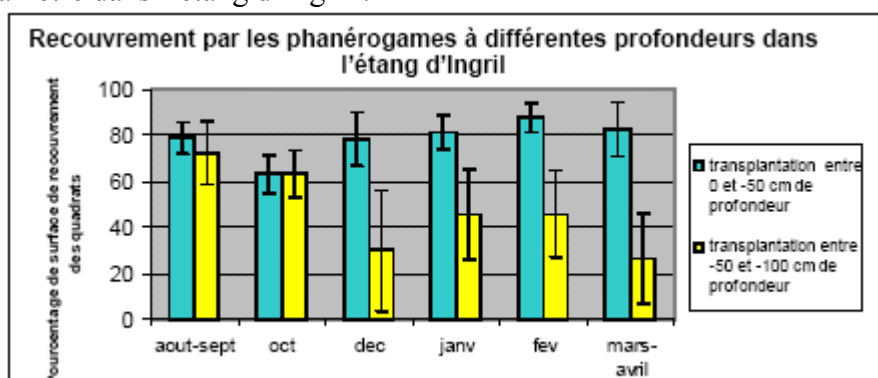
Le suivi de l'expérience a été réalisé à partir de la date de transplantation (avril 2007) jusqu'en octobre 2008. En été 2008, le site d'Ingril est le seul qui présente de bons résultats (les phanérogames ayant disparu complètement dans Bages-Sigean et presque complètement dans l'étang de Thau). Dans les mois suivant la transplantation, c'est bien le taux de survie qui est mesuré, en comptant le nombre de plants par motte. Au moment de la transplantation, le taux de recouvrement des quadrats était de 5 à 10 %. Puis après l'été 2007, ce n'est plus le taux de survie qui a été mesuré, car trop fastidieux au vu du développement des plants, mais le taux de recouvrement des quadrats. (Laugier, 2010).

On obtient les résultats suivants :



Pourcentage de recouvrement des phanérogames transplantées (moyenne et écart-type) dans l'étang d'Ingril selon la technique utilisée (source : Candela, 2008, données fournies par l'Ifremer)

L'expérience avait distingué deux profondeurs de transplantation et les résultats diffèrent selon ce paramètre dans l'étang d'Ingril :



Pourcentage de recouvrement des phanérogames transplantées (moyenne et écart-type) dans l'étang d'Ingril selon la profondeur de transplantation (source : Candela, 2008, données fournies par l'Ifremer)

L'expérience et le suivi n'ont pas été poursuivis suite au décès du responsable du projet mais il semble que les *R. cirrhosa* se développent transplantés se développent bien dans l'étang d'Ingril.

### Indicateurs :

Les tableaux suivants présentent les moyennes estivales de certaines mesures réalisées par le RSL sur les étangs palavasiens, entre 1999 et 2009 :

Nom	Année	Nt	Pt	Max de Chl <i>a</i>
	Unité	μM	μM	mg/m3
Arnel	2000	75	2,8	23,0
	2001	144	6	113
	2002	158	6	103
	2003	116	7	154
	2004	149	12	136
	2005	76	4	36
	2006	70	5	29
	2007	54	3	11
	2008	55	2	2
	2009	80	3	4

Grec	1999	166	18	89
	2000	205	6	46
	2001	255	10	107
	2002	294	14	180
	2003	269	12	199
	2004	198	13	189
	2005	121	7	32
	2006	255	13	155
	2007	86	3	8
	2008	180	7	40
2009	59	2	2	

Nom	Année	Nt	Pt	Max de Chl <i>a</i>	Nom	ANNEE	Nt	Pt	Max de Chl <i>a</i>
	Unité	μM	μM	mg/m3		Unité	μM	μM	mg/m3
Ingril Nord	1999	48	3	11	Ingril sud	1999	38	1	10
	2000	25	1	1		2000	34	1,0	1,1
	2001	65	1	14		2001	67	1	15
	2002	36	1	5		2002	34	1	5
	2003	38	2	7		2003	29	1	3
	2004	36	2	7		2004	27	2	3
	2005	32	1	9		2005	27	1	3
	2006	18	1	3		2006	16	1	4
	2007	24	1	2		2007	19	1	1
	2008	31	1	2		2008	30	1	1
2009	29	1	1	2009	26	1	1		

Nom	Année	Nt	Pt	Max de Chl <i>a</i>	Nom	ANNEE	Nt	Pt	Max de Chl <i>a</i>
	Unité	μM	μM	mg/m3		Unité	μM	μM	mg/m3
Méjean est	2000	185	11	111	Méjean ouest	2000	265	13	64
	2001	206	6	61		2001	403	15	227
	2002	156	14	76		2002	393	27	216
	2003	190	12	106		2003	350	23	152
	2004	201	11	195		2004	351	20	326
	2005	97	4	19		2005	196	15	27
	2006	125	7	22		2006	251	17	80
	2007	65	3	8		2007	101	6	10
	2008	52	2	4		2008	98	7	9
	2009	42	2	2		2009	49	6	3

Nom	Année	Nt	Pt	Max de Chl <i>a</i>	Nom	ANNEE	Nt	Pt	Max de Chl <i>a</i>
	Unité	μM	μM	mg/m3		Unité	μM	μM	mg/m3
Pierre Blanche est	2003	119	6	32	Pierre Blanche ouest	2003	70	3	13
	2004	100	5	58		2004	64	3	14
	2005	82	6	61		2005	67	6	46
	2006	69	3	24		2006	78	5	20
	2007	55	3	8		2007			
	2008	53	2	3		2008			
	2009	51	3	4		2009			



Nom	Année	Nt	Pt	Max de Chl <i>a</i>	Nom	ANNEE	Nt	Pt	Max de Chl <i>a</i>
	Unité	μM	μM	mg/m3		Unité	μM	μM	mg/m3
Prévost est	2000	42	2	12	Prévost ouest	2000	49	1	3
	2001	93	2	9		2001	100	3	22
	2002	113	3	37		2002	99	5	38
	2003	85	5	30		2003	64	4	17
	2004	81	5	49		2004	56	3	16
	2005	71	4	42		2005	55	4	27
	2006	35	2	9		2006	40	2	8
	2007	25	1	4		2007			
	2008	31	1	3		2008	48	2	3
	2009	19	1	1		2009	35	2	1

Nom	Année	Nt	Pt	Max de Chl <i>a</i>
	Unité	μM	μM	mg/m3
Vic	2000	73	2	5
	2001	160	5	45
	2002	78	5	9
	2003	65	3	9
	2004	51	3	9
	2005	64	3	13
	2006	56	9	11
	2007	48	3	8
	2008	54	2	4
	2009	50	1	2

Moyenne estivale de la concentration en azote total, phosphore total et chlorophylle *a* dans les étangs palavasiens (moyenne réalisée sur les mois de juin, juillet et août, 1 suivi par mois)  
 (source : données fournies par le RSL, partenariat entre Ifremer, Région Languedoc-Roussillon et Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée et Corse)

## Lagune de Sacca di Goro, Italie

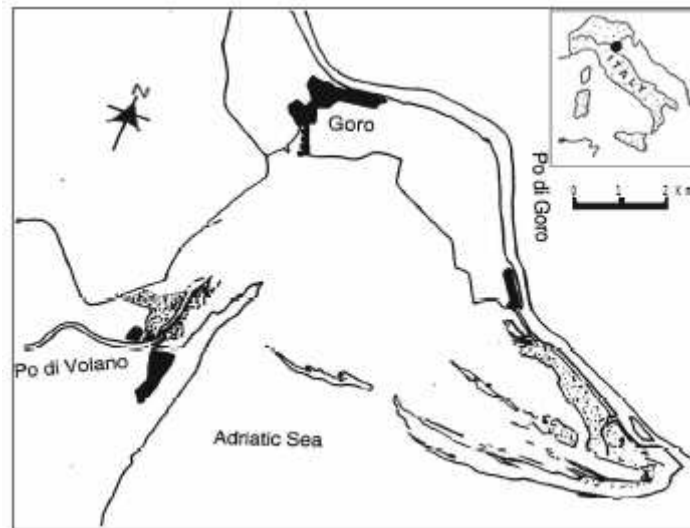
### Présentation :



Localisation de Sacca di Goro



La lagune de Sacca di Goro constitue une baie semi-fermée dans le delta du Po, à l'embouchure de la rivière Po di Volcano. D'une surface de 26 km<sup>2</sup> et d'une profondeur moyenne de 1,5 m (ce qui correspond à un volume d'environ 39 000 000 m<sup>3</sup>, Viaroli et al., 2006), Sacca di Goro est reliée à la Mer Adriatique par deux connexions de 0,9 km de large chacune.



Lagune de Sacca di Goro

(source : Viaroli et al., fiche "Sacca di Goro du réseau LaguNet)

Les principaux apports d'eau douce s'effectuent par la rivière Po di Volcano (~350.10<sup>6</sup>m<sup>3</sup>/an), le Canal Bianco et Giralda. Il y a également des apports d'eau douce le long de la rivière Po di Goro, ils sont régulés par des écluses.

Le bassin versant, qui compte environ 67 000 habitants, est fortement exploité pour l'agriculture, tandis que la lagune est l'un des systèmes d'aquaculture les plus importants

d'Italie. Environ 10 km<sup>2</sup> de la surface aquatique est utilisée par les fermes de *Tapes philippinarum*, avec une production annuelle d'environ 15 000 tonnes. Le revenu annuel correspondant est aux alentours de 50 millions €. (Viaroli et al. ; Viaroli et al., 2006)

**Problème :**

La lagune est sujette à une eutrophisation, qui cause une croissance importante des algues, en particulier les algues chlorophylliennes (*Ulva* et *Chladophora*), ainsi que du phytoplancton. La croissance algale provoque une anoxie et dystrophie en été. Cette eutrophisation est causée par les apports du bassin versant, mais également par l'aquaculture pratiquée dans la lagune (Viaroli et al., 2006).



La lagune de Sacca di Goro au cours d'une crise dystrophique, entraînant la couleur blanche typique à l'arrière-plan de la photo (source : Viaroli et al.)

De 1987 à 1992, on a observé une prolifération anormale de macro algues, symptôme d'une dégradation des conditions environnementales et d'une augmentation de l'eutrophisation. En août 1992, un épisode d'anoxie particulièrement sévère a provoqué une très forte mortalité de moules et de palourdes (cultivées par les conchyliculteurs).

Par ailleurs, (Viaroli et al., 2001), l'ouverture de la lagune sur la mer s'est peu à peu refermée, passant d'une largeur de 2 580 m en 1980 à 1 790 m en 2000.

**Actions mises en place :**

Sacca di Goro fait l'objet d'un suivi depuis longtemps et de longues séries de données sont donc disponibles. Mais il manquait un modèle biochimique traduisant la dynamique de la lagune et capable de prédire son comportement futur.

Un modèle biochimique de la lagune a donc été développé et testé. Il prend en compte les cycles de nutriments dans l'eau et les sédiments, ainsi que les du phytoplancton, zooplancton et des ulves. La dynamique de l'oxygène est aussi prise en compte.

Dans une deuxième étape, ce modèle sera couplé avec un modèle du bassin versant, afin de déterminer les impacts des usages sur la qualité et la productivité de la lagune.

**Amélioration des échanges avec la mer et de l'hydrodynamisme :**

Suite à l'épisode de très forte mortalité des moules et palourdes en août 1992, un canal de 300 – 400 m de large et 2m de profondeur a été creusé en 1993 à travers les bancs de sable afin d'augmenter les entrées d'eau de mer et le renouvellement de l'eau. Ce canal est devenu une second ouverture à la mer de la lagune, d'environ 860 m de large (Viaroli et al., 2001).

Plus tard, des écluses à sas ont été positionnées dans la partie du Po di Goro la plus proche de la lagune afin d'apporter de l'eau douce dans la Sacca di Goro.

Enfin, il y a actuellement un travail sur l'apport d'eau douce depuis le Po di Goro à travers une canalisation entre le fleuve et la Sacca (Fano, 2010).

D'autre part, à partir de 1998, des canaux ont été creusés au fond de la lagune afin d'améliorer l'hydrodynamique. Les sédiments issus de ce dragage ont été déposés dans les zones peu profondes où ils forment de petites îles, afin d'y éviter la croissance de macro algues (Viaroli et al., 2006).

Un nouveau canal de 900 m de large a récemment été creusé dans le banc de sable pour améliorer la circulation d'eau, mais il n'y pas encore de données sur le résultat. La forme de la lagune a donc été modifiée plusieurs fois entre les années 1990 et la fin des années 2000 pour éviter les crises dystrophiques et permettre la circulation interne des embarcations (Giordano, 2010 ; Viaroli et al., 2006).

### **Résultats observés :**

Le creusement du canal à travers le banc de sable a temporairement résolu le problème, avec une diminution de la couverture en ulves et une augmentation du phytoplancton (qui avait été remplacé par les ulves auparavant). Mais en 1997 a eu lieu un autre évènement d'anoxie et les ulves ont recouvert la moitié de la lagune, avec une biomasse estimée à 100-150 000 tonnes. Cette mesure a cependant amélioré durablement la situation, mais naturellement plutôt dans la partie la plus proche de la mer.

En revanche, la mise en place d'écluses à sas n'a pas été assortie d'effets durables (Fano, 2010).

Par ailleurs, les résultats des mesures ont montré que le modèle était capable de rendre compte de la dynamique de la lagune. Cependant, il est difficile d'obtenir une validation rigoureuse du modèle.

### **Indicateurs :** (Viaroli et al.)

Le temps de résidence hydraulique oscille entre 2,5 et 122 jours, avec une valeur moyenne de 24,5 jours.

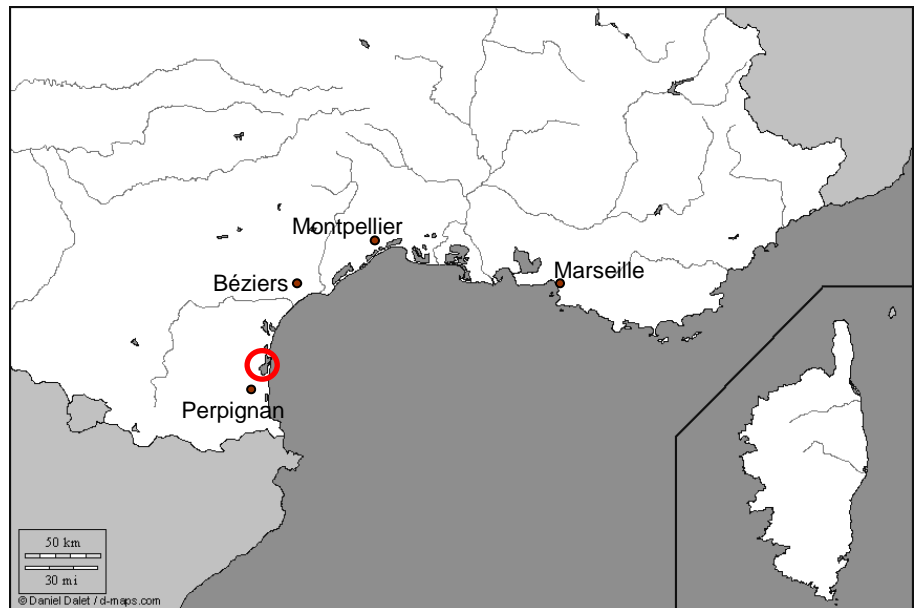
Durant la dernière décennie (1990-2000), la charge en azote est restée élevée (environ 2000 t/an) alors que la charge en phosphore est passée de 200 t/an à 60 t/an.

## Étangs de Salses-Leucate et de Lapalme, France

### Présentation :



Localisation de l'étang de Salses-Leucate



À cheval entre les départements de l'Aude et des Pyrénées-Orientales, la lagune de Salses-Leucate est avec ses 5400 ha la deuxième plus grande lagune du Languedoc-Roussillon. Présentant une profondeur moyenne de l'ordre de 2 m, cet étang est alimenté par un bassin versant de 162 km<sup>2</sup>, où seul le cordon littoral est très fortement urbanisé. Majoritairement sous le contrôle des échanges avec la mer, via trois graus artificiels (voir carte ci-dessous), Salses-Leucate se distingue aussi par des apports d'origine karstiques. L'étang de Lapalme, située au nord de l'étang de Salses-Leucate, présente quant à lui une surface de 600 ha (Pôle relais lagunes méditerranéennes).



Étang de Salses-Leucate, état de l'eau vis-à-vis de l'eutrophisation en 2007  
(source : Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon, 2008 g)

Des herbiers de zostères sont présents dans l'étang de Salses-Leucates, tandis qu'on observe des herbiers à Ruppia et Characées (*Lamprothamnium sp.*) dans l'étang de Lapalme.

L'étang de Salses-Leucate est le siège, depuis 1963, d'une importante activité conchylicole (28 entreprises, 50 emplois directs, 600 t d'huîtres par an) qui s'est ajoutée à l'activité de pêche (31 permanents), présente de façon historique sur ce site. Jadis seules activités présentes sur l'étang, elles doivent aujourd'hui partager l'espace avec les nombreuses activités nautiques (planche à voile, kite-surf ou navigation de plaisance) qui se sont développées dans les années 1970, ce qui génère parfois des conflits d'usages. S'ajoute également l'aquaculture car Salses-Leucate est l'une des rares lagunes de la région où se sont développées des entreprises de production halieutiques avec la présence de deux élevages de loups et deux éclosiers (naissain d'huîtres, crevettes pénéides).

### **Problème :**

Assez peu concerné par les phénomènes de comblement et même d'eutrophisation (alimentation en eau douce essentiellement karstique, bons échanges mer-étang via les trois graus artificiels), l'étang de Salses-Leucate connaît de façon épisodique des blooms de phytoplancton toxique (Dinophysis) qui peuvent entraîner des fermetures momentanées de la commercialisation des moules et des huîtres (véritable préjudice économique). Après un développement important au début des années 2000 de l'algue *Valonia aegagropila*, qui menaçait les zones d'herbier, cette espèce semble avoir atteint son équilibre aujourd'hui. Elle reste néanmoins à surveiller.

Présentant un bassin versant épargné par l'urbanisation et l'industrialisation, la lagune de Lapalme est peu soumise aux pressions anthropiques et donc peu perturbée. Elle considérée comme l'une des mieux préservées du Languedoc-Roussillon. Le plan d'eau et les marges sont néanmoins soumises à une forte fréquentation (activités nautiques, véhicules, etc.) et une gestion adaptée doit être mise en place pour préserver les zones humides et limiter les conflits d'usage (Pôle relais lagunes méditerranéennes).

### **Aspects administratifs :**

L'étang de Lapalme ne figure dans aucun des périmètres établis dans le cadre des SAGE (Salse-Leucate et Basse Vallée de l'Aude) ou des contrats d'étang (Salse-Leucate et étangs du Narbonnais) existants ou initiés sur le territoire. Ne faisant l'objet d'aucune mesure contractuelle, l'étang est néanmoins inclus dans le Parc Naturel Régional de la Narbonnaise et géré par la commune de Lapalme.

Le syndicat mixte interdépartemental RIVAGE a été créé en novembre 2004 pour assurer l'animation du SAGE de l'étang de Salses-Leucate (validé en juillet 2004) succédant ainsi au Cépralmar qui en a animé l'élaboration. RIVAGE assure également l'animation du deuxième contrat d'étang (2006-2010). En septembre 2006, le conseil syndical de RIVAGE, regroupant



Vue aérienne de l'étang de Salses-Leucate  
(source : Syndicat mixte RIVAGE, 2008)

les élus des 9 communes du bassin versant, a exprimé sa volonté de prendre en charge l'élaboration du DOCOB Natura 2000 sur le complexe lagunaire.

**Actions mises en place :** (Syndicat mixte RIVAGE, 2008)

Un premier contrat d'étang a été mis en œuvre entre 1998 et 2003 afin d'améliorer rapidement et durablement la qualité de l'étang, pour permettre le maintien des activités traditionnelles.

Parallèlement, le SAGE a été élaboré sur le bassin versant de l'étang de Salses-Leucate et approuvé en 2004. Suite à cela, le but du deuxième contrat d'étang est de permettre la mise en œuvre du SAGE tout en poursuivant les opérations engagées dans le cadre du premier contrat d'étang.

Le SAGE est actuellement en cours de révision et en fonction de ses orientations, le contrat d'étang sera reconduit ou non (Robert, 2010).

Le deuxième contrat d'étang (2006-2010) est structuré autour de 4 volets :

- améliorer le fonctionnement et la qualité des milieux aquatiques,
- mieux organiser les activités liées au milieu aquatique ou les influençant directement,
- mieux connaître et faciliter les échanges entre la mer et la lagune,
- animer le contrat d'étang.

Le volet d'amélioration de la qualité de l'eau repose entre autres sur la réduction des apports urbains, des apports provenant des activités agricoles, conchylicoles et de pêche et par le changement des pratiques en amont.

Le volet sur la facilitation des échanges entre la mer et la lagune repose principalement sur des actions visant à acquérir une meilleure connaissance du fonctionnement hydraulique de la lagune. Le dragage de la passe du grau des conchyliculteurs est également réalisé, environ tous les deux ans. Ce travail est effectué par les conchyliculteurs eux-mêmes, qui en voient la nécessité pour leur activité, mais pour l'instant aucune modélisation hydraulique de l'étang n'a été réalisée (Robert, 2010).

**Résultats observés :**

L'étang de Salses-Leucate a globalement une bonne qualité d'eau. Cependant, les derniers résultats du RSL semblent peu encourageants malgré les efforts réalisés en matière d'assainissement. Les problèmes pourraient donc venir d'une autre source.

**Indicateurs :**

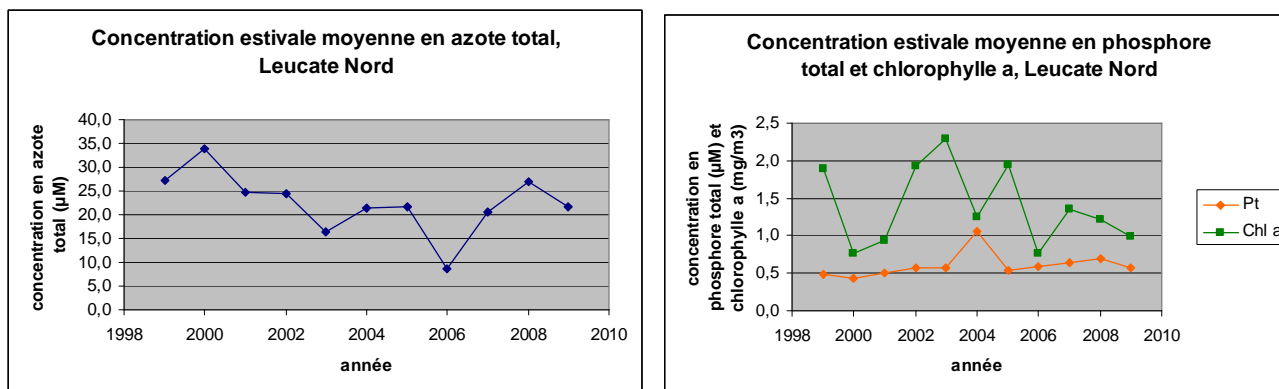
Les tableaux présentés ci-dessous résument quelques résultats obtenus par le RSL. Ils présentent, entre 1999 et 2009, la moyenne estivale des concentrations en azote total (Nt), phosphore total (Pt) et chlorophylle *a* (Chl *a*) pour la partie Nord de l'étang de Salses-Leucate, sa partie Sud et enfin la partie plus confinée de l'Anse de la Roquette (signalée par un résultat « orange » sur la carte ci-dessus présentant les résultats du suivi RSL vis-à-vis de l'eutrophisation). Cette dernière, en raison de sa sensibilité à l'eutrophisation due à son caractère confiné, bénéficie d'un suivi particulier depuis 2007.

Les résultats correspondant à la station de Leucate Nord sont également traduits sous forme de graphique.

Leucate nord	Année	Nt	Pt	Chl <i>a</i>	Leucate sud	Année	Nt	Pt	Chl <i>a</i>
		$\mu\text{M}$	$\mu\text{M}$	$\text{mg}/\text{m}^3$			$\mu\text{M}$	$\mu\text{M}$	$\text{mg}/\text{m}^3$
	1999	27,3	0,5	1,9		1999	32,0	0,5	2,0
	2000	34,0	0,4	0,8		2000	36,0	0,3	1,0
	2001	24,7	0,5	0,9		2001	18,7	0,3	1,2
	2002	24,3	0,6	1,9		2002	21,0	0,5	2,0
	2003	16,4	0,6	2,3		2003	15,4	0,6	1,8
	2004	21,3	1,1	1,3		2004	21,3	1,1	2,4
	2005	21,5	0,5	1,9		2005	20,8	0,6	4,4
	2006	8,7	0,6	0,8		2006	8,2	0,6	1,5
	2007	20,5	0,6	1,3		2007	16,8	0,6	0,9
	2008	27,0	0,7	1,2		2008	32,9	0,8	4,8
	2009	21,6	0,6	1,0		2009	18,8	0,5	1,1

Leucate Anse de la Roquette	Année	Nt	Pt	Chl <i>a</i>
		$\mu\text{M}$	$\mu\text{M}$	$\text{mg}/\text{m}^3$
	2007	26,4	0,7	1,2
	2008	34,3	1,0	3,5
	2009	25,1	0,9	1,6

Moyenne estivale de la concentration en azote total, phosphore total et chlorophylle *a* dans l'étang de Salses-Leucate (moyenne réalisée sur les mois de juin, juillet et août, 1 suivi par mois)  
(source : données fournies par le RSL, partenariat entre Ifremer, Région Languedoc-Roussillon et Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée et Corse)



Moyenne estivale des concentration en azote total, phosphore total et chlorophylle *a*, étang de Salses-Leucate Nord  
(source : données fournies par le RSL, partenariat entre Ifremer, Région Languedoc-Roussillon et Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée et Corse)



## Senillar de Moraira, Espagne

### Présentation :



Localisation d'El Senillar de Moraira



Senillar de Moraira est une petite lagune saumâtre côtière séparée de la mer Méditerranée par une petite dune et une place. Elle est située à proximité de la ville de Teulada, dans la province d'Alicante. Environ la moitié de la surface est en eau libre tandis que le reste est couvert d'hélophytes (principalement *Phragmites australis*). Un petit ruisseau de 100 m de long constitue l'exutoire vers la mer (3,5 à 15,7 L/s). La lagune est alimentée par des sources souterraines influencées par l'aquifère d'eau douce et par la proximité de la mer. Elle reçoit occasionnellement de l'eau de la part de ruisseaux temporaires.

La lagune a une surface d'1,2 ha pour une profondeur moyenne de 160 cm.



Vue aérienne du site d'el Senillar de Moraira, signalée par un cercle rouge  
(source : Camacho González, fiche "El Senillar de Moraira" du réseau RedMarismas)

### Problème :

Cette petite lagune a été dégradée dans sa totalité durant les dernières décennies.

Aujourd'hui, bien que restaurée, des menaces persistent. Il s'agit d'une lagune mésotrophique. La zone humide est entourée par une zone fortement touristique et est située à proximité d'une plage très fréquentée, proche d'un parc urbain, d'une route et de beaucoup d'appartements. La lagune reçoit occasionnellement des eaux usées diluées lorsque les précipitations excèdent les capacités de la station d'épuration (la pluie rejoint le système de collecte des eaux usées).

Cependant, le temps de résidence hydraulique étant relativement faible en raison des entrées d'eau souterraine, ceci évite une accumulation excessive de nutriments.

La lagune est également touchée par des introductions d'espèces exotiques envahissantes et par un apport excessif de sédiments du bassin versant en raison de la perte de la surface forestière.

#### **Actions mises en place :** (Camacho, 2010)

En 2002, le Conseil Municipal de Teulada-Moraira a initié la restauration de cette zone et a mis en place un plan de rétablissement du bon état de la lagune, plan qui a été mis en application.

Les travaux de restauration effectués dans la Senillar de Moraira consistaient principalement à rouvrir les sources d'eau souterraines qui étaient bouchées par l'excès de sédiments, et à rétablir ses caractéristiques hydromorphologiques, en enlevant l'excès de sédiments et en rétablissant le profil bathymétrique

Puis un suivi écologique du site a été réalisé mensuellement pendant 1 an et demi (juillet 2005 – octobre 2006), deux ans après la fin des travaux de restauration.

#### **Résultats observés :**

Aujourd'hui, suite à la restauration entamée en 2002, la lagune a retrouvé la plupart de ses attributs fonctionnels par des processus naturels. Les communautés biologiques qu'on trouve dans la lagune sont pour la plupart typiques des lagunes côtières méditerranéennes. Mais la présence d'espèces exotiques, la forte pression touristique, les entrées occasionnelles d'eau usées et les entrées excessives de sédiments menacent toujours sa santé écologique. (Camacho González).

Ce projet de restauration est considéré comme un exemple. Cependant, son succès est sévèrement compromis par la persistance de la plupart des pressions et on observe que, bien que de nombreux groupes fonctionnels et espèces typiques se soient rétablis dans la lagune après sa restauration, la Senillar de Moraira se dégrade progressivement (ceci se reflète particulièrement dans la dégradation des macrophytes : très présents au début du suivi, ils se sont mis à décliner, en particulier à la suite d'évènement pluvieux entraînant l'arrivée d'eaux usées dans la lagune. Cette forte diminution a entraîné une quasi disparition de certaines populations animales).

Ainsi, les tentatives de restauration écologique exemptes d'efforts visant à supprimer les causes de dégradation aboutissent à un système où l'écosystème ne peut se maintenir par lui-même sans une maintenance pérenne (Camacho et al., 2010).

#### **Indicateurs :**

Les concentrations en chlorophylle *a* dans les eaux de surface s'échelonnent habituellement entre 1 et 5 mg/m<sup>3</sup>, bien qu'elles soient généralement légèrement plus élevée dans les eaux plus profondes et occasionnellement beaucoup plus élevées suite à l'influence d'entrées d'eaux usées.

Les concentrations en azote total sont généralement comprises entre 1,4 et 4,2 mg/L tandis que celles de phosphore total sont entre 0,01 et 0,3 mg/L (Camacho González).

Le suivi post-restauration effectué en 2005-2006 présente les valeurs suivantes : la concentration en phosphore total s'échelonne entre 0,6 et 9,2 µmol/L. La concentration en azote total est comprise entre 100 et 300 µmol/L (avec une moyenne à environ 200 µmol/L). Les concentrations en chlorophylle *a* dans les eaux de surface sont comprises entre 1 et 5

$\mu\text{g/L}$ . Elles présentent un pic à  $46 \mu\text{g/L}$  dans les eaux du fond, suite à une entrée massive de nutriments en automne 2005.

## Setúbal Peninsula, Portugal

### Présentation :



Localisation de la péninsule de Setúbal



La péninsule de Setúbal est située dans la moitié sud du Portugal, non loin de Lisbonne. Le long de sa côte sud se trouve le Parc Marin de l'Arrábida (voir carte ci-dessous), d'une surface de 52 km<sup>2</sup> et qui s'étend sur une longueur de côte de 38 km.

Les herbiers de zostères de ce site constituent probablement les dernières populations portugaises vivant dans des conditions marines, et les plus méridionales d'Europe.



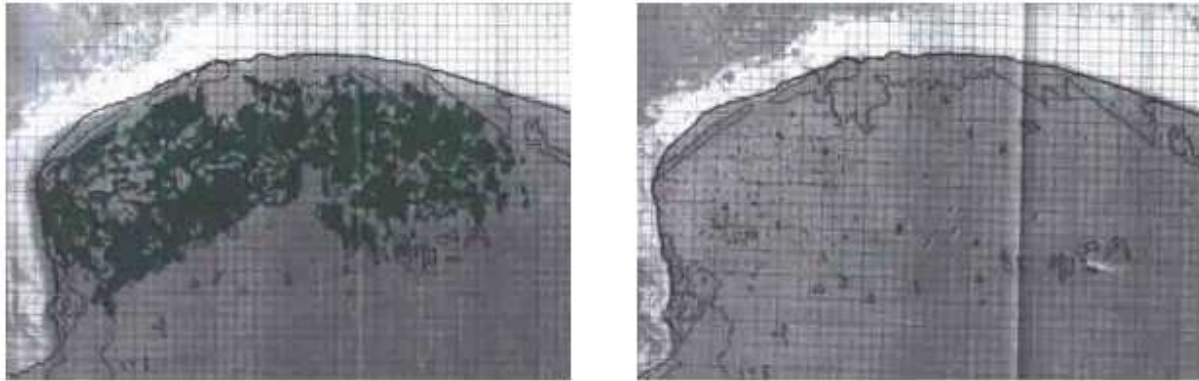
Zone marine du parc Naturel de l'Arrábida  
(source : Biomares, 2008 b)

### Problème :

Les problèmes principaux qui ont eu un impact négatif sur la biodiversité dans le site de l'Arrábida étaient liés à l'intensité de la pêche, à l'usage de matériel de pêche destructeur (tel

que les dragueurs à palourdes) et l'usage de matériel de plongée pour ramasser les bivalves. De plus, l'usage intensif de ce site pour les activités de loisir, en particulier les activités de loisir nautique, a causé des problèmes de destruction des fonds à cause de mouillages anarchiques. Les ancres des bateaux ainsi que les grappins et amarres, traînant au fond, ont déraciné la végétation marine, altérant la nature des sédiments, ayant un impact sur la faune associée et détruisant les communautés croissant sur les rochers et les récifs des fonds.

Les herbiers de phanérogames ont donc fortement régressé.



Cartes présentant la distribution des herbiers de phanérogames en 1983 et en 2003  
(source : Cunha, 2008)

#### **Actions mises en place :** (Biomares, 2008 a)

Le parc marin a été créé en 1998 et dans le document légal l'instituant, deux méthodes de pêche (dragage des palourdes et ramassage de bivalves avec un équipement de plongée) ont été interdites. Ces méthodes avaient une responsabilité importante dans la disparition quasi-complète des herbiers de phanérogames du site.

Le projet Biomares, mis en place par la suite, offrait les moyens techniques et financiers nécessaires pour mettre en œuvre des infrastructures qui permettent de concilier les activités de récréation et de loisir nautique avec la conservation des sites les plus sensibles (habitat 1170 : « récifs » et habitat 1110 : « bancs de mers constamment immergés dans des eaux peu profondes », selon la Directive Habitats). Il permet également de faire collaborer des spécialistes dans le domaine de la restauration des habitats marins, afin de permettre la mise en place sur site de mesures techniques pour restaurer les prairies de phanérogames.

Au vu de la complexité du projet et des moyens à engager, il a été nécessaire de demander des fonds européens (LIFE 06 NAT/P/000192).

Le projet Biomares comprend plusieurs actions telles que :

- L'installation de mouillages « éco-responsables » ;
- La restauration des prairies de zostères trouvées à Portinho da Arrábida (action commencée en 2007) afin de restaurer la biodiversité auparavant associée. Cette action est mise en œuvre par la transplantation de *Zostera marina*, *Zostera noltii* et *Cymodocea nodosa* prélevées dans des prairies donneuses (telles que l'estuaire du Sado et Ria Formosa). Les populations de donneurs sont cartographiées et suivies afin d'évaluer l'impact du prélèvement de plantes. De plus, des expériences sont faites en laboratoire (à partir de graines) afin d'augmenter la diversité génétique de la population transplantée.
- L'information et la sensibilisation du public ainsi que des usagers plus directs à la biodiversité du parc marin.
- La caractérisation et la cartographie des habitats du fond de la mer, depuis le parc et les zones environnantes. Elle sera effectuée jusqu'à une profondeur de 100 m.

Plusieurs études de recherche seront conduites pour suivre et superviser les effets des mesures mises en œuvre par le projet et le plan d'aménagement du parc.

Ainsi, pour ce qui concerne la restauration des herbiers de zostères, plusieurs actions ont été menées en 2007. Une récolte d'inflorescences a été effectuée dans le Ria Formosa puis les inflorescences avec graines matures ont été enfermées dans des sacs (à raison de 60 sacs contenant 1000 inflorescences) et installées sous l'eau dans le Portinho da Arrábida, à mi-hauteur, afin que les graines tombent et se dispersent. D'autre part, une campagne de transplantation s'est déroulée d'août à novembre. Les plants ont été prélevés dans le Ria Formosa, fixés sur un support qui a ensuite été installé au fond de l'eau. (cf. Cunha, 2008).



Installation des unités de plantations par un plongeur  
(source : Cunha et al., 2008 b)

L'année suivante, des transplantations ont également été réalisées mais selon une technique différente : les plants ont été récoltés avec le sédiment et ont pu être transplantés en conservant intact le système racinaire. (Cunha et al., 2008)

### **Résultats observés :**

Le suivi des transplants a révélé un fort taux de mortalité, ce qui paraît assez normal : d'une part, les plants ont été mis en place à la fin de l'été et en automne, ce suivi donne donc les résultats de l'hiver. D'autre part, la transplantation est une opération assez stressante pour les plants et le nombre d'individus décroît souvent au cours de l'année suivant la transplantation (Cunha, 2008).

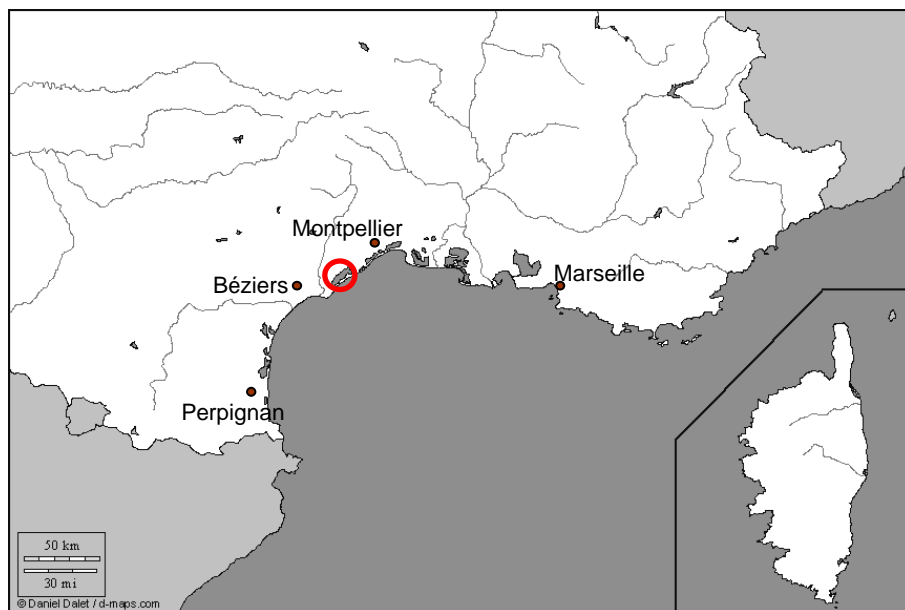
Au cours de l'hiver 2009-2010, un enchaînement de tempêtes avec fort vent du sud a détruit non seulement les plantations réalisées par le projet Biomares mais également des herbiers présents naturellement dans les environs (Cunha, 2010).

## Étang de Thau, France

### Présentation :



Localisation de l'étang de Thau

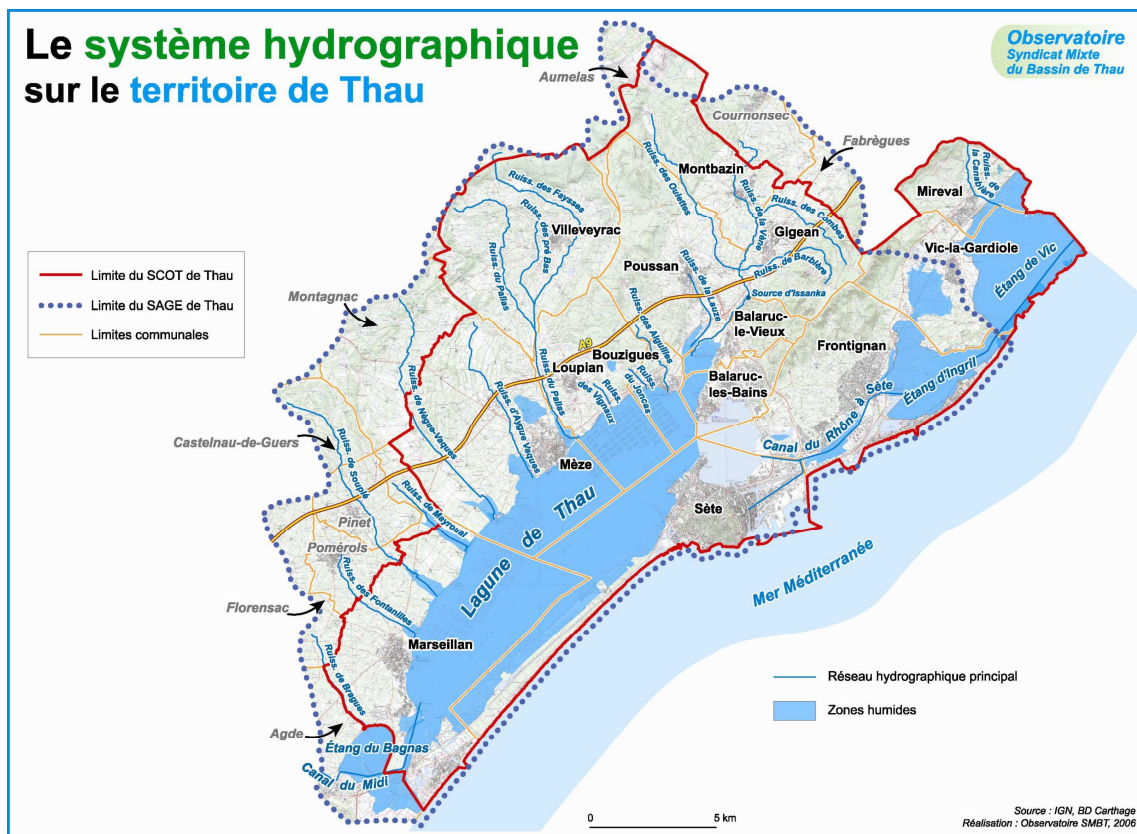


D'origine tectonique et sédimentaire, la lagune de Thau est la plus grande (7500 ha) et la plus profonde (4,5 m en moyenne) des lagunes de Languedoc-Roussillon. Située au pied de la ville de Sète, l'étang de Thau est alimenté par un bassin versant de 440 km<sup>2</sup> comprenant une dizaine de petits cours d'eau, pour la plupart non pérennes. Il est séparé de la mer Méditerranée par un cordon littoral sableux de 12 kilomètres de long, édifié entre le Mont St-Clair et Marseillan. La lagune communique avec la mer par les canaux de Sète et par un grau au Sud Ouest.

Le bassin versant de l'étang, bien qu'assez fortement urbanisé, reste bien marqué par le viticulture, avec 44 % d'espaces agricoles.

Avec plus de 196 espèces de végétaux aquatiques, la lagune offre notamment une zone d'herbiers à zostères (*Zostera noltii* et *Zostera marina*) parmi la plus vaste d'Europe (780 ha). Les poissons (88 espèces), les mollusques (70 espèces) et autres crustacés (110 espèces) trouvent ainsi des zones exceptionnelles de nourriture et de refuge, créant ainsi une biodiversité remarquable.

L'étang de Thau a une vocation conchylicole marquée, avec 13 000 t d'huîtres (10 % de la production nationale) et 3 000 t de moules produites par an. Par ailleurs, la pêche des poissons et des coquillages est une activité bien présente sur l'étang, mais qui doit partager l'espace avec les activités de loisir (Pôle relais lagunes méditerranéennes).



La lagune de Thau et son système hydrographique  
(source : SMBT b)

### **Aspects administratifs :** (Pôle relais lagunes méditerranéennes ; SMBT a)

L'étang de Thau a la caractéristique de présenter le seul Schéma de Mise en Valeur de la Mer (SMVM) approuvé en France. Suite aux deux premiers Contrats de milieu (le premier signé en 1990, le second en 1996) et à la modification du paysage intercommunal, une volonté forte a été de se doter d'une structure affichant des compétences de gestion intégrée territoriale pour porter le contrat qualité de la lagune de Thau. Le Syndicat Mixte du Bassin de Thau (SMBT) a donc vu le jour le 14 janvier 2005. Il assure le pilotage du SCOT, du SAGE et du Natura 2000 et coordonne la mise en œuvre du Contrat qualité, qui fait suite aux deux contrats précédents : un Contrat de Baie signé au début des années 1990, puis un Contrat d'étang.

Le SMBT dispose pour accomplir ses missions de l'appui de partenaires techniques et financiers tels que le Conseil Régional du Languedoc-Roussillon, le Conseil Général de l'Hérault, l'Agence de l'eau Rhône Méditerranée et Corse, l'Union Européenne, les services déconcentrés de l'Etat, l'Ifremer ...

### **Problème :**

L'étang de Thau est soumis à de nombreuses pressions anthropiques. Caractérisé par un habitat urbain bien développé et des activités aussi bien agricoles qu'industrielles sur son bassin versant, la problématique principale reste pour cet étang la qualité de l'eau. Bien que le phénomène de crises dystrophiques (malaïgues) soit aujourd'hui moins présent, l'étang de Thau peut néanmoins être encore perturbé par des contaminations chimiques ou bactériologiques (*Escherichia coli*) ainsi que par des blooms de phytoplancton toxique (*Alexandrium*).

La qualité des eaux de l'étang de Thau est cependant bonne, comparativement à bien d'autres lagunes de la côte méditerranéenne française (Pôle relais lagunes méditerranéennes).



### **Actions mises en place :**

#### **Contrat Qualité de la lagune de Thau : (SMBT a)**

Le contrat qualité est un programme d'actions et d'investissements qui a pour objectif d'améliorer et de garantir la qualité des eaux de la lagune de Thau, et plus globalement de l'ensemble du bassin versant. Il s'étend sur 5 ans (2005 - 2009) et comporte une centaine d'actions qui se déclinent en 4 objectifs principaux :

- atteindre une qualité optimale du milieu ;
- conforter la vocation conchylicole et piscicole de la lagune, dans le respect du Schéma de Mise en Valeur de la Mer ;
- assurer une gestion collective et écologique de la lagune et de son bassin versant ;
- valoriser l'image de la lagune et de ses produits.

Le Contrat Qualité est signé par :

- le SMBT, chargé de le coordonner,
- la CABT et la CCNBT, chargées de l'assainissement et de l'entretien des milieux,
- les partenaires financiers : CABT (Communauté d'Agglomération du Bassin de Thau), CCNBT (Communauté de Communes Nord du Bassin de Thau), Agence de l'Eau, Europe, État, Département de l'Hérault, Région Languedoc Roussillon,
- les professionnels de la lagune : représentants de la conchyliculture, prud'homme de pêche.

L'effort principal du contrat a porté sur l'amélioration des systèmes d'assainissement collectif, ce qui a entraîné une diminution de la charge organique rejetée par les stations d'épuration dans l'étang. Un travail sur les réseaux est également mené (SMBT, 2009).

Le Contrat Qualité étant arrivé à échéance en 2009, le SMBT est aujourd'hui en cours de préparation du prochain contrat. Contrairement aux trois précédents, ce nouveau contrat ne répond pas à une situation de crise puisque les eaux de la lagune sont de bonne qualité. Toutefois, ce sont les eaux des cours d'eau du bassin versant dont la qualité se dégrade, par manque d'accompagnement de la profession agricole. Le nouveau contrat va donc englober les outils de planification (SCOT, SAGE) afin d'élargir son spectre d'action à l'aménagement du territoire et à la protection des ressources en eau de tout le bassin versant et pas uniquement de la lagune.

Ce nouveau contrat devrait être signé à la fin de l'année 2010, pour une durée de 5 ans.

En continuité avec les efforts menés prioritairement dans le domaine de l'assainissement sur le bassin versant, l'un des objectifs sera la mise en certification environnementale ISO 14001 pour la gestion des réseaux d'assainissement des communes autour de la lagune (Thiebault, 2010).

Le SMBT a développé d'outil OMEGA-Thau (Outil de Management Environnemental et de Gestion de l'Avertissement sur le bassin de Thau), qui consiste d'une part à améliorer les connaissances des apports en polluants microbiologiques du bassin versant pour orienter les investissements publics (dimensionnement des stations d'épuration, des postes de relèvement,...) et d'autre part à construire un système d'anticipation des risques de pollution (système d'avertissement précoce des professionnels de la lagune). La maîtrise d'ouvrage de ce projet, qui intervient dans le cadre du contrat qualité Thau, est assurée par le SMBT

Expérience de transplantation de phanérogames, effectuée en 2007 par le Cépralmar : (Noé, 2007 et Candela, 2008)

En 2007 a débuté une expérience de transplantation de phanérogames dans quelques étangs littoraux du Languedoc-Roussillon. Des plants de *Z. noltii* ont été transplantés dans l'étang de

Bages-Sigean ainsi que dans l'étang de Thau tandis que *R. cirrhosa* a été transplantée dans l'étang d'Ingril. Cette expérience constitue la première phase d'un programme visant à accélérer la restauration du compartiment sédimentaire des écosystèmes lagunaires et de favoriser sa recolonisation par les phanérogames marines. Cette première phase, lancée en avril 2007, devait permettre d'étudier si la transplantation est réalisable et d'en définir les conditions optimales. Puis, une seconde phase consisterait à mettre en œuvre un programme de transplantation d'herbiers à grande échelle.

Lors de cette expérience, on a fait varier différents paramètres : la technique de réimplantation (mottes de 8 cm de diamètre et boutures), la densité de réimplantation (25 à 49 plants par quadrat d'1 m<sup>2</sup>), la profondeur de réimplantation, (0-50 cm et 50-100 cm).

Les transplants ont ensuite été suivis régulièrement pendant 1 an suite à la transplantation, puis enfin 6 mois plus tard (c'est-à-dire en octobre 2008).

### **Résultats observés :**

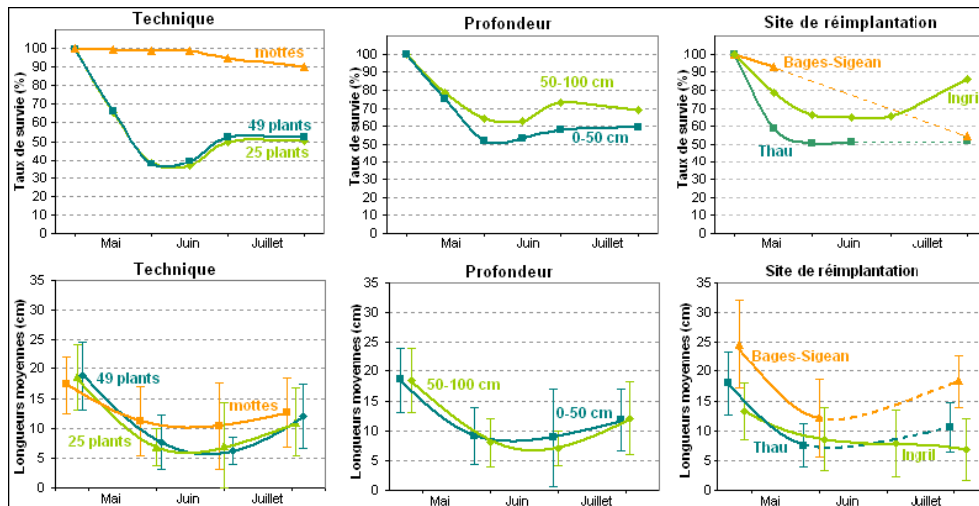
Le bilan des trois contrats qui se sont succédé sur l'étang de Thau révèle une dynamique positive. Le bon état de la lagune vis-à-vis de l'eutrophisation est à mettre au crédit de la politique d'amélioration de l'assainissement lancée dès le début des années 1990 avec le premier contrat. Cette politique a certainement « sauvé » la lagune, dans laquelle des activités telles que la conchyliculture sont encore possibles aujourd'hui. Cependant, il reste un travail à mener, en lien avec l'urbanisation grandissante de la zone (Thiebault, 2010).

Le SMBT est maître d'ouvrage pour Natura 2000 et pour la rédaction du document d'objectif, qui comprend une cartographie des zones d'herbiers de zostères. Pour cela, une approche assez novatrice a été mise en place puisqu'elle repose sur la participation de certains acteurs locaux. Ainsi, la prudhommerie de pêche a apporté toutes les informations dont ses membres disposent en ce qui concerne les zostères (localisation, bon état ou non, menaces, historiques, raisons potentielles de disparition ou apparition, ...). Une carte de dires d'acteurs a été réalisée, ce qui a permis de déterminer des secteurs à enjeu où ont été menés les efforts d'investigation, grâce à une association de plongeurs munis de GPS.

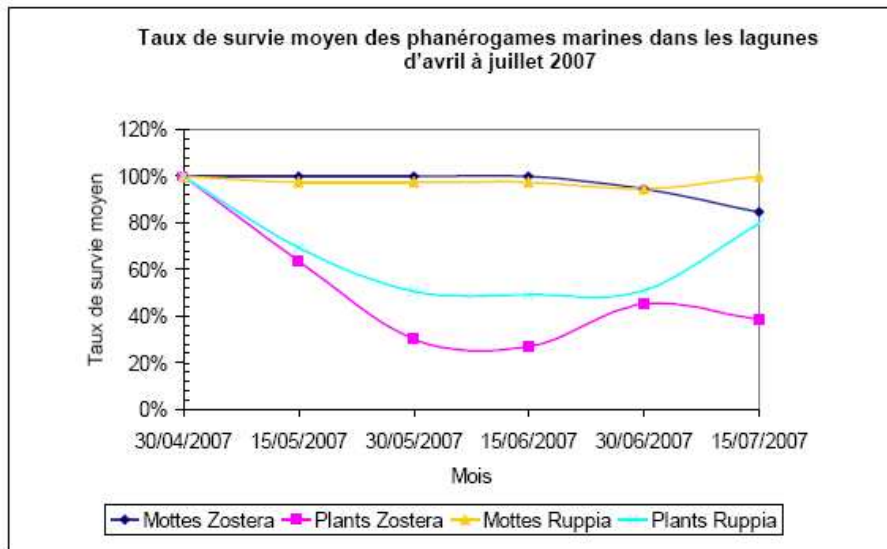
Il semblerait, par comparaison avec d'autres cartographies plus anciennes, qu'il y ait depuis 100 ans une relative stabilité des herbiers, en ce qui concerne leur enveloppe. La densité paraît toutefois avoir subi une baisse dans les années 1990 mais s'est ensuite stabilisée (Alexandre, 2010 ; Brocard, 2010).

### **Expérience de transplantation de phanérogames :**

Un mois après la transplantation, l'étang de Thau présentait un taux de survie global des transplants d'environ 60%. Ce taux passe à environ 50 % trois mois après la transplantation. La réimplantation selon la technique "mottes" semble être la plus intéressante en présentant un taux de survie toujours supérieur à 90% quelque soit l'étang et la profondeur, trois mois après la transplantation. En ce qui concerne la technique "plants", la densité ne semble pas être un facteur déterminant du taux de survie. N.B. : dans les mois suivant la transplantation, c'est bien le taux de survie qui est mesuré, en comptant le nombre de plants par motte.



Evolution du taux de survie et de la longueur des feuilles durant les trois mois suivant la transplantation (source : Noé, 2007)



Suivi du taux de survie moyen des phanérogames durant les 3 mois suivant la transplantation. Les *Zostera* ont été transplantés dans les étangs de Bages Sigean et de Thau, les *Ruppia* dans celui d'Ingril (source : Candela, 2008. Issu d'un document de l'Ifremer)

Après l'été 2007, ce n'est plus le taux de survie qui a été mesuré, car trop fastidieux au vu du développement des plants, mais le taux de recouvrement des quadrats. Au moment de la transplantation, le taux de recouvrement des quadrats était de 5 à 10 % (Laugier, 2010).

Les quadrats des étangs de Bages-Sigean et Thau confondus avaient un taux de recouvrement compris entre 30% et 47% jusqu'au mois d'octobre 2007, puis en décembre 2007, suite aux tempêtes, le pourcentage de recouvrement dans les quadrats de l'étang de Thau a diminué jusqu'à 8,75%. Les mois suivant décembre 2007, ce taux est resté extrêmement bas (entre 0,4 % et 1%).

Mais après l'hiver, on a observé une bonne survie et un bon développement des mottes transplantées dans l'étang de Thau. Alors qu'au début de l'été 2008, il n'y avait que 5 à 10 % de recouvrement dans les quadrats, on a atteint 100 % dans 5 quadrats en octobre 2008. Il semble donc que les *Z. noltii* aient retrouvé leur cycle annuel naturel (Laugier, 2010).

En revanche, les plants individuels transplantés ont disparu.

### **Aspects financiers** : (SMBT, 2009)

Le Contrat Qualité aura mobilisé en 5 ans près de 65,6 millions d'euros, à travers plus d'une centaine d'actions dont l'objectif principal était la reconquête de la qualité des eaux de la lagune de Thau.

Ces investissements ont concerné la modernisation de l'assainissement (43 millions d'euros), que les intercommunalités concernées (Thau Agglomération et la CCNBT) ont désormais engagée dans la voie de la démarche qualité. Une partie des réseaux de Thau Agglomération est en effet désormais gérée selon le référentiel de qualité environnementale ISO 14001 centré sur la qualité des milieux. Entre autres, l'effort a également porté sur la réhabilitation de toutes les décharges qui existaient auparavant sur le territoire, souvent à proximité immédiate des lagunes (4 millions d'euros).

### **Indicateurs** :

Les tableaux présentés ci-dessous résument quelques résultats obtenus par le RSL. Ils présentent, entre 1999 et 2009, la moyenne estivale des concentrations en azote total (Nt), phosphore total (Pt) et chlorophylle *a* (Chl *a*) pour les stations Est et Ouest de l'étang de Thau. Au vu de la profondeur de l'étang de Thau, considérable pour une lagune, ce suivi est effectué à la fois dans les eaux de surface et dans les eaux du fond. Par ailleurs, la zone plus confinée de la Crique de l'Angle (à proximité de Balaruc-le-Vieux, voir carte de la partie présentation), bénéficie d'un suivi spécifique. Cette zone est en effet plus sensible à l'eutrophisation que le reste de la lagune.

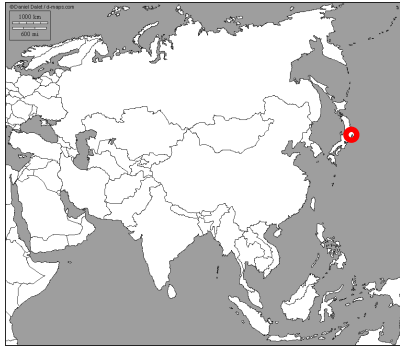
	Année	Nt	Pt	Chl a		Année	Nt	Pt	Chl a
		µM	µM	mg/m <sup>3</sup>			µM	µM	mg/m <sup>3</sup>
Thau est fond	1999	30,0	1,5	4,3	Thau est surface	1999	24,3	1,1	4,4
	2000	28,0	1,3	2,6		2000	25,0	1,1	0,8
	2001	28,7	1,5	4,8		2001	25,5	1,3	6,3
	2002	29,7	1,8	3,1		2002	25,0	1,1	3,1
	2003	18,5	2,7	6,9		2003	16,2	1,7	3,9
	2004	24,3	1,7	6,2		2004	22,6	1,6	6,0
	2005	19,2	2,0	3,4		2005	17,0	1,8	4,2
	2006	31,6	2,7	5,8		2006	14,0	1,7	4,7
	2007	25,3	1,1	4,0		2007	20,8	0,8	2,1
	2008	29,1	1,4	4,5		2008	26,3	1,3	4,3
2009	23,5	1,2	3,9	2009	23,0	0,9	2,4		
Thau ouest fond	1999	27,3	1,1	4,3	Thau ouest surface	1999	27,3	1,3	4,8
	2000	25,0	1,2	2,5		2000	22,0	1,1	1,4
	2001	28,0	1,5	3,8		2001	26,0	1,5	4,1
	2002	32,3	1,7	4,1		2002	26,7	1,4	3,9
	2003	21,2	2,3	7,2		2003	20,4	1,7	5,9
	2004	26,3	1,8	5,6		2004	24,3	1,7	4,8
	2005	18,3	1,7	4,6		2005	18,1	1,8	5,2
	2006	17,1	2,4	9,6		2006	15,7	2,0	7,7
	2007	23,7	1,0	3,2		2007	21,7	0,8	1,7
	2008	27,3	1,2	1,7		2008	24,5	1,1	2,0
2009	24,1	1,1	2,8	2009	22,7	1,1	2,0		

	Année	Nt	Pt	Chl a
		μM	μM	mg/m3
Thau Crique de l'Angle	2000	26,0	1,5	3,3
	2001	36,7	1,3	2,1
	2002	41,0	2,4	3,4
	2003	25,8	2,3	6,1
	2004	28,7	2,1	5,6
	2005	21,7	2,0	7,4
	2006	21,0	2,7	15,7
	2007	30,5	1,9	1,7
	2008	34,2	1,7	1,6
	2009	38,3	2,3	3,1

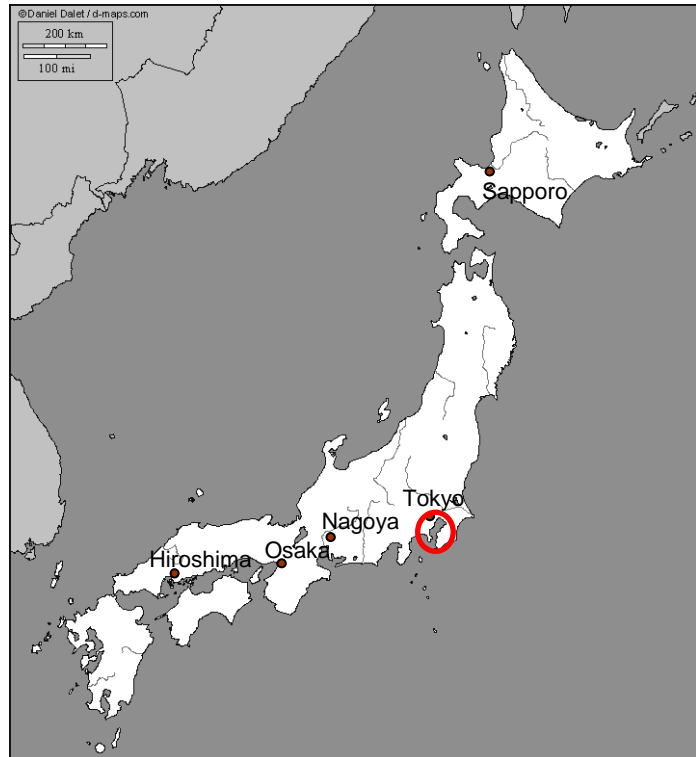
Moyenne estivale de la concentration en azote total, phosphore total et chlorophylle *a* dans l'étang de Thau (moyenne réalisée sur les mois de juin, juillet et août, 1 suivi par mois)  
(source : données fournies par le RSL, partenariat entre Ifremer, Région Languedoc-Roussillon et Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée et Corse)

## Baie de Tokyo, Japon

### Présentation :



Localisation de la baie de Tokyo



La baie de Tokyo présente une superficie d'environ 1 320 km<sup>2</sup>. Sa profondeur est généralement inférieure à 30m au nord, environ 12 m en moyenne, et augmente petit à petit vers le sud. Elle communique au sud avec l'Océan Pacifique via le détroit Uraga



Baie de Tokyo  
(source : Wikipedia)

La baie de Tokyo est la zone la plus fortement peuplée du pays, avec 30 millions d'habitants, soit environ ¼ de la population.

**Problème :**

Les herbiers de zostères étaient auparavant abondants dans la baie de Tokyo, où on trouvait de nombreuses zones côtières d'eaux peu profondes « tidal flats ». Cependant, l'environnement marin s'est peu à peu dégradé. Par exemple, les « marées rouges » sont un phénomène qui peut s'observer régulièrement dans la baie de Tokyo, en particulier dans les zones les plus internes. De plus, pratiquement toute la côte naturelle a été détruite, principalement pour gain de terres sur la mer dans cette région fortement industrialisée : entre la fin de l'ère Meiji (1964) et l'époque actuelle, environ 24 000 ha de terrains naturels environnant la baie ont été transformés pour un usage industriel ou urbain. Environ 90 % des « tidal flats » restant à la fin de l'ère Meiji ont été comblés. Ainsi, 95 % de la côte de la baie de Tokyo est artificielle, principalement constituée d'un mur vertical. (Water Environment Department, Ministry of the Environment, 2001)

Par ailleurs, la baie de Tokyo souffre régulièrement de problèmes de pollution accidentelle aux hydrocarbures.

**Aspects réglementaires :** (Water Environment Department, Ministry of the Environment, 2001)

Avec la “Basic Environment Law” (Loi N°91, entrée en vigueur le 13 novembre 1993), des Standards de Qualité Environnementale (SQE) pour la pollution de l'eau ont été mis en place. Il s'agit d'objectifs à atteindre et maintenir dans les eaux publiques. Ces standards ont été créés pour d'une part la protection de la santé humaine et d'autre part pour la conservation de l'environnement vivant. En ce qui concerne ce premier but, des standards nationaux uniformes applicables à toutes les eaux publiques ont été mis en place. Pour le second but, les rivières, lacs et eaux côtières sont classifiés selon l'usage de l'eau et les valeurs des SQE sont établies pour chaque catégorie. Ces valeurs doivent être appliquées pour chaque masse d'eau publique.

Les SQE pour l'environnement vivant comprennent des valeurs de demande biochimique en oxygène (DBO), de demande chimique en oxygène (DCO), d'oxygène dissous et d'autres variables.

**Actions mises en place :**

Au cours de l'été 2003, une forte « marée rouge » suivie d'une « marée bleue » est survenue, entraînant la mort de nombreux organismes sur la côte. Des personnes de différents horizons (communautés locales, associations, entreprises, universités, écoles, instituts de recherche) se sont associées pour récolter des graines de zostères dans un site intact de la baie de Tokyo, les ont soignées dans des bassins remplis d'eau de mer et les ont transplantées dans la région côtière de Yokohama.

“Amamo revival Collaboration” (“Amamo” signifiant zostère en japonais) cherche à restaurer les zostères dans la baie de Tokyo. Autour de ce but s'impliquent de nombreux citoyens, associations, entreprises, universités, écoles, coopération de pêche, ainsi que les gouvernements centraux et locaux.

« Amamo revival Collaboration » organise des activités annuelles en lien avec les zostères (*Zostera marina*), basées à Yokohama, dans la partie ouest de l'intérieur de la baie de Tokyo. Des personnes de différents horizons s'impliquent dans ces activités annuelles qui sont fondées sur la biologie des zostères afin de maximiser leur croissance dans l'environnement marin : transplantation des zostères en avril, récolte des jeunes graines en mai-juin, tri des

graines matures en juillet, semis des graines matures (méthode des matelas de fibres de palmes biodégradables ou bien méthode de l'argile) en novembre, forum « réalisation d'une forêt marine » en décembre...

Ainsi, l'attention du public a été éveillée à l'importance de la restauration de l'environnement naturel sur les côtes de la baie de Tokyo.



Participation du public aux activités de restauration des herbiers de zostères dans la baie de Tokyo.

De gauche à droite : récolte d'inflorescences portant de jeunes graines, tri des graines, activités de transplantation

(source : Bawden K., 2007)

Par ailleurs, les gouvernements locaux et nationaux ont mis en place des mesures visant à limiter la pollution. En 2001, les Standards de Qualité Environnementale (SQE) ont été atteints dans une plus petite proportion des baies étroites, mers semi-fermées, lacs et réservoirs que dans d'autres eaux publiques du Japon. L'eutrophisation dans de telles zones confinées a en effet tendance à être plus sévère que dans d'autres masses d'eau (Water Environment Department, Ministry of the Environment, 2001).

#### **Résultats observés** : (Bawden, 2007)

La plantation réalisée suite à la « marée rouge » dévastatrice de 2003 a été une réussite puisque la surface actuelle de l'herbier est bien supérieure à celle d'il y a 20-30 ans.

Les activités, en particulier la transplantation de zostères, étaient nécessaires pour maximiser la croissance des zostères dans la baie de Tokyo. Il est nécessaire de rétablir les zostères afin de pouvoir enrichir la baie de Tokyo de nombreux organismes marins.

Les zostères transplantées par « Amamo revival Collaboration » poussent largement et on peut y trouver une faune marine (poissons, calmar, coquillages).

D'autre part, suite aux mesures réglementaires prises par les différentes autorités, la qualité de l'eau s'est améliorée dans la baie de Tokyo.

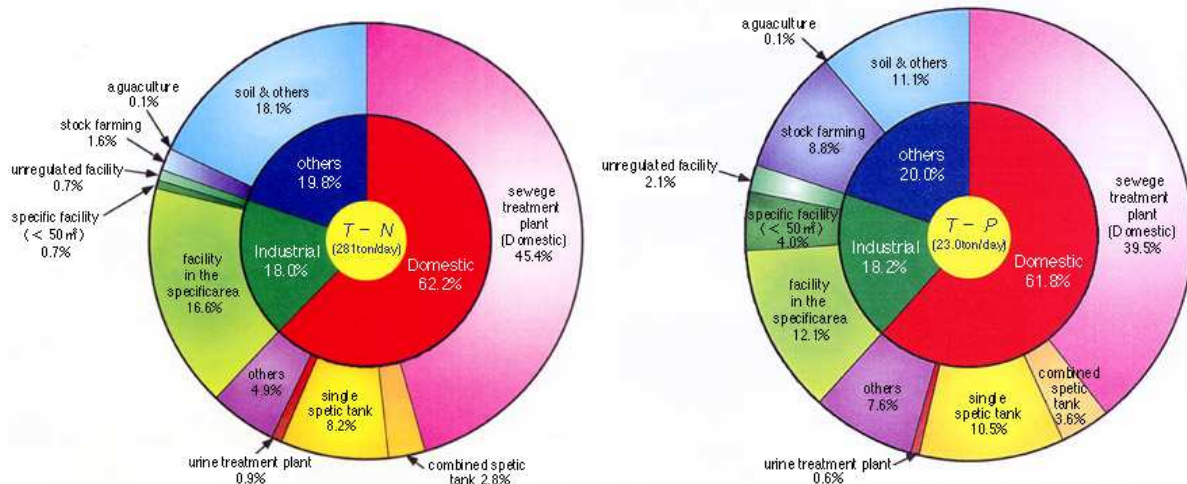
#### **Aspects économiques** :

Alors que les pêcheries de petites tailles étaient auparavant nombreuses dans la baie de Tokyo, les problèmes de dégradation de la baie leur ont posé beaucoup de problèmes. Ainsi, en 1962, l'ensemble des pêcheurs de la baie de Tokyo a reçu une compensation de 33 milliards de yen.

#### **Indicateurs** :

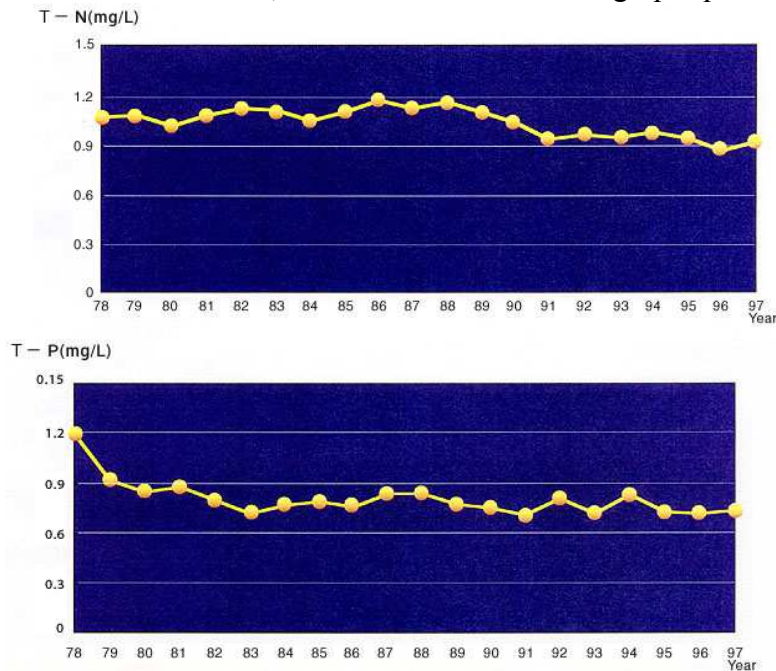
Les figures ci-dessous montrent des apports journaliers à la baie de 281 tonnes d'azote total et de 23 tonnes de phosphore total en 1995. Les apports d'origine domestique représentent la partie la plus importante de ces apports.





Apports en azote total et phosphore total dans la baie de Tokyo, année 1995 (source : Water Environment Department, Ministry of the Environment, 2001)

La concentration en azote total et en phosphore total dans la baie de Tokyo semble présenter une légère baisse entre 1978 et 1997, comment le montrent les graphiques ci-dessous :



Évolution de la concentration en azote total et phosphore total dans la baie de Tokyo entre 1978 et 1997 (source : Water Environment Department, Ministry of the Environment, 2001)

A partir de la dernière décennie du XX<sup>ème</sup> siècle, la concentration moyenne en azote total de la baie de Tokyo semble se situer aux alentours de 0,9 mg/L et celle du phosphore total entre 0,6 et 0,7 mg/L.

## Lac Nord de Tunis, Tunisie

### Présentation :



Localisation du lac de Tunis



Le Lac de Tunis est situé à l'Est de la ville de Tunis, entre la région de Carthage au Nord et celle de Radès au Sud. Il se positionne entre les parallèles 36° et 37° de latitude Nord et 10° et 11° de longitude Est.



Le lac de Tunis  
(source : SPLT, 2010)



Photo aérienne du lac (Nord et Sud) après assainissement  
(source : SPLT, 2010)

Le lac, d'une superficie totale de 4000 ha avec une profondeur maximale de 1 m, est séparé en deux parties : le lac Nord (3 000 ha avant aménagement et 0,9 m de profondeur en moyenne, 2 700 ha aujourd'hui et 1,4 m de profondeur moyenne) et le lac Sud (1 100 ha avant aménagement, 700 ha aujourd'hui). Un chenal de navigation artificiel traverse le lac, joignant les ports de La Goulette et de Tunis. (Rezgui et al., 2007)

Le lac Nord communique avec la mer par le canal Khéreddine, de 800 m de long et 35 m de large.

#### **Aspects administratifs et socio-économiques :**

En Tunisie, les lagunes font partie du domaine public maritime et sont la propriété de l'État. L'Agence de Protection et d'Aménagement du Littoral (APAL), sous tutelle du Ministère de l'Environnement, est l'entité qui octroie les concessions pour l'utilisation des lagunes.

Le Ministère de l'Équipement gère le domaine public maritime au niveau des ports de pêche, le Ministère des Transports gère le domaine public maritime au niveau des ports de commerce. Le Ministère du Domaine de l'État et des Affaires Foncières gère ce qui appartient au domaine public.

Le projet de restauration de la lagune de Tunis est parti d'un projet urbain. L'opérateur est la Société de Promotion du lac de Tunis (SPLT), une société d'économie mixte regroupant un investisseur privé saoudien et l'État tunisien, créée en décembre 1983. Suite aux travaux d'aménagement réalisés sur le lac et ses berges, 1 300 ha de terrain ont été produits, dont environ 600 ha constructibles. En effet, le projet a été fondé sur deux objectifs : l'assainissement et la réhabilitation du lac Nord, mais aussi la création de réserves foncières et la réorientation d'une partie de l'extension de la ville vers l'hyper centre de la métropole.

Cet opérateur a obtenu de l'APAL la concession pour le plan d'eau (pour une durée de 99 ans), les engagements de chacun étant liés par une convention. L'opérateur est en charge de la restauration du lac, mais possède en retour le droit d'urbaniser les berges. L'obtention de cette concession est venue après la restauration du plan d'eau, l'aménagement de ses berges et la réalisation du plan d'urbanisme. Ainsi, les activités sur le plan d'eau (telles que la pêche) sont données par l'opérateur (Kennou, 2010 ; Zaouali, 2010).

#### **Problème :**

La croissance démographique, l'augmentation du taux d'urbanisation et l'exode rural vers les grandes agglomérations ont entraîné une augmentation considérable des rejets d'origine

domestique dans les lagunes côtières proches de centres urbains. Ainsi, le lac de Tunis, qui servait jusqu'en 1981 de milieu récepteur aux rejets domestiques, industriels et pluviaux de la ville, connaissait de nombreuses crises de dystrophie. Il était soumis régulièrement à des proliférations d'algues vertes nitrophiles du genre *Ulva* (il en était tapissé pendant toute la saison estivale), à des phénomènes d'anoxie avec mortalité de l'ichtyofaune, à l'apparition d'« eaux rouges » et au dégagement d'odeurs nauséabondes.

Ainsi, par exemple, les peuplements d'*Ulva* couvrent les deux tiers de la lagune en 1985-1986 (période où la dégradation du milieu est à son maximum).



Vue du lac Nord de Tunis avant son assainissement  
(source : Ben Maïz, 2010)

### **Actions mises en place :**

En 1984, un large programme d'assainissement et de restauration est entrepris dans le lac. Ce programme vise une diminution du degré d'eutrophisation des eaux et l'aménagement des berges. Un opérateur a été créé, sous la forme d'une société d'économie mixte regroupant un investisseur privé saoudien et l'Etat tunisien : il s'agit de la Société de Promotion du Lac de Tunis (SPLT).

Un effort considérable a été consenti en ce qui concerne l'assainissement urbain (remise en ordre des ouvrages, construction de stations d'épuration, canal de ceinture à l'ouest du lac pour intercepter les eaux pluviales ainsi que celles de plusieurs stations d'épuration ...). Ces travaux ont été réalisés par l'Etat tunisien.



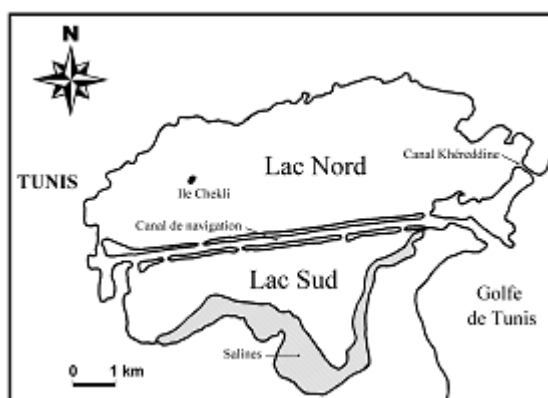
Vue aérienne du canal de ceinture  
(source : Ben Maïz, 2010)

Puis un projet de régénération du lac Nord, par sa marinisation et l'amélioration de son système hydrologique (renouvellement naturel des eaux adapté aux conditions du milieu), a été mis en œuvre.

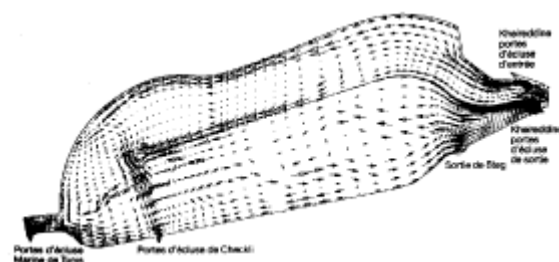
Le concept d'assainissement du lac Nord a été établi à partir d'un modèle de simulation hydraulique et écologique.

Puis les travaux (réalisés par la SPLT) ont duré trois ans, de 1985 à 1988, et les principales réalisations ont été :

- approfondissement des fonds du lac (dragage de 10 000 000 m<sup>3</sup> de matière solide) ;
- dragage du canal Khéreddine, favorisant un maximum d'échanges avec la mer ;
- mise en place de « portes à marée » au niveau du canal Khéreddine, permettant le contrôle des échanges d'eau avec la mer ;
- construction d'une digue dans la partie centrale du lac Nord afin de créer une meilleure circulation d'eau dans le lac ;
- remblai de nouveaux terrains ;
- modification de la ligne des berges (selon un profil rectiligne pour éviter la stagnation des eaux).



Le lac avant le projet d'assainissement (ie : avant 1984).  
(source : SPLT, 2010)



Le lac après le projet d'assainissement, modélisation  
(source : SPLT, 2010)

Les travaux ont été réalisés avec une garantie de restauration environnementale, avec la constitution d'une importante caution, restituée après 7 ans de suivi environnemental (Zaouali, 2010).

### **Résultats observés :**

La mise en place d'un système de renouvellement des eaux a permis de créer une meilleure circulation d'eau dans le lac.

L'impact des travaux a été vite ressenti. On constate une atténuation des facteurs d'eutrophisation et une amélioration globale dans tout le lac. En particulier, une réduction

importante des teneurs en N et P, l'absence d'anoxie et de manque d'oxygène dissous en été, la diminution des fluctuations de la salinité de l'eau, l'amélioration nette de la transparence. Ceci a été à l'origine d'améliorations de la diversité biologique : dès 1988, les phanérogames *Ruppia* et *Zostera* s'installent à nouveau dans la partie nord de la lagune. Les peuplements d'*Ulva* régressent fortement.

Cependant, la Société de promotion du lac de Tunis effectue toujours une collecte saisonnière des algues dans les zones de grande concentration afin d'éviter le déséquilibre écologique du milieu en période estivale ; la SPLT dispose de moyens spécifiques adaptés pour la réalisation de ces opérations de collecte.

De plus, la SPLT a mis en place un programme de maintenance comprenant des actions de contrôle continu et d'entretien régulier du lac et de ses aménagements.

D'après Thierry Laugier (Ifremer Sète), ce projet a consisté en la transformation d'un écosystème en un autre écosystème. On a finalement obtenu un écosystème « qui marche » (les résultats sont très bons), mais ce n'est plus celui de départ. Réglementairement, un tel projet ne serait donc pas possible en France.

### **Indicateurs :**

Aujourd'hui, le temps de renouvellement des eaux du lac est de 21 jours.

Paramètres	Période avant assainissement	Période après assainissement
Salinité	28 à 50 g/l	32 à 43 g/l
Azote total (moyenne annuelle)	4.400 µg/l	460 µg/l
Phosphore total (moyenne annuelle)	600 µg/l	20 µg/l
Oxygène dissous (saturation)	0 à 200 %	30 à 110 %
pH	6,4 à 9,5	7,9 à 8,7
Chlorophylle-a (moyenne annuelle)	61 µg/l	4 µg/l
Transparence	faible	bonne
Qualité bactériologique (Coliformes, Streptocoques etc...)	eau impropre à la baignade	eau propre à la baignade

État comparatif de la qualité des eaux avant et après assainissement du lac Nord  
(source : SPLT, 2010)

### **Aspects financiers :**

Les travaux réalisés pour la réhabilitation du lac Nord de Tunis étaient de grande ampleur, de même que les investissements. Ainsi, pour le premier contrat (travaux d'amélioration de l'état de la lagune, ré-aération, dragage des boues, ...) le montant s'élevait à ~ 70 millions de dollars (Kennou, 2010).

En ce qui concerne l'entretien du lac, les montants s'élèvent à 500 000 dinars/an, soit environ 270 000 €/an (Ben Maïz, 2010).

## Lac Sud de Tunis, Tunisie

### Présentation :



Localisation du lac de Tunis



Le Lac de Tunis est situé à l'Est de la ville de Tunis entre la région de Carthage au Nord et celle de Radès au Sud. Il se positionne entre les parallèles 36° et 37° de latitude Nord et 10° et 11° de longitude Est.

Les lacs Nord et Sud sont séparés par le canal de navigation construit en 1881. Le lac Sud a une profondeur moyenne de 0,8 m et sa surface avant travaux était d'environ 1 100 ha (aujourd'hui, il a une superficie de 700 ha). Son bassin versant est de 4 000 ha, 1 500 ha étant occupés par les zones industrielles de Ben Arous, Megrine, Bir El Kasaa et Rades (soit environ 650 unités industrielles).



Le lac de Tunis  
(source : SPLT, 2010)



Photo aérienne du lac après assainissement  
(source : SPLT, 2010)

### **Aspects administratifs :**

Toutes les lagunes tunisiennes sont la propriété de l'État. Toutefois, depuis la restauration environnementale du lac de Tunis, ses parties Nord et Sud sont gérées par des sociétés représentant les groupes financiers qui ont permis la réalisation des travaux. Pour le lac Sud c'est l'État qui a agi en tant que financeur (société SEPTS : Société d'Études et de Promotion de Tunis Sud) (Zaouali, 2010).

### **Problème :**

Avant les travaux (voir ci-dessous), toutes les eaux de pluie et eaux usées du sud de la ville de Tunis et de la zone industrielle de Ben Arous se déchargeaient dans le lac Sud. Les débits étaient estimés à environ 3000 m<sup>3</sup>/jour pour le canal de Bir El Kasaa et environ 2500 m<sup>3</sup>/jour pour Ben Arous.

Les enquêtes menées avant le début du projet ont révélé la présence d'environ 2 million de m<sup>3</sup> de sédiments organiques contaminés par des métaux lourds tels que le Cr, Cu, Zn, Fe, Ni, Al ainsi que des hydrocarbures. Le lac Sud avait atteint un niveau d'eutrophisation et de pollution très élevé (eau hypereutrophe selon l'abaque de l'OCDE, cf. Jouini et al., 2005). Les conditions extrêmes d'eutrophisation apparaissaient en été avec des crises dystrophiques caractérisées par des eaux rouges, des odeurs nauséabondes et un fort taux de mortalité des poissons (Vandenbroeck et Ben Charrada, 2001).



Vue du lac Sud de Tunis avant sa restauration  
(source : Ben Maïz, 2010)



Les eaux du lac Sud étaient pseudo stagnantes et les échanges avec le Golfe de Tunis extrêmement limités.

**Actions mises en place :**

En 1990, la Société d'Études et de Promotion de Tunis Sud (SEPTS) fut créée afin de promouvoir et de développer le lac Sud et ses berges.

La restauration environnementale du lac Sud de Tunis, dont les travaux se sont déroulés entre avril 1998 et juillet 2001, a constitué, après la réhabilitation réussie du lac Nord, le 2<sup>nd</sup> volet du projet de réhabilitation de la lagune de Tunis. Le projet concernant la partie sud de la lagune de Tunis obéissait à deux impératifs : mettre fin à une hyper eutrophisation source d'une dystrophie grandissante et récupérer une partie des fonds nécessaires à l'ensemble des opérations de génie civil, soit plus de 65 millions de dollars, en procédant à la mise en place d'un important périmètre foncier couvrant plus de 700 hectares (Zaouali, 2009).

Afin de résoudre ces problèmes de pollution, la SEPTS a invité LAC SUD 2000 (un consortium de 5 entreprises : Dredging International N.V. (leading company); Van Oord ACZ B.V.; Tideway B.V.; Societa Italiana Dragaggi Spa; et Sider Almagia Spa. dirigé par Dredging International) afin de mener un vaste programme de restauration et de développement sur une période de 3 ans (Vandenbroeck et Ben Charrada, 2001).

Les objectifs principaux de ce programme étaient la création d'un système de chasse d'eau de mer grâce à :

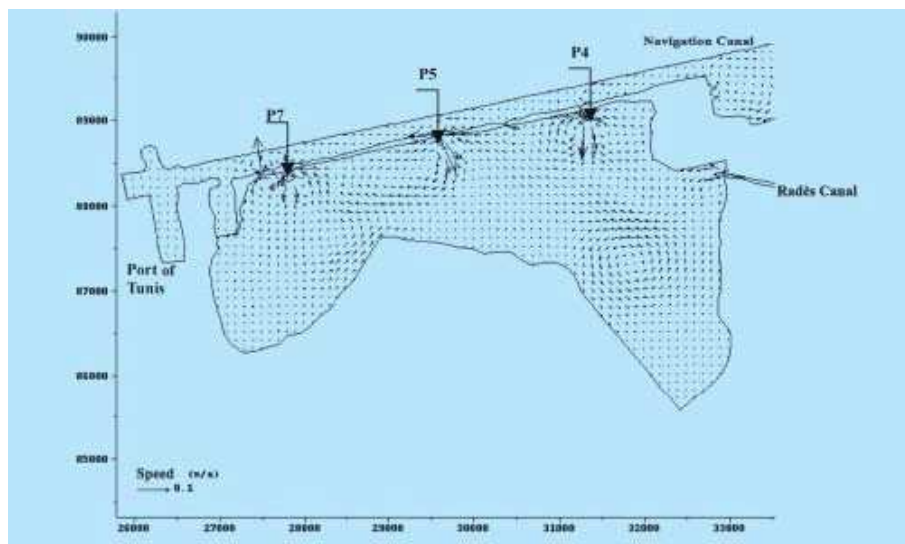
- la construction d'une écluse d'entrée et de sortie, actionnée par la force des marées ;
- le confinement par une barrière de PEHD dans une zone terrestre d'1 million m<sup>3</sup> de sédiments pollués ;
- l'enlèvement d'une quantité de 12 millions m<sup>3</sup> de sédiments organiques afin de draguer le lac à une profondeur de 2 m ;
- et l'extraction d'une quantité de 5 millions m<sup>3</sup> de sable afin de gagner du terrain sur les rives du lac.

Le projet visait à une régénération totale du lac, en incluant une modification de ses rives, de la morphologie et de sa topographie (Vandenbroeck et Ben Charrada, 2001).

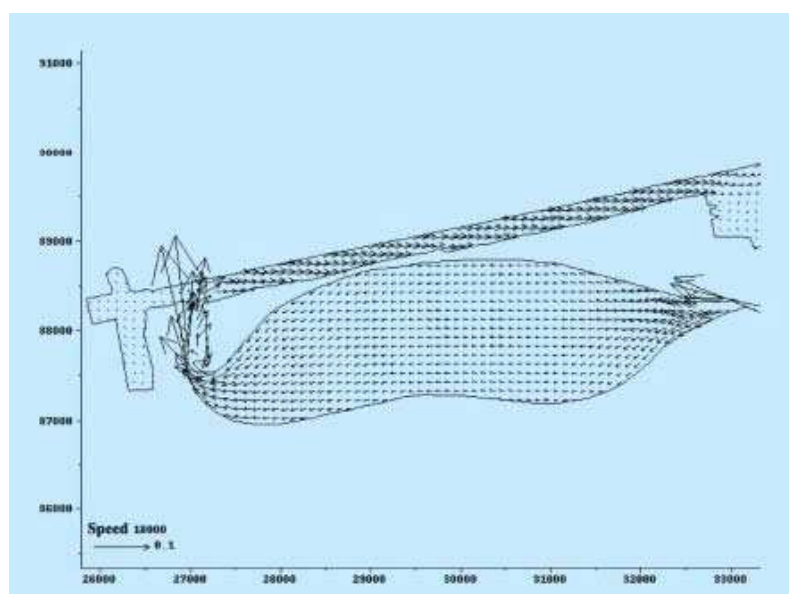
Au début du projet, des études détaillées ont été menées avec des modélisations de la circulation et de la qualité de l'eau. La circulation de l'eau a été étudiée avec des modèles 1D et 2D. Le modèle 1D était couplé à un modèle écologique qui a été utilisé pour prédire la qualité de l'eau et les effets de la circulation sur l'écosystème.

Les études hydrauliques ont montré, pour le plan de dragage retenu, que la circulation de l'eau dans le lac serait homogène et que l'eau du lac serait régénérée rapidement : le temps de résidence serait de 4 à 7 jours, selon la marée et le vent.

Les prédictions de qualité de l'eau obtenues par le modèle écologique ont montré que le lac pouvait être régénéré avec ce nouveau système de circulation d'eau. Les nutriments contenus dans le lac seraient comparables à ceux du Golfe de Tunis, la concentration en macro algues du fond serait réduite et l'eau serait bien oxygénée.



Circulation dans le lac Sud avant travaux  
(source : Vandebroek et Ben Charrada, 2001)



Circulation attendue dans le lac après travaux  
(source : Vandebroek et Ben Charrada, 2001)

Après travaux, le lac Sud s'étend sur une surface 710 ha (contre 1 500 ha auparavant), avec une nouvelle ligne de côté de 13 200m et une profondeur moyenne de 2m.

Les travaux de développement du lac Sud sont été effectués durant la période prévue de 3 ans, avec une garantie de qualité de l'eau, selon plusieurs paramètres (oxygène dissous, P et N, Chlorophylle a, pH, transparence, accumulation d'algues, biomasse de macro-algues).

**Résultats observés :**

Le projet a permis une nette amélioration de la qualité du lac en augmentant le renouvellement des eaux. Les algues nitrophiles ont régressé tandis que se sont développés deux phanérogames auparavant absents, *Ruppia cirrhosa* et *Cymodocea nodosa* (Jouini et al., 2005).

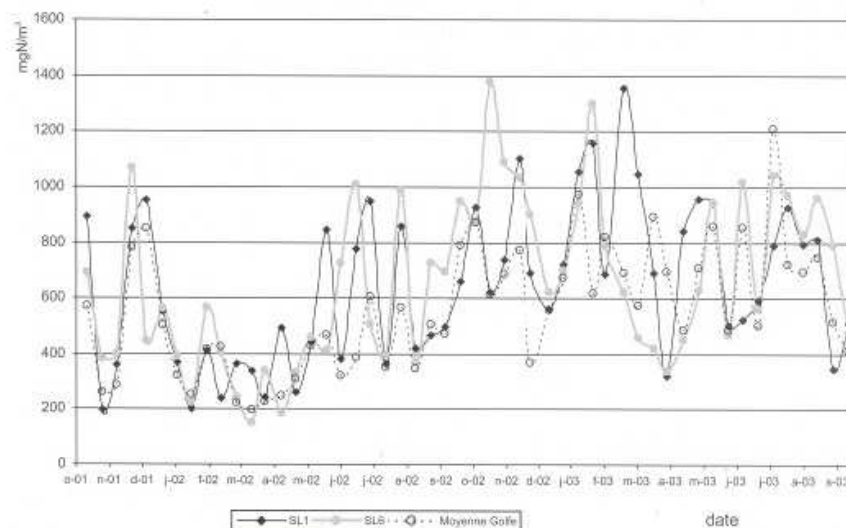
### **Indicateurs :**

D'après la modélisation, le temps de résidence hydraulique serait compris entre 4 et 7 jours. Les simulations du fonctionnement hydrodynamique, réalisées avec un modèle 2D par la Société d'Etudes, de Réalisations, d'Aménagements et d'Hydraulique en collaboration avec l'Ecole Nationale d'Ingénieurs de Tunis, montraient un temps de renouvellement des masses d'eau compris entre 40 et 130 jours avant que ne soient réalisés les travaux (Moussa et Jouini, 2005).

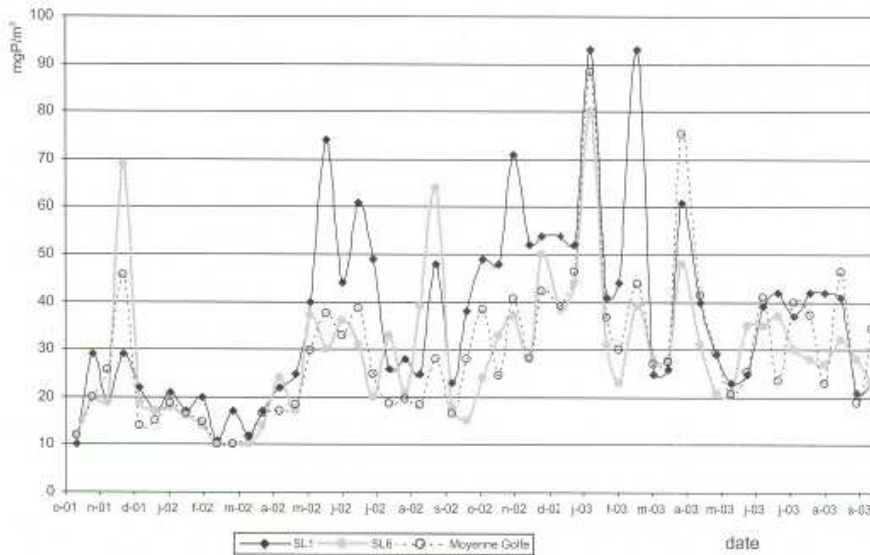
Le cahier des charges des travaux d'aménagement comprenait une garantie pour les paramètres de qualité de l'eau. Entre autres, le concentration moyenne annuelle en azote total et phosphore total ne devait pas dépasser le double de la concentration des eaux du lac dans la partie est du lac, et le triple dans la partie ouest du lac. Quant à la chlorophylle *a*, la concentration maximale tolérée pour la moyenne annuelle est de 10 mg/L (Vandenbroeck et Ben Charrada, 2001).

Avant les travaux d'aménagement du lac (période 1995-1997), la concentration moyenne annuelle des eaux en azote total était de 170 mg/m<sup>3</sup> (avec une valeur maximale de 3600 mg/m<sup>3</sup>). Pour le phosphore total, la concentration moyenne annuelle était de 155 mg/m<sup>3</sup> (avec un maximum de 1100 mg/m<sup>3</sup>). La concentration moyenne de chlorophylle *a* était de 33,6 mg/m<sup>3</sup> (cf. Jouini et al., 2005).

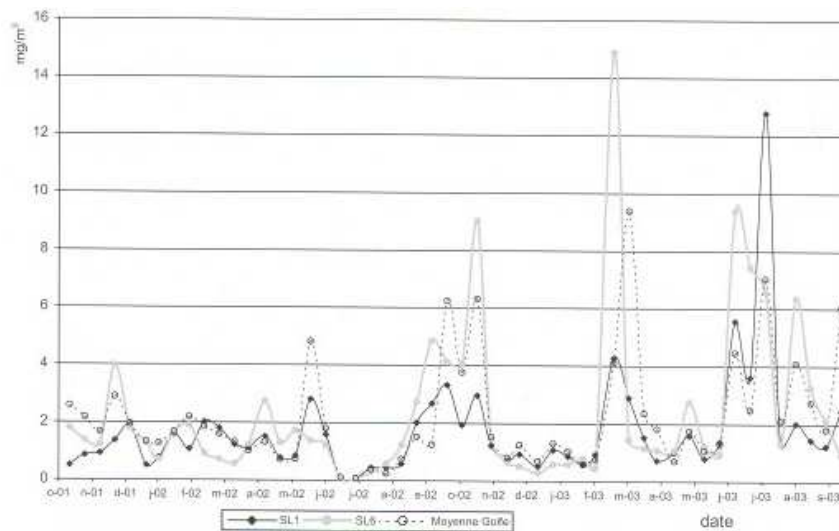
Après les travaux d'aménagement (suivi effectué d'octobre 2001 à septembre 2003), la concentration moyenne des eaux du lac en azote total est de l'ordre de 635 mg/m<sup>3</sup>, celle des eaux du golfe est de 555 mg/m<sup>3</sup>. Les mesures montrent que la teneur du lac en phosphore total est de 31 mg/m<sup>3</sup> alors que celle du golfe est de 29 mg/m<sup>3</sup> en moyenne. Enfin, la concentration en chlorophylle *a* varie dans le lac entre 0 et 15 mg/m<sup>3</sup> avec une moyenne de 2,1 mg/m<sup>3</sup>. Les figures ci-dessous montrent l'évolution mensuelle de ces trois paramètres:



Variation de l'azote total dans le lac sud de Tunis (SL 1 et SL 6, lignes pleines) et dans le golfe de Tunis (ligne discontinue) (source : Jouini et al., 2005)



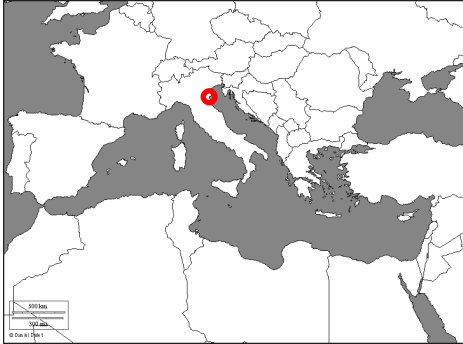
Variation du phosphore total dans le lac sud de Tunis (SL 1 et SL 6, lignes pleines) et dans le golfe de Tunis (ligne discontinue) (source : Jouini et al., 2005)



Variation de la chlorophylle *a* dans le lac sud de Tunis (SL 1 et SL 6, lignes pleines) et dans le golfe de Tunis (ligne discontinue) (source : Jouini et al., 2005)

## Lagune de Valle Smarlacca, Italie

### Présentation :

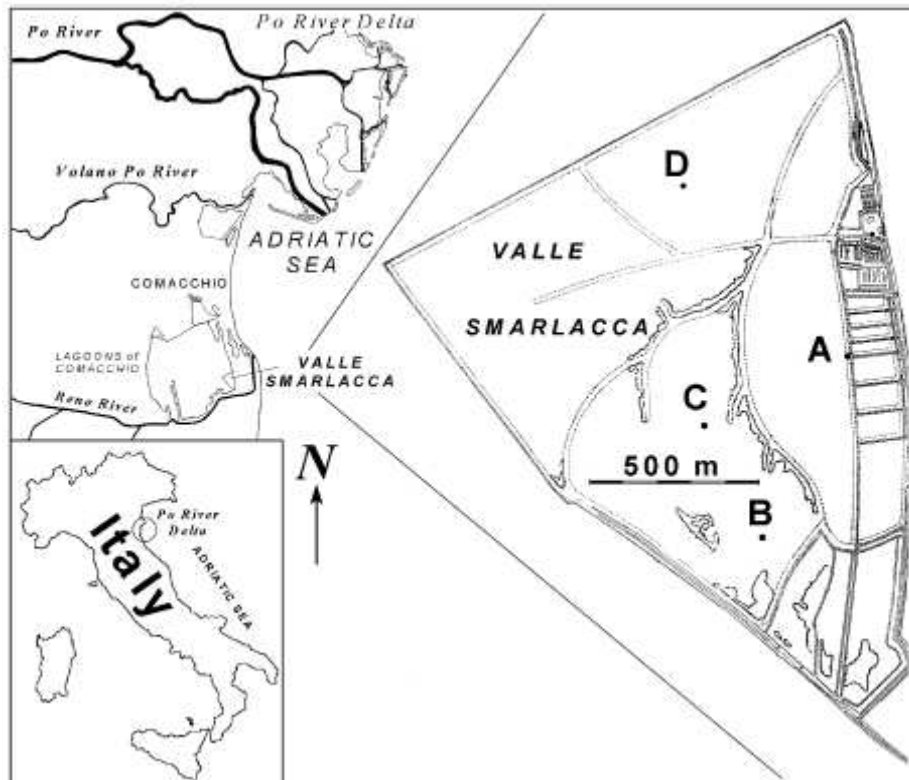


Localisation de Valle Smarlacca



Située au Nord-Ouest de la côte Adriatique italienne, la lagune de Valle Smarlacca fait partie du système lagunaire de Valli di Comacchio mais en est complètement séparée par des digues. Elle a une surface de 2 km<sup>2</sup> et une profondeur moyenne de 0,8 m. Sa salinité est plutôt stable (22 à 24 g/L) mais peut augmenter en été (Giordani et al.).

La lagune reçoit de l'eau de la rivière Reno à travers des écluses. Les flux d'eau sont régulés artificiellement (Giordani et Viaroli, 2001), avec deux renouvellement d'environ la moitié du volume d'eau par an, en octobre et février. En printemps et en été, la lagune est complètement isolée, à l'exception de petites entrées d'eau pour compenser l'évaporation. Les échanges d'eau s'effectuent à travers un canal au coin nord-est de la lagune. Ce canal est connecté à la rivière Reno et est équipé de portes d'écluses et d'une station de pompage pour la régulation des flux d'eau. En février et en octobre, le niveau de l'eau est généralement abaissé de 50 à 60 cm afin de forcer le poisson à se déplacer vers le point le plus bas en vue de le récolter. Le niveau d'eau est ensuite rétabli avec de l'eau saumâtre venue de l'estuaire de la rivière Reno. (Ponti et al., 2007)



Lagune de Valle Smarlacca  
(source : Ponti et al., 2007)

On trouve dans la lagune des *Ruppia cirrhosa* formant des herbiers par taches. Cette situation contraste avec les autres bassin des Valli di Comacchio, qui ont subi une dégradation écologique sévère, causée par des blooms denses de cyanobactéries (Guerrini et al., 1998). La lagune est exploitée pour l'aquaculture : *Dicentrarchus labrax* et *Sparus auratus*

**Problème :**

A l'instar de nombreuses lagunes méditerranéennes, la lagune de Valle Smarlacca subit parfois des épisodes de dystrophie en été. Durant les mois les plus chauds, on observe également l'apparition d'algues épiphytiques dont la décomposition entraîne une baisse du taux d'oxygène.

**Actions mises en place :**

Durant la période 1996-1999, la lagune a été sujette à des études dans le contexte de deux projets européens : ROBUST (ENV4-CT96-0218) et NICE (MAS3-CT96-0048). Durant cette période, les cycles biochimiques et la dynamique des producteurs primaires a été étudiée ainsi que les communautés de macro-méiobenthos.

En 1997, la dynamique de croissance de *Ruppia cirrhosa* dans la prairie de Valle Smarlacca pendant un cycle annuel a été suivie et reliée aux cycles du fer, du soufre et du phosphore dans les sédiments de la rhizosphère.

Les communautés benthiques de la lagune ont été particulièrement étudiées et suivie. La dynamique des communautés méiobenthiques (réponse à des perturbations hypoxiques et anoxiques) a été étudiée dans la lagune de Valle Smarlacca en 1998 (expérimentation). (Guerrini et al., 1998). De plus, les assemblages d'invertébrés macrobenthiques ont été suivis tous les mois sur quatre points dans Valle Smarlacca entre juin 1998 et octobre 1999 afin

d'estimer leur production secondaire et d'estimer les facteurs affectant cette production (Ponti et al., 2007). Enfin, des expérimentations ont été menées pour déterminer si le rétablissement des communautés méiobenthiques de copépodes suite à une perturbation dépendent de la taille de la perturbation (Cristoni, 2004).

### **Résultats observés :**

L'étude des *Ruppia* menée en 1997 a montré que le principal mécanisme de détoxification pour les sulfites dans la rhizosphère est le relargage d'oxygène par les racines des phanérogames plutôt que la précipitation du fer. Cependant, en été, le système devient saturé ce qui entraîne une accumulation de sulfites libres. On entre alors dans un régime de rétroaction positive, les sulfites entraînant la mortalité des racines et rhizomes, ce qui favorise la réduction du relargage d'oxygène dans la rhizosphère et augmente ainsi la réduction des sulfates et l'accumulation de sulfites.

Les flux d'azote et sa concentration dans l'eau sont régulés par l'assimilation par les phanérogames et leurs épiphytes, ce qui est le processus dominant du cycle de N. Dans la lagune de Valle Smarlacca, les pertes de N par dénitrification sont faibles par rapport à la quantité totale de N. L'absence d'échanges d'eau permet la reminéralisation de la biomasse produite *in situ*, régénérant ainsi l'azote inorganique.

Ces éléments indiquent que l'écosystème a une faible capacité à éliminer les nutriments, ce qui entraîne donc une tendance à leur accumulation dans le système, provoquant une eutrophisation.

L'expérimentation sur les communautés méiobenthiques semble montrer qu'elles sont très résilientes et influencées par la couverture végétale du fond. Sur du sédiment nu, la structure de la communauté suit l'évolution naturelle du contrôle de l'habitat, alors que dans la prairie de *Ruppia*, les patterns d'évolution sont plus complexes, en fonction des différents comportements des espèces « phytal and infaunal ». Cependant, l'impact important des perturbations sur *Ruppia* et la restauration lente de sa canopée semblent retarder la recolonisation des populations de copépodes et affecter différemment le pattern de rétablissement de la communauté (Guerrini et al., 1998).

La composition, la biomasse et la production secondaire des communautés macrobenthiques sont très affectées pas les crises dystrophiques estivales. L'isolation de l'habitat limite le rétablissement des assemblages d'invertébrés benthiques. Seulement deux populations, *Hydrobia sp.* et *C. salinarius* semblent capable de récupérer rapidement après une crise dystrophique (Ponti et al., 2007).

Les expériences menées sur certaines communautés benthiques tendent à montrer que les anoxies induites ont un impact sévère sur les copépodes mais cet impact ne dépend pas de la taille de cette perturbation. La variabilité dans la structure des communautés semble plutôt répondre à l'impact d'ensemble de la perturbation plutôt qu'à la taille de la zone perturbée. Dans les prairies de zostères de Valle Smarlacca, plusieurs facteurs semblent influencer l'organisation des copépodes méiobenthiques durant le processus de recolonisation. Entre autres, le fait que l'habitat végétal revienne à des conditions appropriées semble jouer un rôle bien plus important que la taille des zones ayant subi une perturbation (Cristoni et al., 2004).

L'ensemble de ces travaux souligne donc l'importance cruciale de l'habitat végétal pour toute restauration d'écosystèmes lagunaires.

**Indicateurs :**

Le temps de résidence hydraulique pour Valle Smarlacca est de 434 jours (Giordani et Viaroli P., 2001).



## Système lagunaire de Valli di Comacchio, Italie

### Présentation :

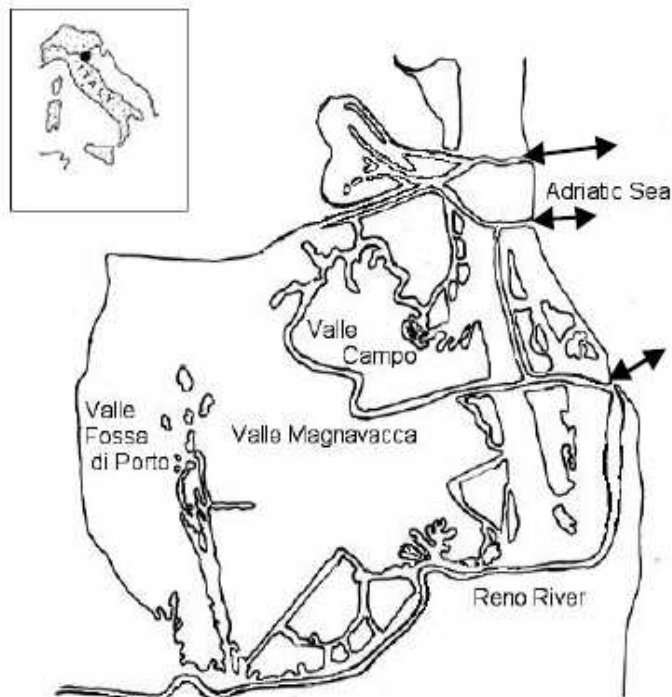


Localisation de Valli di Comacchio



Les Valli di Comacchio sont un vaste complexe de lagunes (115 km<sup>2</sup>) situé au sud du delta du Po. Cet ensemble est pratiquement entièrement entouré de digues et séparé de la mer par la pointe Spina, de 2,5 km de large, qui a subi un fort impact anthropique.

Les lagunes sont connectées à la mer Adriatique par trois canaux marins, Portocanale, Logonovo et Gobbino (la plupart des échanges avec la mer se faisant à travers les deux premiers). Les échanges se font par la marée et sont également régulés par l'homme.



Le complexe lagunaire de Valli di Comacchio.

Les flèches indiquent les points d'échanges avec la mer. Ces derniers sont donc faibles  
(source : Viaroli et Giordani, 2001)

Les échanges avec la mer Adriatique via les trois canaux n'ont lieu qu'au printemps et à l'automne. Au printemps, l'eau entre dans la lagune afin de permettre aux poissons juvéniles d'y pénétrer alors qu'à l'automne, le flux est globalement en direction de la mer. (Viaroli et Giordani, 2001)

Les fonds sont vaseux, avec quelques parcelles de *Ruppia chirrosa*, restes d'une population abondante dans les années 1970.

### **Problème :**

Les Valli di Comacchio ont subi de forts impacts anthropiques au cours des 50 dernières années. A partir du milieu des années 1980, la production piscicole chute. Ceci s'accompagne d'une diminution importante du phytoplancton et du benthos, et dominance de picocyanobactérie.

Aujourd'hui, les Valli di Comacchio présentent un environnement dégradé : long temps de résidence hydraulique, eutrophisation très marquée, anoxie des couches sédimentaires avec production de sulfites.

Pourtant, il y avait dans le début des années 1970 de nombreuses espèces benthiques et de larges zones de phanérogames, mais la végétation a souffert de l'augmentation de la turbidité et des conditions réductrices du fond.

### **Actions mises en place :**

Un programme de suivi a été mis en place en 1996, dont le but était d'examiner les conditions environnementales des bassins principaux, et d'aboutir à une estimation de leur potentiel ainsi que du temps nécessaire au rétablissement des lagunes. Ce programme mettait l'accent sur les communautés macrobenthiques et zooplanctoniques.

### **Résultats observés :**

Les études de la macrofaune benthique ont souligné leur résistance aux changements de fonctionnement de communauté, malgré un stress qui entraîne des fluctuations de l'abondance de population assez imprévisibles. Le rôle des perturbations locales dans la structuration de la communauté a également été souligné. Des perturbations dues à la faible circulation d'eau et au relargage de substances toxiques depuis les sédiments influencent les assemblages de la faune selon les échelles spatiale et temporelle.

Cependant, des signes clairs d'amélioration, en particulier dans les zones les plus affaiblies, se font voir aujourd'hui (Mistri et al.). Il n'a malheureusement pas été possible de trouver des informations afin de déterminer à quoi cette amélioration est due.

### **Indicateurs :**

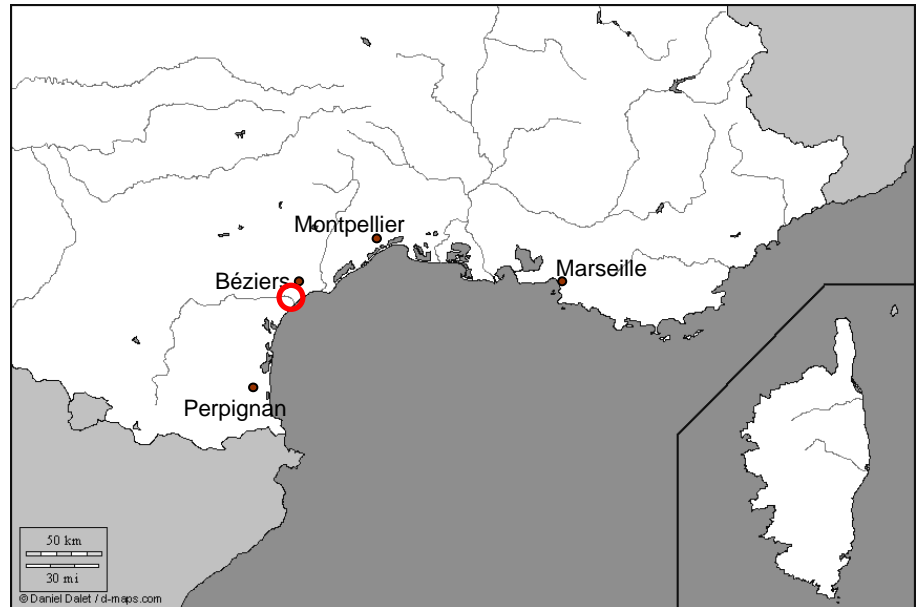
Le temps de résidence hydraulique est de 247 jours (Viaroli et Giordani, 2001).

## Étang de Vendres, France

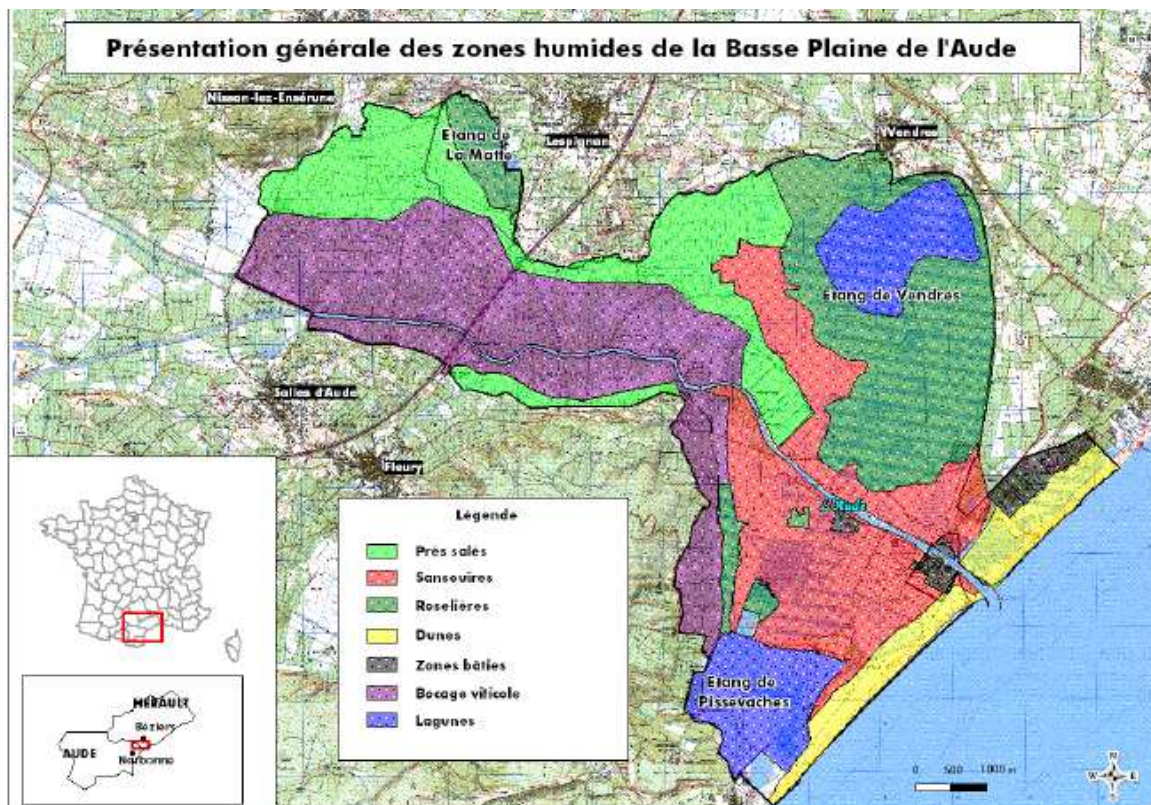
### Présentation :



Localisation de l'étang de Vendres



À la limite entre les départements de l'Hérault et de l'Aude, la Basse Plaine de l'Aude (4500 ha) constitue un vaste ensemble de zones humides (douces et saumâtres) où trois étangs peu profonds accompagnés de leurs zones humides périphériques peuvent être distingués. L'étang de Vendres, situé en rive gauche de l'embouchure de l'Aude, est avec 1800 ha le cœur de ce complexe (Pôle relais lagunes méditerranéennes) Il communique avec la mer par un grau équipé d'une vanne, dite vanne du Chichoulet.



L'étang de Vendres et les zones humides de la Basse Plaine de l'Aude  
(source : SMBVA, 2008)



Vue aérienne de l'étang et du plateau de Vendres,  
(source : SMBVA, 2010)

Le fonctionnement hydrologique de l'étang se distingue de celui d'autres lagunes françaises méditerranéennes par le fait que l'étang s'assèche complètement en été. Les échanges avec la mer et la vidange de l'étang en été sont régulés par l'homme par manœuvre de la vanne du Chichoulet (Guennou, 2010).

Trois pêcheurs professionnels exercent leur activité sur l'étang de Vendres du mois d'octobre au mois de mai (pêche à l'anguille).

Le bassin versant de l'étang de Vendres a une surface de 39,6 km<sup>2</sup> (SMBVA, 2010).

### **Problème :**

L'étang de Vendres, suivi notamment dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire, présente un confinement important (échanges hydrauliques faibles) et une forte eutrophisation. Il constitue en effet le réceptacle des eaux du fleuve Aude et des lagunages de la commune de Vendres (Pôle relais lagunes méditerranéennes).

### **Aspects administratifs :**

Outre un plan de gestion des zones humides validé en 2003 et le DOCOB Natura 2000 de la Basse Plaine de l'Aude validé en 2008 (opérateur SMBVA : Syndicat Mixte d'aménagement et de développement de la Basse Vallée de l'Aude), les étangs de la Basse Vallée de l'Aude sont au cœur de bon nombre de projets de territoire puisqu'ils sont inclus dans le périmètre du SAGE « Basse Vallée de l'Aude », et du périmètre du Parc Naturel Régional du Narbonnais (Pôle relais lagunes méditerranéennes).

Ainsi, il n'existe pas de plan de gestion spécifique pour l'étang, tel qu'un contrat d'étang, mais le DOCOB Natura 2000 vaut pour plan de gestion de l'étang (Guennou, 2010).

### **Actions mises en place :**

Plus que la qualité de l'eau, c'est l'état de la roselière qui a mobilisé les énergies depuis le début des années 2000. Un règlement d'eau global, approuvé par arrêté interdépartemental, a validé plusieurs années de concertation pour parvenir à une gestion harmonieuse de l'eau dans l'objectif de rétablir un équilibre entre activités humaines et préservation de la biodiversité. (Pôle relais lagun méditerranéennes). D'après Aurélien Daloz (Cépralmar), l'objectif à Vendres est de conserver les roselières, donc un état mauvais ou médiocre de l'eau de l'étang n'est pas forcément négatif au vu de cet objectif.

La définition d'un plan de gestion de ces zones humides, initiée en 2003 par le SMBVA, a permis de fixer les actions à mener sur cet étang afin d'atteindre l'objectif, fixé par les acteurs locaux et repris par le SAGE, qui est la restauration de la roselière

Ces actions concernent d'une part la gestion des échanges entre la lagune de Vendres et la mer au niveau de la vanne du Chichoulet et d'autre part l'établissement d'un programme des travaux à réaliser afin d'améliorer les apports d'eau douce et la circulation des masses d'eau dans la zone confinée du Grand Clair, située au nord de la lagune.

Les travaux de réhabilitation de deux prises d'eau sur l'Aude ont été réalisés au cours de l'année 2005. La gestion de ces prises d'eau et de la vanne du Chichoulet, par le SMBVA, est opérationnelle depuis le début de l'année 2006. Un code de gestion est défini à l'année par un comité de gestion pour la vanne du Chichoulet. Une côte est définie pour l'étang par ce comité, ce qui permet de déterminer quand ouvrir la vanne (Guennou, 2010).

La création d'un canal de ceinture dans la zone du Grand Clair a été réalisée en 2007. L'objectif ici était de favoriser les phénomènes de vidange de cette zone confinée lors des épisodes de tramontane. Ce canal équipé d'ouvrages à martelière a été mis en service au cours de l'hiver 2007-2008 et a parfaitement rempli sa fonction : le canal permet de réalimentation de l'étang en eau douce et ainsi de favoriser la création de circuits hydrauliques dans l'étang. En effet, la partie nord de l'étang est située à un niveau inférieur à celui de la mer elle constitue un réceptacle des eaux et il est devenu important de pouvoir la désenclaver et la « lessiver ». A l'aide de ce canal et des prises d'eau qui y sont situées, des vidanges de l'étang sont réalisées au cours de l'hiver. Des tranches de travaux sont programmées tous les ans pour entretenir et curer les canaux (Crespo, 2010).



Travaux sur le canal de ceinture permettant la réalimentation en eau douce de l'étang de Vendres  
(source : SMBVA, 2008)

Par ailleurs, un travail a également été réalisé sur les stations d'épuration afin de réduire les apports. En effet, la capacité des stations d'épuration des communes du pourtour de l'étang avait fini par être insuffisante par rapport à l'afflux touristique estival. A Vendres, une nouvelle station d'épuration a été mise en place en 2009, les rejets devant s'effectuer dans la roselière en été afin de bénéficier des capacités phytoépuration de ce milieu. Au début de l'été 2010, ces rejets en direction de la roselière n'ont pas encore commencé, ayant pris du retard. Un programme de suivi a également été mis en place (Guennou, 2010). Par ailleurs, trois stations d'épuration ont été remises aux normes en 2009 et 2010, leurs rejets s'effectuant soit directement dans l'étang de Vendres pour 2 d'entre elles, soit dans l'étang de Vendres via l'étang de la Matte (en communication hydraulique avec l'étang de Vendres) (Crespo, 2010).

### **Résultats observés :**

L'état de cette roselière très patrimoniale, habitat du Butor étoilé, du Héron pourpré ou des Rousseroles, est désormais en voie d'amélioration très sensible comme en témoigne les relevés réalisés dans le cadre du Réseau du Roseau (Guennou, 2010 ; Pôle relais lagunes méditerranéennes).

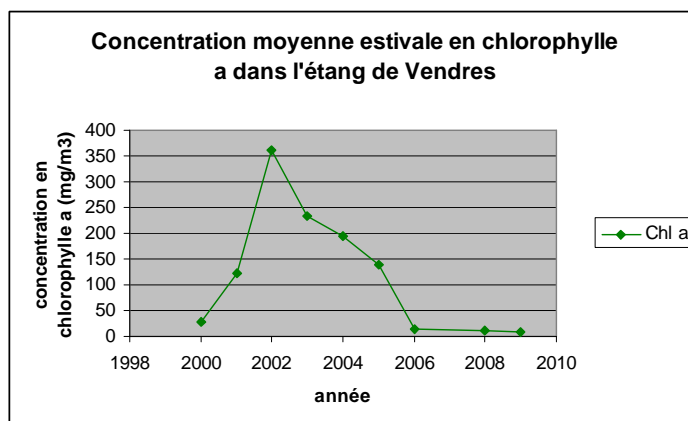
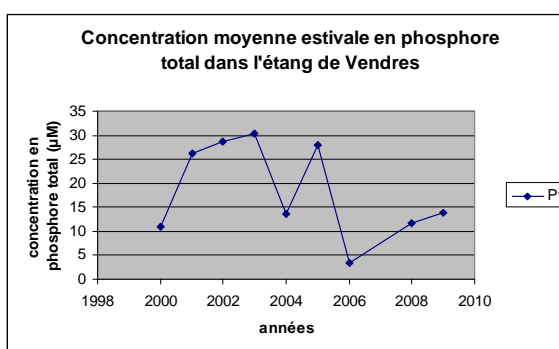
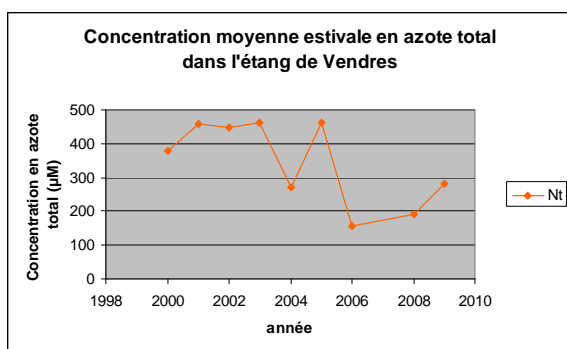
L'état de la lagune vis-à-vis de l'eutrophisation reste mauvais selon le RSL.

Les résultats des efforts réalisés autour de l'étang de Vendres, notamment en matière d'assainissement, ne sont pas encore mesurés mais l'évolution se fait déjà sentir visuellement. Ainsi, Boris Crespo (technicien au SMBVA et garde du littoral) observe depuis la mise aux normes des stations d'épuration une extension notable des herbiers à potamots dans l'étang, alors qu'ils étaient auparavant cantonnés dans un seul secteur.

**Indicateurs :**

Le tableau ci-dessous récapitule les concentration estivales moyennes en azote total (Nt), phosphore total (Pt) et chlorophylle *a* (Chl *a*) dans l'étang de Vendres, issues du suivi RSL. Ce suivi n'a pas été effectué en 2007. Les résultats sont également traduits sous forme graphique pour chacun de ces paramètres.

Vendres	ANNEE	Nt	Pt	Chl a
		μM	μM	mg/m3
	2000	380	11	27
	2001	460	26	122
	2002	447	29	361
	2003	463	30	233
	2004	271	14	195
	2005	462	28	140
	2006	155	3	13
	2008	192	12	11
	2009	280	14	10



Moyenne estivale de la concentration en azote total, phosphore total et chlorophylle *a* dans l'étang de Vendres (moyenne réalisée sur les mois de juin, juillet et août, 1 suivi par mois)  
 (source : données fournies par le RSL, partenariat entre Ifremer, Région Languedoc-Roussillon et Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée et Corse)

## Lagune de Venise, Italie

### Présentation :



Localisation de la lagune de Venise



La lagune de Venise est située sur la Mer Adriatique, au Nord-Est de l'Italie. C'est l'une des lagunes les plus grandes de la Méditerranée, avec une surface totale d'environ 550 km<sup>2</sup>. Elle est séparée de la mer par une bande d'îles d'environ 60 km, s'étendant de l'embouchure de l'Adige à celle du Piave, et échange de l'eau avec la mer à travers 3 larges ouvertures : celle de Lido (800 m de large), celle de Malamocco (400 m de large) et celle de Chioggia (380 m de large).



La lagune de Venise  
(source : Consorzio Venezia Nuova, 2008)

À l'intérieur de la lagune se trouvent les villes de Venise, Chiggia et plus de 50 îles, dont Murano, Burano et Torcello. Il y a également environ 70 km<sup>2</sup> de marais salants.

La plus grande part de la lagune est composée d'une vaste masse d'eau centrale, parcourue d'un réseau de 1 580 km de canaux qui permettent la propagation du courant de marée jusqu'à la limite avec la terre.

La profondeur moyenne de la lagune est de 1,1 m. Elle est partiellement couverte de macroalgues et de phanérogames, dont trois espèces sont représentées : *Zostera marina*, *Z. noltii* et *Cymodocea nodosa*. (Curiel et al., 2003).

Le bassin versant de la lagune, d'une superficie de 1 877 km<sup>2</sup> (dont 1 164 km<sup>2</sup> à usage agricole), compte une population de 1,5 millions d'habitants répartis sur une centaine de communes.

Le nord de la mer Adriatique gouverne l'écosystème de la lagune avec ses marées qui entrent et sortent deux fois par jour. Le volume d'eau échangé quotidiennement entre la mer et la lagune est d'environ 400 millions de m<sup>3</sup> et l'amplitude de la marée est de 70 cm mais est sujette à des variations importantes (Ministry for Infrastructure and Transport of Italy, 2006).

La lagune de Venise fait partie des sites inclus dans la Convention de Ramsar et est un site d'importance communautaire pour la conservation d'espèces et d'habitats, sous la directive Habitat et Natura 2000.

**Problème** : (Ministry for Infrastructure and Transport of Italy, 2006)

Au cours des derniers siècles, une série de phénomènes a profondément altéré l'environnement de la lagune. Les relations entre la terre et l'eau ont été modifiées ce qui a résulté en une baisse du niveau de la terre de 23 cm en 100 ans.

La crise actuelle du système lagunaire est due à plusieurs phénomènes :

- du XIV<sup>ème</sup> au XIX<sup>ème</sup> siècle, la déviation de certaines rivières, ce qui a pratiquement éliminé les apports de sédiments et de sable ;
- au XIX<sup>ème</sup> siècle, la construction de brise-lames afin de permettre le passage de bateaux modernes, ce qui a réduit la quantité de sédiments apportés par la mer ;
- la création au XX<sup>ème</sup> siècle du centre pétrochimique de Porto Marghera et le creusement de canaux de navigation profonds, avec l'émission de grandes quantités de substances polluantes dérivant de cette activité industrielle (auxquelles s'ajoutent les émissions d'origine agricole et domestique) ;
- enfin, des modifications profondes de l'hydrodynamique de la lagune.

Cette crise se manifeste par :

- une augmentation de la fréquence et de l'intensité des inondations ;
- une réduction des plages et une exposition accrue du littoral aux tempêtes ;
- une détérioration progressive de l'écosystème avec une réduction de la surface des marais salants, un creusement du lit de la lagune, une mauvaise qualité des eaux et des sédiments. La forte charge en nutriments de l'eau a entraîné des blooms algaux et on observe une régression de la taille des herbiers.

**Aspects administratifs** :

La forte inondation de novembre 1966 (194 cm au-dessus du niveau de la mer) a été le catalyseur qui a conduit à l'adoption des Lois Spéciales de 1973 et de 1984 par le Parlement Italien. Cette législation fournissait des outils pour la réduction de la pollution et la restauration de l'hydromorphologie de la lagune de Venise.



Ainsi, le Ministère italien des Travaux Publics – Autorité de l'Eau de Venise – a accordé une concession au Consorzio Veneria Nuova pour mettre en œuvre des mesures visant à restaurer l'hydrogéologie de la lagune de Venise (Guerzoni et al., 2003).

Outre l'Etat italien, d'autres instances interviennent dans la sauvegarde de Venise et de sa lagune. Ainsi, la Région de Venise est en charge de la réduction de la pollution de l'eau et les autorités locales de Venise et Chioggia s'occupent de la restauration et de l'entretien urbains ainsi que des mesures de promotion du développement socio-économique.

D'après l'article 4 de la loi n° 798/84, le système de mesures de sauvegarde de Venise et de sa lagune est le Comité ("Comitatone") composé des Ministères compétents (Infrastructure et Transport, Environnement et Protection Territoriale, Héritage Culturel et Activités, Éducation et Recherche Scientifique), le président de l'Autorité de l'Eau, le président de l'Autorité Régionale de Venise, les maires de Venise, Chioggia et Treport-Cavallino et deux représentants d'autres autorités locales situées autour de la lagune. Ce Comité est présidé par le Président du Conseil des Ministres (Consorzio Venezia Nuova, 2008).

### **Actions mises en place :**

Pour mener à bien les mesures de sauvegarde de Venise et de sa lagune, conformément à la loi n° 798 de 1984, l'Autorité de l'Eau de Venise – Consorzio Venezia Nuova a établi et mis en œuvre un Plan Général d'Interventions. Ces interventions sont en lien les unes avec les autres mais couvrent des domaines différents :

- la défense contre les hautes eaux (dont le cœur est constitué des barrières mobiles installées dans les trois communications avec la mer),
- la défense contre les tempêtes,
- la défense environnementale

Ces activités constituent le programme de défense, de récupération et de gestion de l'environnement le plus important que l'Etat italien ait jamais réalisé. (Consorzio Venezia Nuova, 2008 ; Consorzio Venezia Nuova, 2006)

Pour accomplir la tâche complexe de définir et mettre en œuvre les mesures de sauvegarde, il a été nécessaire de réaliser de nouvelles études ainsi que des travaux préliminaires d'expérimentation, afin d'obtenir des informations à jour sur le fonctionnement de la lagune. Un programme interdisciplinaire d'études et de suivi des interventions (avant et après leur mise en œuvre) a été défini dans un Plan Général d'Études, annexé au Plan Général d'Interventions, et est régulièrement mis à jour, intégré et certifié par des experts.

### **Le Plan Général d'Interventions :** (Consorzio Venezia Nuova, 2008)

Le volet d'interventions environnementales a pour objectif de s'opposer à la dégradation de l'écosystème due à l'érosion et à la pollution de l'eau et des sédiments. Il se divise donc en mesures pour la restauration morphologique et en mesures pour l'amélioration de la qualité de l'eau et des sédiments.

L'amélioration de la qualité de l'eau et des sédiments passe par l'interception et le traitement des entrées d'eau polluée provenant du bassin versant (pollution domestique et industrielle), par la lutte contre les fuites provenant de décharges abandonnées et par la réclamation du lit de la lagune dans les zones polluées. Un travail d'élimination des résidus industriels accumulés dans les canaux de Porto Marghera est en particulier effectué. Par ailleurs, depuis 1989, un ramassage des macroalgues (à plus de 90 % des ulves) est effectué.

Le second aspect du volet d'intervention environnementale, la lutte contre l'érosion, passe par certains travaux tels que le dragage des canaux de la lagune et l'utilisation des sédiments dragués pour reconstruire des vasières et des marais salants (dont la surface a fortement

diminué, passant de 115 km<sup>2</sup> en 1810 à 33,5 km<sup>2</sup> dans les années 2000, Cecconi, 2000), l'élévation du lit de la lagune pour limiter le mouvement des vagues ou la consolidation du lit par transplantation de zostères. Enfin, le Plan Général d'Intervention prévoit également de lutter contre le risque lié au trafic des pétroliers.

#### Transplantation de phanérogames :

Un projet pilote de transplantation de phanérogames (*Cymodocea nodosa* et *Zostera marina*) a été initié en avril 1994 pour une durée de 2 ans. Deux techniques différentes ont été testées : technique des mottes et technique des rhizomes. (Curiel et al., 2003) Ce projet fait partie des mesures mises en œuvre par le Consorzio Venezia Nuova.

Une technique de transplantation de phanérogames pour la biodiversité de l'habitat et pour améliorer la résilience de masses d'eau eutrophisées a été définie. Le Consorzio Venezia Nuova aimerait postuler pour un projet de l'Union Européenne de meilleures pratiques en restauration d'habitat. (Cecconi, 2010).

#### Résultats observés : (Consorzio Venezia Nuova, 2008)

##### Plan Général d'Intervention :

- Amélioration de la qualité de l'eau et des sédiments :

En 2008, des interventions avaient été réalisées pour sécuriser 5 décharges (ce qui correspond à une surface de 182 ha).

Par ailleurs, dans la zone industrielle de Porto Marghera, les travaux d'élimination des résidus polluants dans les canaux sont en cours et 322 000 m<sup>3</sup> de sédiments pollués ont été enlevés jusqu'en 2008. Il a été estimé que ceci correspond à seulement 10 % des sédiments entrés dans la catégorie des matériaux dangereux.



Les installations de Porto Marghera  
(source : Consorzio Venezia Nuova, 2008)

En ce qui concerne l'assainissement, des bassins d'expansion des crues ont été construits, ce qui donne au système la capacité suffisante pour faire face à ces événements et aux pics de pollution associés, sans altérer l'efficacité du traitement des eaux usées.

Depuis 1989, des campagnes de ramassage de macroalgues ont été lancées et depuis cette date, plus de 221 000 m<sup>3</sup> ont été collectés. Cette biomasse est principalement réutilisée comme engrais dans l'agriculture. Ces dernières années, des techniques de réutilisation des macroalgues pour la production de papier ont également été tentées, le papier produit présentant des caractéristiques différentes du papier issu du bois.



Ramassage des macroalgues dans la lagune et épandage agricole  
(source : Consorzio Venezia Nuova, 2008)

- Lutte contre l'érosion :

La restauration, reconstruction et protection des vasières et des marais salants joue un rôle important dans la restauration de l'équilibre environnemental de la lagune, en particulier par l'influence positive que ces éléments peuvent avoir sur l'intensité des vagues et la dispersion des sédiments.

En 2008, on compte 1 190 ha de vasières et de marais salants qui ont été reconstruits, à l'aide de sédiments appropriés, issus du dragage des canaux. Ceci correspond au dragage d'environ 168 km de canaux de la lagune. Dans le même temps, un programme cherche à protéger les marais salants existants de l'érosion.

Transplantation de phanérogames :

Suite au projet pilote de transplantation de phanérogames, il apparaît les deux méthodes de transplantation ont eu du succès. La technique des mottes semble cependant être plus performante pour *C. nodosa*. En revanche, on n'observe pas de différence significative pour *Z. marina*. Pour cette dernière, le taux moyen de survie en novembre 1994 (7 mois après la transplantation) est de 48 % pour les mottes et 60 % pour les rhizomes. Les résultats observés pour les 7 premiers mois de suivi sont présentés dans les tableaux ci-dessous (N.B. : une des cellules a été complètement recouverte de macroalgues et les transplants n'ont donc pas survécu).

La technique des mottes, bien qu'apparaissant comme plus performante, nécessite aussi un travail plus important dans le prélèvement, le transport et la plantation. Elle a également un impact assez fort sur le site donneur, qui peut être réduit en espaçant les points de prélèvement des mottes. Mais cette technique présente l'avantage d'être plus résistante au courant et aux vagues, et d'être plus adaptée à un sédiment peu ferme (par exemple sableux avec de faibles concentrations de matière organique). De plus, cette technique réduit le stress des plantes dans la période suivant la transplantation. (Curiel et al., 2003).

La transplantation de *Zostera noltii* dans des zones dégradées qui ne présentaient pas de colonisation naturelle a favorisé le développement de larges étendues de zostères.

Il est apparu que la transplantation était une mesure efficace, avec une expansion à proximité des sites de transplantation après seulement 12 mois et coalescence après 24 mois (Cecconi, 2000).

A

Cell	Beginning		3 <sup>rd</sup> month		7 <sup>th</sup> month	
	sod	rhizome	sod	rhizome	sod	rhizome
6	100	100	80	70	50	40
7	100	100	80	90	70	70
8	100	100	70	80	50	70
9	100	100	70	80	30	60
10	100	100	50	80	40	60
Average	100	100	70	80	48	60

B

Cell	Beginning		17 <sup>th</sup> month	
	m <sup>2</sup> (%) sod	m <sup>2</sup> (%) rhizome	m <sup>2</sup> (%) sod	m <sup>2</sup> (%) rhizome
6	1.038 (4.1)	0.3 (1.2)	22.5 (90)	25 (100)
7	1.038 (4.1)	0.3 (1.2)	15 (60)	12.5 (50)
8	1.038 (4.1)	0.3 (1.2)	20 (80)	17.5 (70)
9	1.038 (4.1)	0.3 (1.2)	-----	-----
10	1.038 (4.1)	0.3 (1.2)	12.5 (50)	20 (80)
Average	1.038 (4.1%)	0.3 (1.2%)	17.5 (70)	18.6 (74.4)

C

Cell	Beginning		17 <sup>th</sup> month	
	sod shoot m <sup>2</sup>	rhizome	sod shoot m <sup>2</sup>	rhizome
6	18	8	160	186
7	17	7	140	160
8	16	9	68	129
9	15	8	0	0
10	15	7	62	48
Average	16.2	7.8	107.5	130.6
Control			236	

Paramètres suivis pour *Z. marina* :

- A) % de survie des mottes et plants avec rhizomes transplantés,  
 B) Surface couverte (en m<sup>2</sup> et en % de la surface totale de la cellule, soit 25 m<sup>2</sup>),  
 C) Densité des plants (/m<sup>2</sup>)  
 (source : Curiel et al., 2003)

Les résultats du Plan Général d'Interventions semblent encourageants (mais on dispose malheureusement de peu de données pour étayer cette affirmation) et les vastes travaux de réduction de la pollution des eaux et des sédiments dans la lagune sont positifs. Cependant, d'après Guerzoni et al., 2003, une grande fragmentation sectorielle et intergouvernementale existe encore dans la gestion du système de la lagune de Venise, malgré la vaste autorité du Consorzio Venezia Nuova. Ces divisions de responsabilités et d'autorités s'opposent aux bénéfiques qui pourraient découler de l'adoption d'une approche écosystémique. Par exemple, le programme d'amélioration de la qualité de l'eau nécessite une mise en place simultanée de réduction de la pollution dans le bassin versant. Il serait donc bon que des arrangements institutionnels puissent améliorer la coordination de la gouvernance de la lagune de Venise afin de mettre en œuvre une gestion intégrée.

### **Indicateurs :** (Runca et al., 1996)

Malgré les efforts considérables en matière de réduction de la charge de pollution rejetée dans la lagune, la quantité de nutriments atteignant la colonne d'eau est plus que suffisante pour rendre le système eutrophisé. Il a été estimé que plus de 7 000 t d'azote et plus de 1 000 t de phosphore, provenant du bassin versant et des zones urbains et industrielles de la lagune, y sont rejetés chaque année.

L'utilisation d'une modélisation écologique de la lagune pour la croissance des ulves a permis d'estimer qu'une réduction de l'apport en nutriment de 60 %, accompagnée de modification morphologiques affectant une grande partie de la lagune, serait nécessaire pour obtenir des résultats significatifs.

		Nitrogen ( $\mu\text{ mol/l}$ )			
		N < 3	3 < N < 6	6 < N < 10	N > 10
Phosphorus ( $\mu\text{ mol/l}$ )	P < 0.25	Low			
	0.25 < P < 0.8	Reduced			
	0.9 < P < 2	Medium			High
	P > 2	High			

Critères pour la croissance potentielle d'*Ulva rigida* : concentration en azote et en phosphore  
(source : Runca et al., 1996)

D'après Bernstein et Cecconi, 1996, des mesures importantes ont été prises depuis 1985 et la charge en nutriments rejetée dans la lagune a été réduite de pratiquement 70 % de la charge en DBO<sub>5</sub>. Malgré cet effort, en 1994 la charge en azote restait élevée : 9 000 t sont produites dans le bassin versant et 6 500 t rejetées dans la lagune. Cette charge devrait passer à 5 400 t en 1999 puis à 3 400 t en 2005.

Le temps de résidence hydraulique est d'environ 10 – 14 jours (Cossarini et al., 2005)

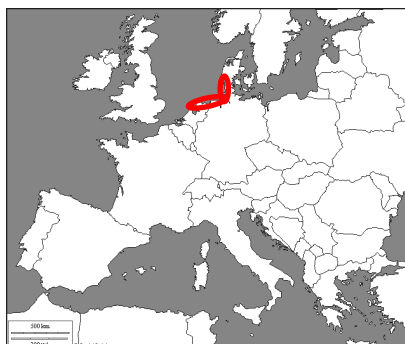
**Aspects financiers** : (Bernstein et Cecconi, 1996) :

En 1984, 1990 et 1992, les lois spéciales pour Venise ont attribué 1 milliard \$ de financement pour l'étude, la conception et la construction de barrières à marées et des travaux auxiliaires (50 km de renforcement et de protection de la ligne de côte, renforcement des jetées existantes aux entrées de la lagune, protection locale contre les marées hautes des sites historiques peu élevés au-dessus du niveau de la mer et programmes d'amélioration environnementale) ; et 14 milliard \$ de financement pour l'Autorité Régionale Vénitienne pour des mesures de réduction de la charge de polluants provenant du bassin versant de la lagune.

Pour ce qui concerne plus précisément la transplantation de phanérogames, Curiel et al., 2003, estiment que transplanter une zone de 1ha avec 10 000 mottes végétales ou 10 000 bottes de rhizomes peut être accompli avec 4 équipes de 3 personnes, pendant 50 jours. On peut réduire cette durée (de 50%) en utilisant des machines hydrauliques pour l'extraction des mottes et un engin approprié pour creuser les trous et y insérer les mottes dans le site receveur.

## Ouest de la mer des Wadden, Pays-Bas

### Présentation :



Localisation de la mer des Wadden  
(carte de gauche)  
et de la mer des Wadden néerlandaise  
(carte de droite)

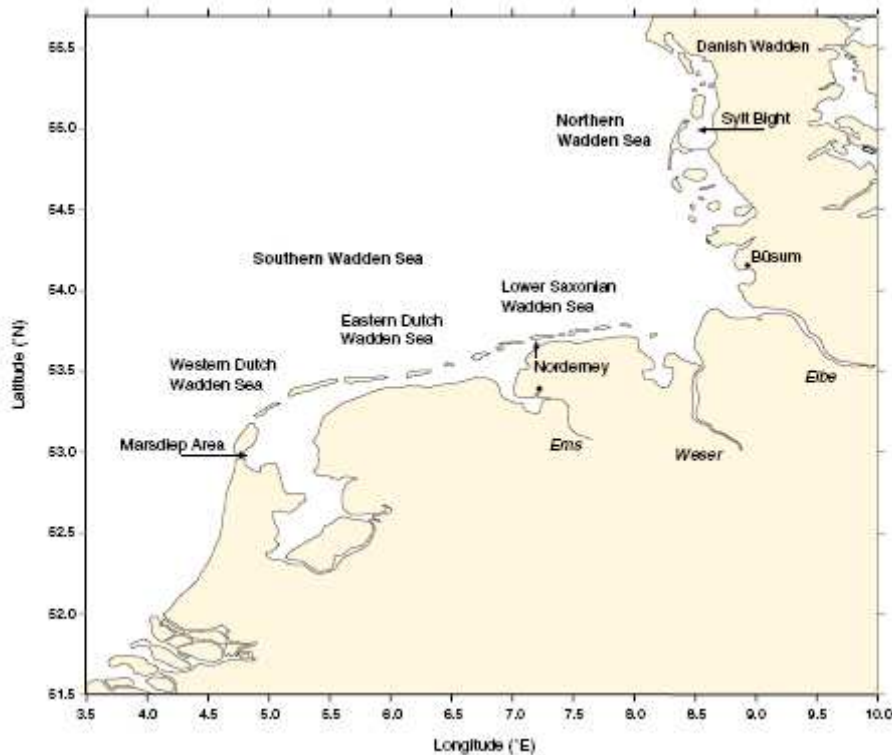


La Mer des Wadden est une mer côtière qui s'étend sur 450 kilomètres le long du littoral de la mer du Nord, du Helder aux Pays-Bas jusqu'à Esbjerg au Danemark en passant par les zones d'estuaires de la côte allemande. Elle couvre une zone d'environ 10 000 km<sup>2</sup> et est limitée au nord et à l'ouest par les îles de la Frise.

Un réseau de chenaux de marée, barres sableuses, vasières, marais salés, et îles crée cette zone de transition entre la terre et la mer caractérisée par les changements journaliers de la marée, et une forte dynamique de salinité, lumière, oxygène et température. Il en résulte un système complexe qui fournit un habitat exceptionnel à une faune et à une flore très riches. La mer des Wadden est l'une des plus vastes zones humides marines internationales.

Depuis 26 juin 2009, la mer des Wadden est sur la liste du patrimoine mondial de l'UNESCO.

Une coopération trilatérale (Pays-Bas, Allemagne et Danemark) pour la protection de la mer des Wadden a été établie en 1982.



Carte de la Mer des Wadden  
(source : Van Beusekom, J.E.E. 2006)

**Problème :** (Jager et al., 2002 ; Van Katwijk et Hermus, 2000)

La mer des Wadden a perdu au moins 150 km<sup>2</sup> de *Zostera marina* au cours du siècle dernier. Il existait deux types de *Zostera marina* : un type « robuste » vivant sous le niveau moyen de la mer, et un type « flexible », vivant dans la zone intertidale. Au début des années 1930, le type « robuste » a disparu complètement pendant l'épidémie de « wasting disease » (« maladie du dépérissement ») qui a affecté les populations de zostères partout dans le monde. Ceci est survenu en même temps que la construction de l'Afsluitdijk, qui fermait le Zuiderzee, et que quelques années de diminution de l'intensité de la lumière du soleil. Alors que les herbiers de zostères se sont redéveloppés après cette épidémie dans d'autres régions du monde, cela n'a pas été le cas dans la mer des Wadden néerlandaise, principalement à cause du niveau élevé de turbidité et plus tard des activités de pêche de coquillages. De plus, la charge en nutriments a fortement augmenté dans l'eau (Katwijk, 2003).

Le type « flexible » s'est rétabli et on le trouve encore dans certaines zones, mais il a disparu totalement de l'ouest de la mer des Wadden dans les années 1970.



Herbiers de *Zostera marina* dans le nord de la Mer des Wadden  
(source : Van der Graaf et al., 2009)

On attribue à l'augmentation de la turbidité et des activités de pêche le fait que les populations de *Zostera* ne se rétablissent pas dans l'ouest de la mer de Wadden.

**Actions mises en place** : (Van Katwijk et Hermus, 2000) :

Récemment, la turbidité a diminué et les activités de pêche ont été interdites dans certaines zones. La restauration de biotopes de *Z. marina* L. est une cible écologique majeure de la politique du gouvernement néerlandais : en 1998, elle a été formulée comme l'une des mesures du programme d'action pour la mer des Wadden néerlandaise ("Maatregelenprogramma Waddenzee", cf. Jager et al., 2002).

Il est nécessaire de procéder à la réintroduction car les zostères ne peuvent revenir spontanément dans l'ouest de la mer des Wadden : la distance jusqu'aux populations les plus proches est trop importante et les courants transportant les graines sont orientés dans la direction opposée. De plus, la disparition des zostères est due à une altération des sédiments, une augmentation de la turbidité et de l'hydrodynamique résultant de la disparition d'abris fournis par les phanérogames voisines. L'habitat est donc moins propice à un rétablissement naturel des plants. Cependant, les niveaux de turbidité, nutriments et salinité aujourd'hui ne sont plus contraires à la croissance des zostères : il est donc possible de les ré-introduire (Jager et al., 2002).

Une expérience pilote de transplantation a été lancée en juin 1993 afin de tester les conséquences de la dynamique de l'eau et des sédiments sur les transplants de zostères (Katwijk et Hermus, 2000).

Puis une expérience de réintroduction a été engagée par le Directeur Régional de la Hollande du Nord du Directeur Général pour les Travaux Publics et la Gestion de l'Eau (« Rijkswaterstaat »). Cette expérience a débuté en 2002 et s'est achevée en 2006. Elle est menée par l'université de Nijmegen en coopération avec Alterra et est supervisée par l'Institut National de Gestion Côtière et Marine (RIKZ). L'objectif principal de cette expérience est de rétablir une population de zostères auto-entretenu dans l'ouest de la mer des Wadden, ce qui formerait une source pour une expansion dans d'autres parts de la mer des Wadden néerlandaise (Van Katwijk et Hermus, 2000). Les transplantations ont été menées en se fondant sur l'expertise obtenue par les recherches et expériences précédentes sur les conditions d'habitat, la conformité du donneur et les techniques de transplantation. (Bos et al., 2005). Un modèle de compatibilité d'habitat a été développé pour sélectionner les sites optimaux de transplantation. On a fait varier la profondeur de transplantation, la taille et la densité des unités de plantation afin d'optimiser la technique ; certaines transplantations ont été effectuées à proximité d'un lit de moules pour tester les effets de facilitation

Durant les 4 années de l'expérimentation, environ 5 900 plants de *Zostera marina* ont été transplantés du site donneur (dans l'estuaire de l'Ems, à l'est de la mer des Wadden néerlandaise) à plusieurs sites sélectionnés dans des "tidal flats" de Balgzand (Province de la Hollande du Nord) et de Mokbaai (Ile de Texel). Les transplantations ont été réalisées en juin et la survie et le développement des plants ont été suivis pendant les saisons de croissance. Chaque année, en août, la couverture de plantes, le développement des feuilles et la production de graines ont été suivis. De plus, les paramètres biotiques et abiotiques tels que la couverture d'épiphyte, l'abondance de macro-algues, la densité d'invertébrés et la qualité de l'eau et des sédiments ont été étudiés (Van der Graaf et al., 2009).



Depuis 1991 dans la mer des Wadden, une cartographie des herbiers est effectuée chaque année par le Ministère des Travaux Publics et de la Gestion de l'Eau. Un plan de communication a également été mis en place en 2002 par le Ministère du Transport, des Travaux Publics et de la Gestion de l'Eau et a formulé les objectifs suivants :

- création d'un soutien public pour le projet de réintroduction ;
- visualisation du projet ;
- information des personnes intéressées ;
- transfert de connaissances.

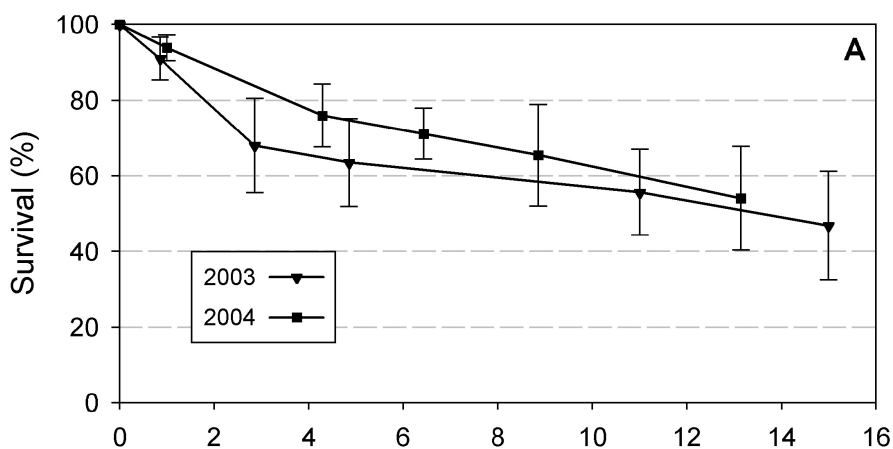
(Ministère néerlandais des Travaux Publics et de la Gestion de l'Eau)

### **Résultats observés :**

Il semble d'après les expériences réalisées par van Katwijk et Hermus que l'exposition des plants de zostère à une forte hydrodynamique soit un facteur très défavorable pour la reprise des zostères : les plants non protégés ont été tous perdus. Cependant, lorsque les zostères sont transplantées dans des sites abrités, l'expérience a montré un développement très rapide des zostères (dans certains sites, le nombre de plants a même triplé en trois mois). Malheureusement, tous ces transplants ont été perdus suite à une période de froid intense (-15°C en février 1994) (van Katwijk et Hermus, 2000).

Les transplantations initiées en 2002 ont permis de déterminer qu'une densité plus élevée (14 vs 5 plants /m<sup>2</sup>) a un effet favorable pour la survie des transplants, sauf dans les sites les plus abrités où la densité n'a pas d'effet. Les variations de taille d'unité de plantation (37 vs 61 plants) n'avaient pas d'effet alors que les variations de profondeur (+2 vs +8 cm par rapport au niveau moyen de la mer n'avaient qu'un effet marginal. Planter dans un espace ouvert au sein d'un banc de moules avait un effet positif sur la survie de zostères pendant la première saison de croissance, ce qui traduit la facilitation.

Les transplantations de 2002 ont échoué : il s'est avéré que les données sur la profondeur étaient erronée. Les plants ont donc été installés à une profondeur plus importante que prévu. En juin 2003, environ 1 800 plants de zostères ont été transplantés dans trois sites de la zone de Balgzand. Sur l'un des sites, environ 50 % des plants transplantés se sont développés à la fin de la période de croissance, mais on n'a pas observé de graines, ni de plants au printemps 2004. Puis les sites de fort taux de survie en 2003 ont été sélectionnés pour de nouvelles transplantations (environ 1 400 plants en juin 2004). A nouveau, environ 40 % des plants ont survécu à la fin de la saison de croissance (voir figure ci-dessous) (Bos et al., 2005)



Taux de survie des zostères transplantées dans deux sites de la zone de Balgzand.

En abscisse, le nombre de semaines après la transplantation.

(source : Bos et al., 2005)

En 2003 les herbiers de zostères dans la mer de Wadden couvrent environ 270 ha, mais ce chiffre varie d'année en année (fluctuations assez importantes).

Des transplantations de phanérogames ont été effectuées et étudiées depuis plusieurs décennies dans le monde entier et il semble être assez habituel dans les expériences de transplantation de voir le nombre total de plants par unité de plantation décroître de façon logarithmique jusqu'à atteindre un nombre stable. Le taux de survie des transplants fluctuerait autour d'une médiane de 35 % dans les études de transplantation des zostères (Bos et ses collègues citent Fonseca et al., 1998 : Fonseca M.S., W.J. Kenworthy and G.W. Thayer. 1998. Guidelines for the conservation and restoration of seagrasses in the United States and adjacent waters. NOAA Coastal Oceans Program Decision Analysis Series No. 12 NOAA Coastal Ocean Office, Silver Spring MD). Pour les expériences de transplantations de zostères dans la mer des Wadden néerlandaise, le taux de survie s'échelonne entre 28 % et 68 % 7 semaines après la transplantation. Bien que ces plantes survivantes produisent des inflorescences, la survie hivernale et la croissance des pousses étaient faible, peut-être en raison d'une faible maturation des graines.

Il semble d'après les expériences réalisées par van Katwijk et Hermus que l'exposition des plants de zostère à une forte hydrodynamique soit un facteur très défavorable pour la reprise des zostères : les plants non protégés ont été tous perdus. Cependant, lorsque les zostères sont transplantées dans des sites abrités, l'expérience a montré un développement très rapide des zostères (dans certains sites, le nombre de plants a même triplé en trois mois). Malheureusement, tous ces transplants ont été perdus suite à une période de froid intense (-15°C en février 1994) (van Katwijk et Hermus, 2000).

Les conclusions apportées en 2009 par le Quality Status Report, publié par le Common Wadden Sea Secretariat - Trilateral Monitoring and Assessment Group, sur les opérations de restauration des herbiers de zostères dans l'Ouest de la mer des Wadden ne sont pas très optimistes (Van der Graaf et al., 2009).

Les transplantations n'ont réussi que dans deux sites. Dans l'un, *Z. marina* est présente depuis 1998 mais ne fleurit pas car elle est régulièrement recouverte par des couches denses de macro algues. Dans l'autre, le taux de survie de *Z. marina* a été très élevé, mais on a observé une faible survie et germination des graines en raison des conditions hydrodynamiques et de la salinité assez basse.

D'après les auteurs, des transplantations à plus grande échelle pourraient augmenter les chances de survie de *Z. marina*, mais le résultat est généralement incertain. C'est pourquoi ils recommandent de ne pas continuer à effectuer de coûteuses transplantations à grande échelle. L'alternative meilleur marché serait pour eux de déposer des graines porteuses de pousses (cette méthode a déjà été testée à petite échelle aux Pays Bas).

Enfin, les auteurs du Quality Status Report considèrent que, bien que les conditions d'exposition à la marée, de turbidité, et salinité et de disponibilité des nutriments sont comparables à celles qui étaient présentes lorsque les populations de zostères étaient beaucoup plus développées, il semble que la luminosité et les fortes fluctuations de salinité, ainsi que les situations exposées vis-à-vis des tempêtes, limitent les possibilités de réimplantation de zostères dans l'ouest de la mer des Wadden. Une augmentation de la surface intertidale de phanérogames ne peut être obtenue que suite à des efforts intensifs. Il reste cependant (modélisation des habitats) 180 potentiellement très appropriés pour les zostères, et 1 750 ha appropriés. Bien que ceci soit supérieur à la surface actuelle d'herbier, c'est encore bien inférieur aux 30 000 ha d'avant les années 1930.

Toutefois, Marieke van Katwijk attire l'attention sur le fait que le Quality Status Report n'est pas très exact (van Katwijk, 2010).