

Département Océanographie et Dynamique des Ecosystèmes Côtiers - Laboratoire  
Environnement Ressources Languedoc-Roussillon

Jocelyne Oheix, Vincent Ouisse, Dominique Munaron, Ines Le Fur, Valérie Derolez

Septembre 2015 RST.ODE/UL/LER/LR/15-29



---

## ETUDE DE *RUPPIA CIRRHOSA* DANS LA LAGUNE DE CANET-ST-NAZAIRE



*Ruppia cirrhosa* dans l'étang de Canet-St-Nazaire durant l'été 2012 (Photo JY Jouvenel-P2A, 2012)

## ETUDE DE *RUPPIA CIRRHOSA* DANS LA LAGUNE DE CANET-ST-NAZAIRE

Jocelyne Oheix, Vincent Ouisse, Dominique Munaron, Ines Le Fur, Valérie Derolez

UMR MARBEC (Ifremer)  
Station Ifremer, Avenue Jean Monnet, CS 30171, 34203 Sète Cedex, France

## FICHE DOCUMENTAIRE

<b>Numéro d'identification du rapport :</b> <b>Diffusion :</b> libre : <input checked="" type="checkbox"/> restreinte : <input type="checkbox"/> interdite : <input type="checkbox"/>  <b>Validé par :</b> Nathalie Malet  Adresse électronique : nmalet@ifremer.fr		<b>date de publication :</b> sept. 2015  <b>nombre de pages :</b> 40  <b>bibliographie :</b> Oui  <b>illustration(s) :</b> Oui  <b>langue du rapport :</b> F
<b>Titre :</b> Etude de <i>Ruppia cirrhosa</i> dans la lagune de Canet-St-Nazaire		
Rapport intermédiaire <input type="checkbox"/> Rapport définitif <input checked="" type="checkbox"/>		
Encadrement(s) :		
<b>Résumé</b>  <p>L'herbier de <i>Ruppia cirrhosa</i> a connu des périodes de fortes régressions et de reprises dans la lagune de Canet-St-Nazaire. Pour mieux comprendre ces fluctuations, une étude bibliographique de la physiologie de la phanérogame <i>Ruppia cirrhosa</i> est réalisée, associée à l'analyse des données disponibles dans la lagune de Canet (acquises notamment dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire). Les éléments influant sur le développement ou la régression de <i>Ruppia cirrhosa</i> sont étudiés à la lumière des connaissances bibliographiques. L'eutrophisation et la contamination chimique, associées à des paramètres environnementaux parfois défavorables ont pu contribuer au déclin de l'herbier après 2002. Les conditions qui ont permis la reprise de l'herbier à partir de 2011 ne sont pas clairement explicitées. Des suivis réguliers des peuplements végétaux associés aux suivis de certains éléments ciblés seraient nécessaires pour une meilleure compréhension du fonctionnement de l'herbier de <i>Ruppia cirrhosa</i> dans la lagune de Canet St-Nazaire.</p>		
<b>Mots-clés :</b> <i>Ruppia cirrhosa</i> , lagune de Canet-St-Nazaire, paramètres hydrologiques, eutrophisation, consommation de l'herbier, contamination chimique		

## SOMMAIRE

1	Contexte .....	4
1.1	La lagune de Canet-St-Nazaire.....	5
1.2	<i>Ruppia cirrhosa</i> .....	7
2	Les données disponibles dans la lagune de Canet.....	9
2.1	Colonne d'eau.....	9
2.2	Macrophytes.....	11
2.3	Sédiments.....	11
3	Résultats des suivis du compartiment macrophytes.....	12
3.1	le recouvrement par <i>Ruppia cirrhosa</i> .....	12
3.2	Le résultat des diagnostics de la qualité du RSL.....	13
3.3	Cartographie réalisée par le bureau d'étude « oceanide » .....	14
4	Éléments influant sur le développement ou la régression de <i>Ruppia cirrhosa</i> dans la lagune de Canet..	15
4.1	paramètres hydrologiques .....	15
4.2	Eutrophisation .....	21
4.3	Contamination chimique de l'étang de Canet .....	29
4.4	Consommation de l'herbier par les brouteurs et les oiseaux.....	33
5	Conclusion et perspectives.....	35
6	Bibliographie.....	38

## 1 CONTEXTE

L'extension des herbiers de *Ruppia cirrhosa* dans la lagune de Canet présente des fluctuations importantes. Les suivis successifs du compartiment macrophytes dans la lagune de Canet ont permis d'observer une disparition de l'herbier de *Ruppia cirrhosa* entre 2005 et 2009 et une reprise assez rapide de cet herbier entre 2009 et 2011. Le dernier diagnostic, en 2012, faisant état d'un recouvrement supérieur à 70% par l'herbier de *Ruppia cirrhosa* sur l'ensemble des stations de la lagune.

La phanérogame *Ruppia cirrhosa* est classée comme espèce de référence (sensible à l'eutrophisation) dans la liste d'espèces établie pour réaliser les diagnostics de qualité par le compartiment macrophytes dans le cadre du réseau de suivi lagunaire (RSL) et de la Directive cadre sur l'eau (DCE). La disparition de l'herbier de *Ruppia* en 2005 jusqu'en 2009 puis la reprise de l'herbier de *Ruppia* en 2011-2012 a fait passer le compartiment macrophytes de l'étang de Canet d'un état mauvais à un état très bon en 2012 en seulement 3 ans. Le diagnostic RSL de la colonne d'eau et du phytoplancton réalisé en 2011 révèle pourtant un état mauvais de ces compartiments vis-à-vis de l'eutrophisation.

Dans ce contexte, une meilleure connaissance de la biologie et de l'écologie de la phanérogame *Ruppia cirrhosa* est nécessaire pour comprendre quels facteurs ont pu provoquer sa disparition et quels sont les éléments qui ont favorisés sa reprise.

L'étude des paramètres du milieu acquis lors des différents suivis de la lagune de Canet permettront également de mieux connaître les facteurs de contrôle du développement de cette espèce.

## 1.1 LA LAGUNE DE CANET-ST-NAZAIRE

La lagune de Canet-St-Nazaire est la plus méridionale et l'une des lagunes les moins profondes du Languedoc-Roussillon (profondeur moyenne 0.5m). Cette lagune est le réceptacle des eaux drainées sur un bassin versant de 260 km<sup>2</sup>, soit 53 fois sa propre surface (figure 1). Les apports d'eau douce conditionnent le fonctionnement de la lagune et sa qualité étant donné le rapport entre le volume entrant et le volume de la lagune (Ifremer, 2002). Schématiquement, les volumes d'eau douce apportés annuellement à l'étang représentent environ 23 fois son volume propre (Wilke, 1997). Il suffit d'un débit entrant de 23 m<sup>3</sup>/s pour amener à l'étang l'équivalent de son volume en 24 heures, débit correspondant à celui observé en période de forte pluie. Les apports solides associés contribuent à son comblement mais également à son eutrophisation.

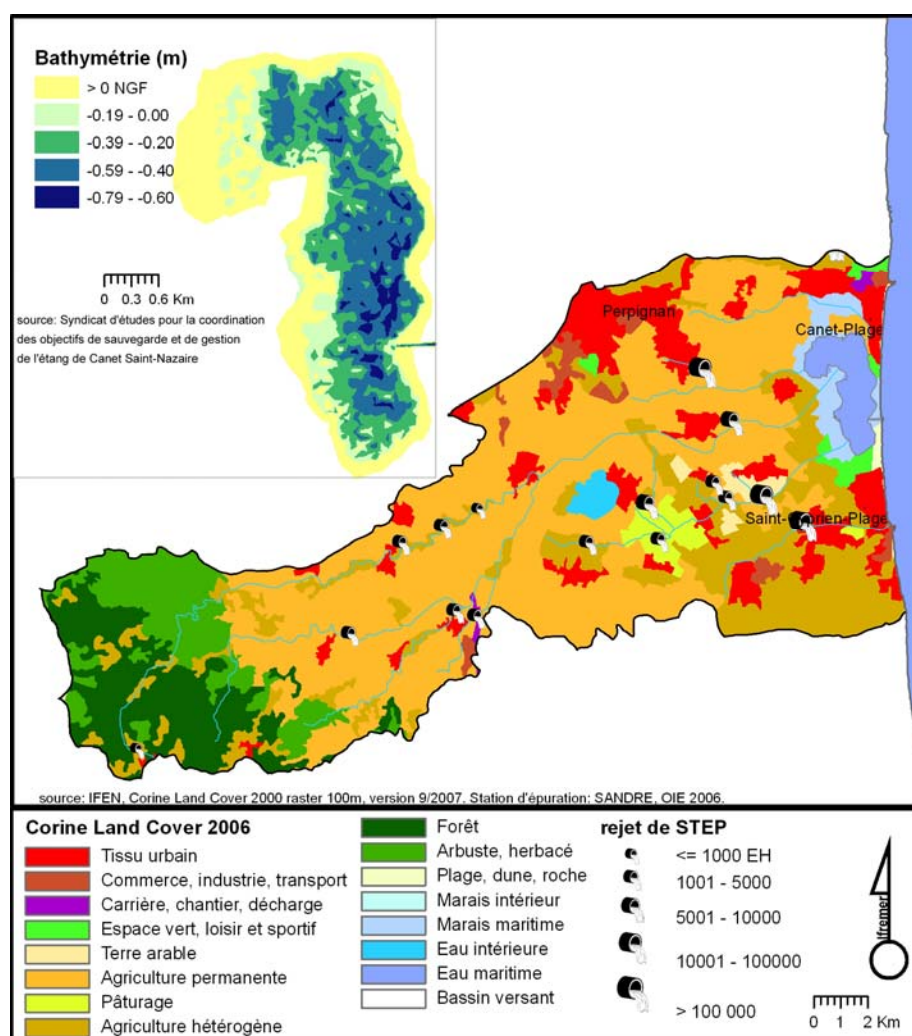


Figure 1 : Présentation de la lagune de Canet et de son bassin versant

L'étang de Canet est très impacté par les apports des rivières (particulièrement l'Agouille del mar). Celles ci apportent les effluents de plusieurs stations d'épuration fonctionnant mal (<5000 équivalent habitants), particulièrement pendant la période d'été caractérisée par des niveaux d'eau faibles et une importante pression touristique (Vouvé 2013). Mais différents travaux sur les stations d'épuration des eaux usées (STEU) ont eu lieu en 2012 qui ont pu contribuer à la diminution des apports, tels que la mise en service de quatre nouvelles STEU en remplacement de sept anciennes installations, toutes équipées d'un traitement complémentaire de l'azote et du phosphore (notamment sur l'Agouille de la Mar).

La lagune de Canet est en relation avec la mer par un grau temporaire dont l'ouverture est gérée par des vannes (figure 2).



**Figure 2 : Vue du barrage (intégrant les vannes) en sortie de grau**

Un protocole de gestion des vannes a été mis en place fin 2008 par Perpignan Méditerranée Communauté d'Agglomération, l'organisme gestionnaire du complexe lagunaire de Canet St-Nazaire avec les objectifs suivants :

- maintenir une hauteur d'eau suffisante en été pour éviter l'assèchement en évitant l'ouverture des vannes après mai (mais en cas de fortes précipitations en été, les vannes peuvent être ouvertes). L'enjeu de l'hiver est de stocker de l'eau jusqu'à 30cm NGF.
- éviter les crises anoxiques. Un déficit en oxygène peut entraîner la décision d'ouvrir les vannes en été.

## 1.2 RUPPIA CIRRHOSA

*Ruppia cirrhosa* est une phanérogame généralement inféodée aux milieux qui subissent de fortes variations de salinité, comme la lagune de Canet. A ce titre, elle n'est pas considérée par les spécialistes comme une phanérogame marine (Ifremer 2003). C'est une espèce typique des lagunes saumâtres.

*Ruppia cirrhosa* produit une longue inflorescence étroite inclinée avec deux petites fleurs à l'extrémité. Lorsque le fruit se développe, le pédoncule forme une spirale bien marquée (figure 3).



Figure 3 : Feuilles sur stolon et tige florifère de *Ruppia cirrhosa* (photos J. Oheix)



*Ruppia cirrhosa* se distingue de *Ruppia maritima* par les inflorescences et les fruits (Mouronval & Baudouin, 2010). Pour *Ruppia maritima*, le pédoncule est généralement plus court que celui de *Ruppia cirrhosa* et les pédicelles qui portent les fruits sont beaucoup plus courts (quelques millimètres). La pollinisation a lieu en surface pour *Ruppia cirrhosa* tandis que la pollinisation de *Ruppia maritima* a lieu sous la surface (Verhoeven 1979). *Ruppia maritima* a également des feuilles moins larges que *Ruppia cirrhosa* en moyenne.

Le cycle de vie annuel de *Ruppia cirrhosa* comprend une phase de dormance hivernale avec des stolons portant des feuilles. La transition entre un état de dormance hivernal (croissance nulle) et la croissance exponentielle est déterminée par la température (Verhoeven, 1979). Au printemps, commence une croissance végétative rapide, avec bourgeonnement de rhizomes, des tiges fortement ramifiées colonisant le fond et l'eau. On observe la floraison de juin à septembre puis des fruits sont produits après quelques semaines (Calado et Duarte, 2000, Verhoeven, 1979). Après quelques mois de croissance exponentielle, en automne, les longues tiges se décomposent près de leurs bases, provoquant le détachement des parties aériennes. Puis la biomasse diminue du fait de l'arrachement lié au vent. Par la suite, on peut observer une nouvelle période de croissance si les conditions sont favorables ou bien, le passage en dormance hivernale (Verhoeven, 1979).

Les deux espèces de *Ruppia* (*Ruppia cirrhosa* et *Ruppia maritima*) ont deux formes de reproduction : sexuée avec production de graines et asexuée avec développement de rhizomes. L'extension dans une aire géographique des *Ruppia* est probablement due à leur reproduction sexuée car leur production de graines est abondante, celles-ci étant dispersées en partie par les courants mais également par les oiseaux. La croissance végétative par rhizomes aussi bien que la reproduction sexuée permettent probablement aux herbiers établis de *Ruppia* de se maintenir et de s'étendre (Lepareur, 2010).

Gesti J. *et al* (2005) montrent que *Ruppia* présente une grande plasticité dans l'allocation des ressources pour la production de graines ou la croissance végétative. La germination des graines de *Ruppia cirrhosa* a été peu observée car la dormance des graines est imprévisible. D'après Verhoeven (1979), dans les plans d'eau permanents, la température est le facteur déterminant la germination, le bourgeonnement des rhizomes et la croissance exponentielle sont également régulés par la température. La germination de graines et le bourgeonnement de rhizomes pour les trois taxa de *Ruppia*<sup>1</sup> commencent dans la première période après l'hiver avec des minima de températures de l'eau au-dessus de 10 et des maxima au-dessus de 15°C (Verhoeven, 1979).

Les performances photosynthétiques et la croissance de *Ruppia cirrhosa* sont faibles en comparaison des macroalgues mais fortes en comparaison des phanérogames marines (Orfanidis S., 2011). La croissance de *Ruppia* est plus rapide que celles des autres herbiers, du genre *Zostera*.

---

<sup>1</sup> intégrant la variété *Ruppia maritima* var. *brevirostris*

## 2 LES DONNEES DISPONIBLES DANS LA LAGUNE DE CANET

### 2.1 COLONNE D'EAU

A partir de 2001, des suivis de la qualité hydrologique ont été réalisés pendant la période estivale en juin, juillet et août au niveau de deux stations situées au nord (CNN) et au sud (CNS) de la lagune (figure 4) dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire (RSL) et de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). Les paramètres suivis sont les paramètres physico-chimiques (T, S, O<sub>2</sub>) et les concentrations en nutriments et en chlorophylle *a* ainsi que les abondances de pico et nano phytoplancton. Les méthodes et grilles de diagnostic de la colonne d'eau et du phytoplancton sont décrites dans le rapport de Baehr *et al.*, 2013.

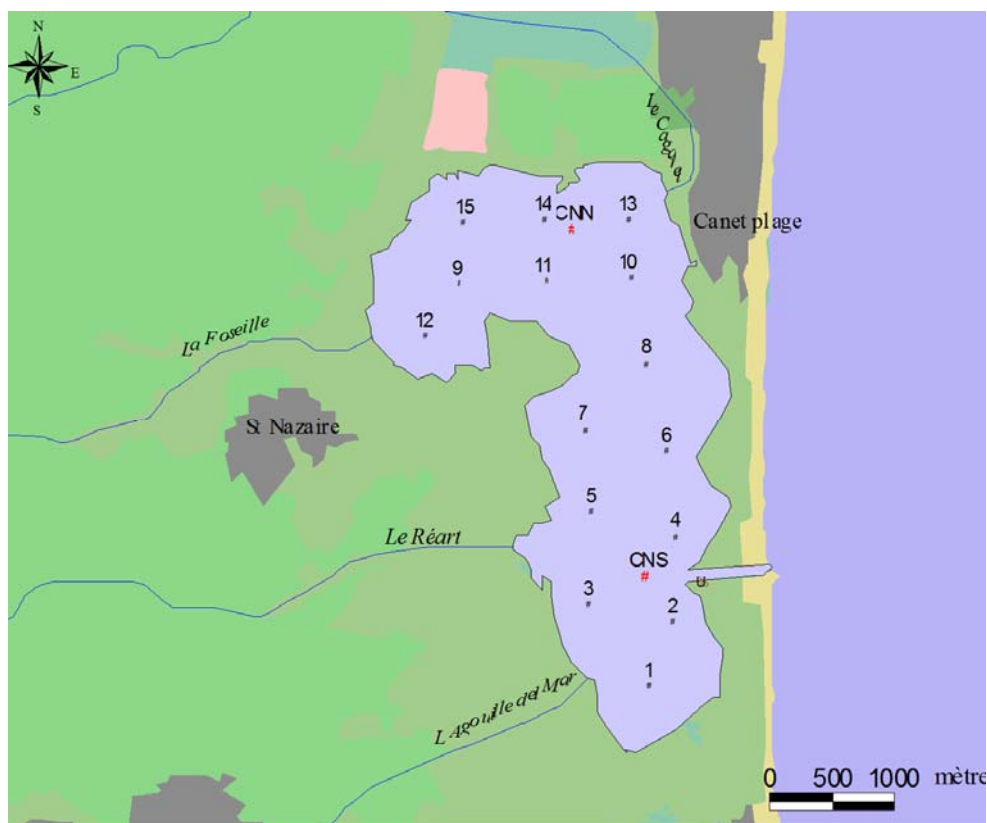


Figure 4: Les points de suivis hydrologiques (en rouge) et benthiques du RSL sur l'étang de Canet

Une étude sur le niveau d'exposition des lagunes aux contaminants chimiques a été réalisée en 2010 (Munaron *et al.*, 2013). Les sites étudiés correspondent aux masses d'eau de transition de la façade méditerranéenne française, 26 lagunes dont la lagune de Canet, ont été échantillonnées au moyen d'échantillonneurs intégratifs (SBSE, POCIS et DGT) entre mai et août 2010, afin d'obtenir une image de la contamination chimique de leur colonne d'eau.

Dans le cadre du Forum Interrégional des Lagunes Méditerranéennes (FIL MED), un suivi hydrologique dans l'étang de Canet est réalisé depuis 2006 par Perpignan Méditerranée Communauté d'Agglomération, l'organisme gestionnaire du complexe lagunaire de Canet St-Nazaire. Six stations sont suivies avec une fréquence hebdomadaire : Esparrou, Village pêcheur, Pont (au niveau du grau), Golf, Agouille Mar, Fosseille, à partir de 2006. La station Réart en débouché du ruisseau est suivie ponctuellement (figure 5).



Figure 5: Localisation des points de suivi FIL MED, carte extraite du "protocole de gestion et manipulation de l'ouvrage à vannes du grau des Basses (Commune de Canet en Roussillon)" Perpignan méditerranée-Communauté d'agglomération

## 2.2 MACROPHYTES

Dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire et de la Directive Cadre sur l'Eau, quatre diagnostics estivaux des macrophytes ont été réalisés en 2002, 2005, 2009 et 2012 au niveau de 15 stations benthiques (figure 4).

En 2002, la méthode consiste à estimer le recouvrement végétal total et à établir la biomasse de poids sec de chaque espèce de macrophytes récoltées dans un quadrat. Les années suivantes, les diagnostics sont réalisés en estimant le recouvrement végétal total et en estimant le pourcentage relatif de chaque espèce présente (méthode décrite en annexe 2 du guide de reconnaissance et de suivi des macrophytes des lagunes du Languedoc-Roussillon, Lauret *et al.* (2011)).

Une cartographie des herbiers a également été réalisée en 2011 pour la communauté d'agglomération de Perpignan (Dalias *et al.*, 2011).

## 2.3 SEDIMENTS

Dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire, un diagnostic du sédiment a été réalisé en 2002 et en 2012 avec des analyses de granulométrie et des dosages de l'azote total, du phosphore total et de la matière organique.

Dans le cadre du réseau d'observation de la contamination chimique (ROCCH) opéré par Ifremer, des contaminants chimiques sont mesurés dans le biote (coquillages en élevage) et dans les sédiments. Dans les sédiments, les contaminants recherchés sont des métaux, des Organochlorés (insecticides et PCBs) et des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP).

### 3 RESULTATS DES SUIVIS DU COMPARTIMENT MACROPHYTES

#### 3.1 LE RECOUVREMENT PAR *RUPPIA CIRRHOSA*

*Ruppia cirrhosa* est l'espèce dominante les peuplements végétaux. Le pourcentage de recouvrement total par la végétation dans l'étang de Canet est en relation avec l'expansion ou la régression de l'herbier de *Ruppia cirrhosa* (figure 6).



**Figure 6: Pourcentage de recouvrement de l'herbier de *Ruppia* par rapport à la surface explorée des stations benthiques dans la lagune de Canet de 2002 à 2012**

En 2002, une majorité des stations suivies dans la lagune de Canet est colonisée par *Ruppia cirrhosa* (11 stations sur 15). Cependant, seulement 4 stations, les stations 3, 4 et 5, situées dans la partie sud et la station 10, située dans la partie nord, sont recouvertes entièrement par l'herbier avec 100 % de recouvrement. *Ruppia cirrhosa* est quasiment la seule espèce présente dans six autres stations mais ne recouvre que 10 % à 50 % de la surface.

En 2005, la quasi-totalité de l'herbier à *Ruppia* a disparu, seules subsistent quelques pousses sur les bords aux alentours de la station 4 et on note la présence de *Ruppia* station 11 .

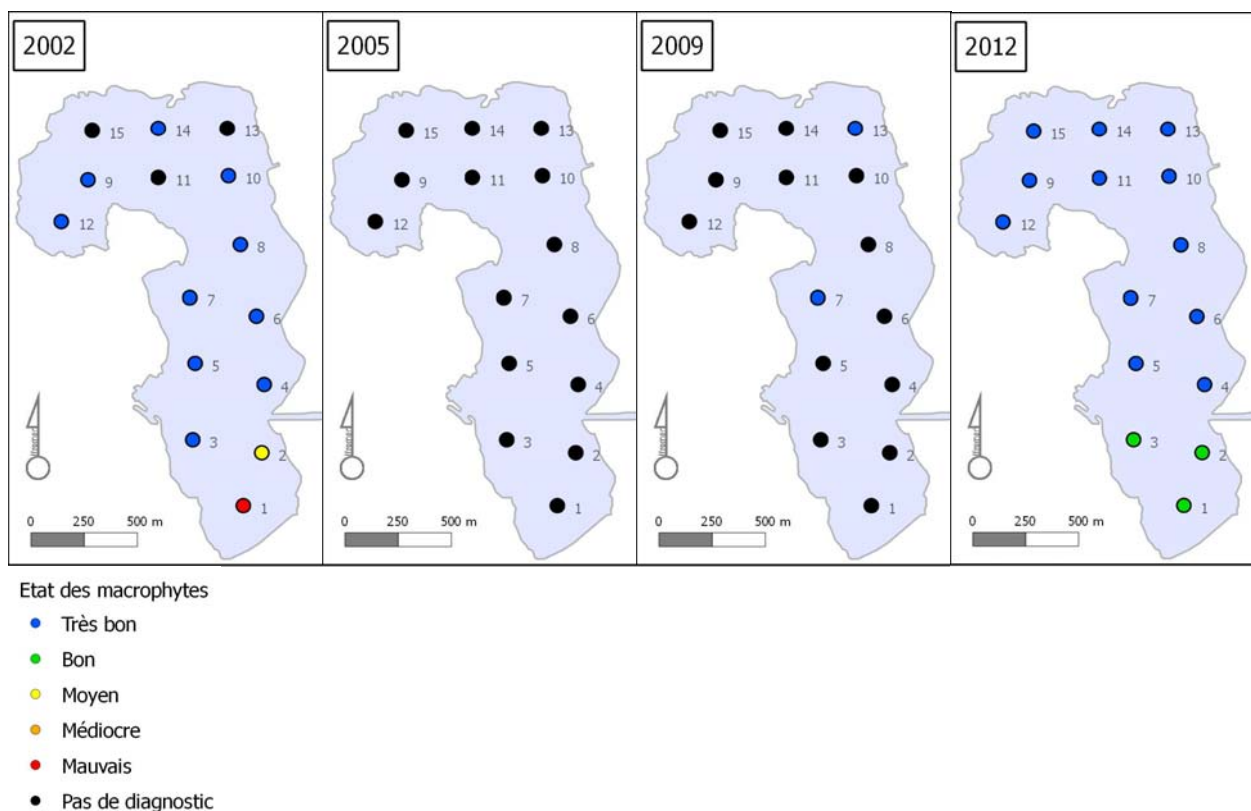
En 2009, la végétation est quasiment absente excepté pour les stations 7 et 13 avec un recouvrement total relativement faible de 13 et 33 % de *Ruppia cirrhosa* et les stations 5 et 14 où le recouvrement de *Ruppia* est inférieur à 5%.

En 2012, la phanérogame *Ruppia cirrhosa* représente la majeure partie de la végétation avec seulement quelques macroalgues vertes opportunistes au sud de l'étang.

La richesse spécifique est généralement faible avec l'observation ponctuelle d'espèces opportunistes susceptibles de proliférer.

### 3.2 LE RESULTAT DES DIAGNOSTICS DE LA QUALITE DU RSL

Les cartes de la figure 7 présentent les résultats des diagnostics de la qualité vis-à-vis de l'eutrophisation par le compartiment macrophytes de 2002 à 2012.



**Figure 7: diagnostic de la qualité vis-à-vis de l'eutrophisation par le compartiment macrophytes de 2002 à 2012**

En 2002, *Ruppia cirrhosa* représente une part relative de la végétation prépondérante pour 11 stations sur 15 et le peuplement de macrophytes est classé en bon état (figure 7).

En 2005, l'ensemble des stations diagnostiquées présente une couverture végétale inférieure à 5% interdisant de réaliser le diagnostic.

En 2009, le diagnostic est possible seulement pour les deux stations où il y a un recouvrement de la végétation supérieure à 5%.

Le diagnostic "macrophyte" 2012 montre que l'ensemble des stations de la lagune de Canet est en bon ou très bon état vis-à-vis de l'eutrophisation (12 stations en très bon état et 3 stations en

bon état). La phanérogame *Ruppia cirrhosa* représente la majeure partie de la végétation avec seulement quelques macroalgues vertes opportunistes au sud de l'étang.

### 3.3 CARTOGRAPHIE REALISEE PAR LE BUREAU D'ETUDE « OCEANIDE »

La cartographie réalisée en 2011 par le bureau d'étude « oceanide » (figure 8) pour la communauté d'agglomération de Perpignan montre que l'herbier de *Ruppia cirrhosa* était en expansion par rapport aux diagnostics réalisés précédemment. Les herbiers forment une ceinture tout autour de la lagune dans les zones les moins profondes, avec des herbiers denses au Nord-Ouest. Une part importante d'herbiers fixés sur les cascaills est présente au sud de la lagune à proximité de l'embouchure de l'Agouille de la Mar.

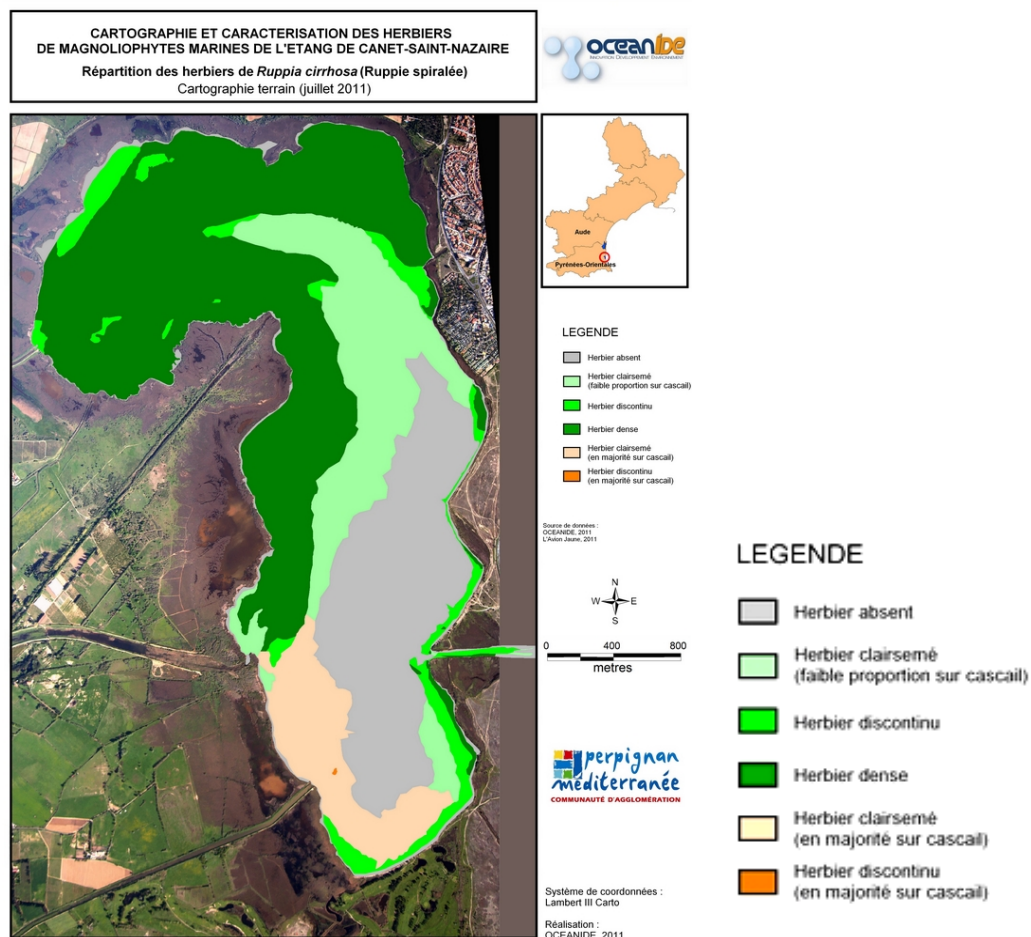


Figure 8 : Carte de la répartition des herbiers de l'étang de Canet St-Nazaire en 2011 réalisée par océanide (Dalias, 2011)

## 4 ELEMENTS INFLUANT SUR LE DEVELOPPEMENT OU LA REGRESSION DE *RUPPIA CIRRHOSA* DANS LA LAGUNE DE CANET

Verhoeven ( 1979) montre que le genre *Ruppia* a une niche écologique bien définie :

En Europe, les *Ruppia* sont capables de tolérer une large gamme de température. Toutes les espèces de *Ruppia* survivent dans des eaux aux températures comprises entre 0 et 38 °C et ont une croissance exponentielle dans la gamme de température de 10 à 30 °C. De ce fait, les *Ruppia* sont bien adaptées aux conditions de températures des petits plans d'eau peu profonds.

Le système racinaire de *Ruppia* est peu développé par rapport à celui de *Potamogeton pectinatus* et de *Zostera sp.* qui vivent dans des habitats comparables. Il consiste en rhizomes horizontaux situés quelques millimètres sous la surface avec seulement une ou deux fines racines de 10 à 20 cm de longueur par nœuds. De ce fait, les *Ruppia* ne sont pas très résistantes à l'agitation de l'eau. Le système racinaire de *Ruppia* le limite aux substrats meubles.

La lagune de Canet correspond bien aux critères d'installation de *Ruppia* avec des sédiments fins, des températures maximales qui ne dépassent pas 31°C. Ces conditions d'installation étant réunis, d'autres éléments influent sur le développement de l'herbier de *Ruppia*.

### 4.1 PARAMÈTRES HYDROLOGIQUES

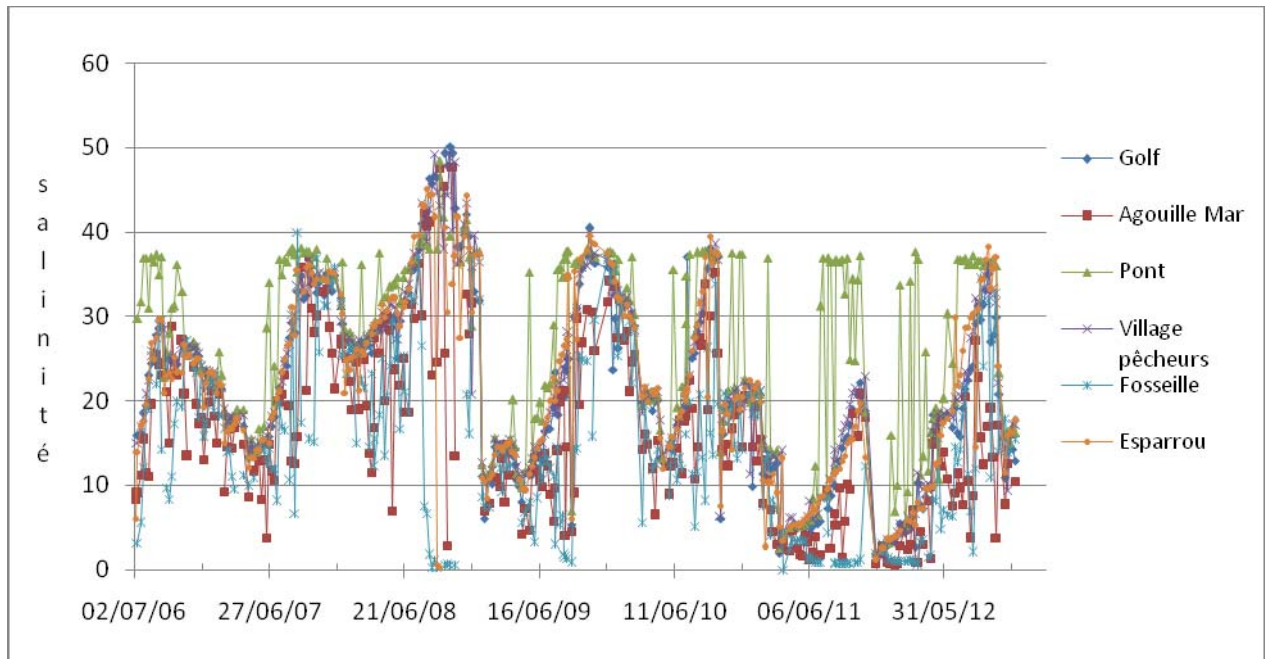
#### 4.1.1 LA SALINITÉ

La grande tolérance aux variations de salinité et au stress osmotique permet à *Ruppia cirrhosa* de coloniser des habitats de types oligo à hyper-halins. Shili *et al* (2007) rapportent que *Ruppia cirrhosa* survit et produit même des graines à des salinités comprises entre 1.5 et 80, ce qui lui donne un avantage pour la compétition aux salinités élevées. *Ruppia* se développe le plus souvent dans les milieux subissant de fortes fluctuations de salinité où les autres plantes aquatiques n'ont pas la capacité de survivre.

Les différents taxa de *Ruppia* ont des seuils de tolérance différents : On trouve *Ruppia cirrhosa* dans les plus larges gammes de salinité (1.5 à 60), *Ruppia maritima* dans les gammes plus restreintes de 0.3 à 15 pour la variété *maritima* et 1 à 42 pour la variété *brevirostris* (Verhoeven 1979).

Les mesures de salinité effectuées par Perpignan Méditerranée Communauté d'Agglomération dans le cadre du FIL MED (figure 9) montrent que les salinités évoluent dans une gamme de 0 à 50 dans la lagune de Canet pour la période 2006-2012.





**Figure 9 : Salinités enregistrées dans l'étang de Canet aux six stations suivies dans le cadre du FILMED de 2006 à 2012**

Les variations de salinité dans l'étang de Canet sont intimement liées au régime des précipitations dont l'effet est amplifié du fait de l'importance de la surface drainée. Régulièrement, lors des précipitations printanières, l'étang subit des apports d'eau douce qui contribuent à maintenir la salinité à un niveau relativement bas en début d'été. En règle générale, la salinité augmente ensuite progressivement jusqu'au mois de septembre du fait de l'évaporation. Puis, la salinité diminue avec les premières pluies automnales.

Le point « Pont » se démarque des autres points avec une salinité souvent plus élevée (particulièrement en été et en automne 2011). Cette station se situe le long de la connexion mer-étang (grau) et la salinité enregistrée augmente significativement lors des coups de mer par vent marin. Cette station permet de suivre efficacement les changements de régime de vent et leur influence sur les échanges avec la mer. Les stations "Fosseille" et "Agouille mar" se démarquent également des autres points avec des salinités plus basses. Ces points situés aux débouchés des cours d'eau marquent les phénomènes pluvieux.

Les fluctuations de salinité enregistrées dans la lagune de Canet semblent propices à l'installation de *Ruppia cirrhosa* et favorisent sa compétitivité par rapport aux autres espèces.

Verhoeven (1979) précise qu'on trouve *Ruppia* dans des habitats de type eaux saumâtres présentant généralement des fluctuations de salinité importantes au cours de l'année mais de faibles fluctuations de salinité journalières et que *Ruppia* peut supporter de fortes variations si elles sont progressives. D'après Verhoeven, une variation de salinité supérieure à 10 en l'espace d'un mois peut causer des dégâts considérables à la végétation.

Des écarts de salinité supérieurs à 10 unités entre 2 séries de mesures (espacées généralement de 7 jours) sont régulièrement observés sur les points de mesures du Filmed (tableau 1).

Année	Nbre total de prélèvements espacés de 8 jours maxi	Ecart sal>10	Ecart sal>10	Ecart sal>10	Ecart sal>10	Ecart sal>10	Ecart sal>10	Ecart sal>10
		Golf	Agouille Mar	Pont	Village pêcheurs	Fosseille	Esparrou	Total /année
2006	128	0	1	1	0	1	0	3
2007	229	0	3	3	0	7	0	13
2008	230	0	11	1	3	7	3	25
2009	244	4	4	6	3	5	3	25
2010	242	5	3	8	3	7	3	29
2011	205	2	0	8	2	1	0	13
2012	237	0	5	11	0	7	4	23
Totaux écarts sal>10/stations		11	27	38	11	35	13	

**Tableau 1 : nombre d'occurrences des écarts de salinité supérieurs à 10 entre 2 séries de mesures pour les relevés du Filmed espacés de 8 jours maximum présentés par année et par sites**

Le nombre d'écarts moins importants en 2006 n'est pas à prendre en compte car les relevés commencent en milieu d'année (12/07/2006).

Sur la période 2006/2012, les écarts de salinité supérieurs à 10 unités les plus fréquents sont observés dans la partie ouest de la lagune aux débouchés des cours d'eau points "Agouille Mar" et "Fosseille" et au point "Pont" (point situé à proximité du grau et en face du débouché du Réart). Les écarts de salinité calculés par saisons pour les années complètes (de 2007 à 2012) sont plus importants pour l'automne (avec 52 occurrences d'écarts supérieurs à 10), puis l'été (avec 43 occurrences), le printemps (19 occurrences) et enfin l'hiver (18 occurrences)

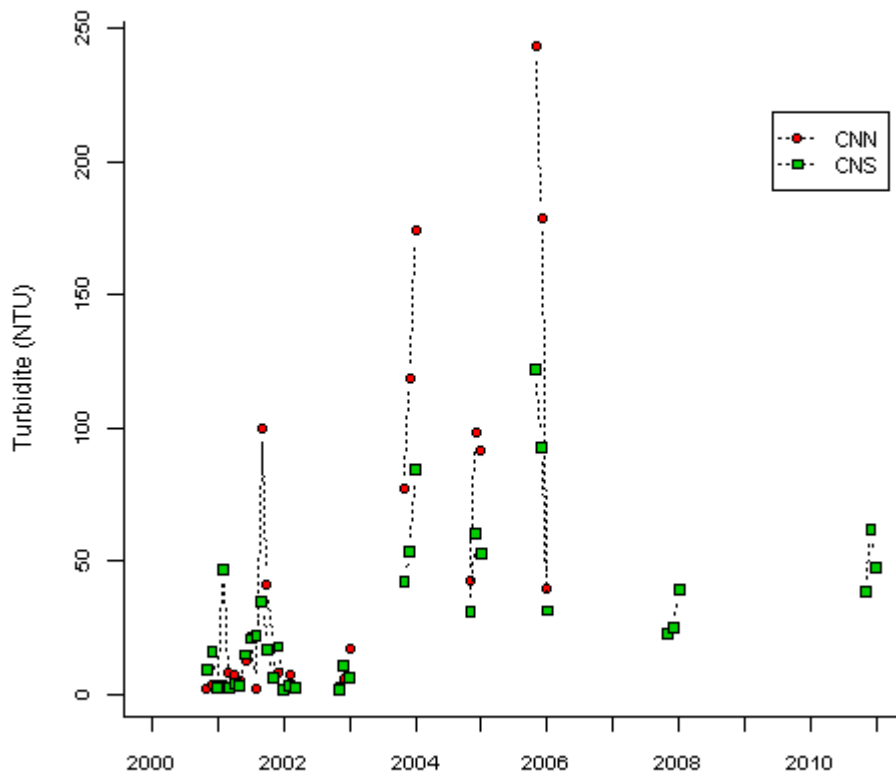
On remarque que le nombre total d'écarts supérieurs à 10 mesurés entre deux mesures est moins important en 2011. Le moindre nombre de variations brutales de la salinité enregistré cette année là a pu contribuer à la reprise de l'herbier. Mais les données disponibles ne nous permettent pas de faire un lien entre le déclin de l'herbier observé à partir de 2004 et les variations de salinité trop rapides car les relevés de salinité sont trop irréguliers avant 2006.

#### 4.1.2 LA TURBIDITE

Une augmentation de la turbidité dans la colonne d'eau peut être mise en relation avec l'apport de particules fines par les cours d'eau lors d'épisodes pluvieux ou avec la remise en suspension de particules fines par le vent.

Les développements phytoplanctoniques entraînent également des augmentations de la turbidité, surtout pendant la période d'été.

Dans l'étang de Canet, la turbidité mesurée pendant la période estivale se situe généralement dans la gamme 10-20 NTU. Mais une augmentation importante de la turbidité pendant la période estivale a été mesurée l'été au cours des années 2004, 2005 et 2006 (figure 10).



**Figure 10 : Turbidité mesurée à Canet nord (CNN) de 2001 à 2006 et à Canet sud (CNS) de 2001 à 2012 pendant la période estivale (juin, juillet, août)**

La turbidité mesurée pendant les suivis estivaux passe d'un état moyen vis à vis de l'eutrophisation à un état mauvais à partir de 2004 au regard des grilles RSL. En 2006, l'état est médiocre et il est à nouveau mauvais en 2011.

D'après Verhoeven (1980), l'impact négatif de l'ombre sur la productivité de *Ruppia cirrhosa* est clairement démontré et la relation entre la biomasse et l'intensité lumineuse est approximativement linéaire. La diminution de la lumière a un effet considérable et même une diminution faible mais persistante de la lumière peut causer la disparition de l'herbier. De nombreux auteurs s'accordent à dire que l'atténuation de la lumière limite la croissance de *Ruppia* (Malea *et al.*, 2004) et qu'il existe une corrélation négative entre la couverture de l'herbier et la teneur en matières en suspension ou en chlorophylle  $\alpha$ .

Lors de l'étude des facteurs impliqués dans la dynamique spatiotemporelle des macrophytes de la lagune de Melides au Portugal, Antunes *et al.* (2012) montrent qu'il existe une corrélation positive entre le recouvrement de *Ruppia* et la transparence de l'eau.

*Ruppia cirrhosa* participe à la stabilisation du sédiment, la structure de la plante fonctionnant comme un système de piège pour la matière organique (Mannino *et al.*, 2006). L'augmentation de la turbidité est une cause de régression de l'herbier et peut également être amplifiée par la disparition de l'herbier qui, en stabilisant les sédiments, réduit la remise en suspension.

#### 4.1.3 NIVEAU D'EAU

La profondeur de la lagune varie de 0.2 à 0.5 m dans les périodes de niveaux bas et de 0.7 à 1.5 m dans les périodes d'inondations (Vouvé *et al.*, 2013). En 2003, du fait de la sécheresse, la surface en eau de la partie nord de la lagune a été réduite de moitié. L'été suivant, une disparition des herbiers est constatée sur ce secteur (Mivière R., comm. pers.).

La résistance de la partie végétative de *Ruppia* à l'assèchement est très faible. Après dessiccation, toute la plante, excepté les graines matures, meurt en quelques jours (Verhoeven, 1979). D'après Calado et Duarte (2000), à des profondeurs inférieures à 0,5m, la dessiccation peut limiter *Ruppia cirrhosa* et la probabilité d'assèchement (près des bords) joue un rôle dans la biomasse et le recouvrement.

L'effort de reproduction des *Ruppia* est différent dans des zones de lagunes toujours en eau et dans les zones qui s'assèchent ou dans les lagunes temporaires. Le cycle de reproduction est plus court dans les zones asséchées avec une production de fleurs et de fruits plus importante. Dans les zones toujours en eau, *Ruppia cirrhosa* peut maintenir sa structure végétative durant toute l'année et avoir un cycle de vie pérenne, l'effort de reproduction est plus faible (Gesti *et al.*, 2005).

La pollinisation de *Ruppia cirrhosa* a lieu à la surface de l'eau (pollinisation croisée épiphytrophile); par conséquent, la longueur des pédoncules est adaptée à la profondeur d'eau. Généralement ce type de pollinisation est moins efficace dans les eaux profondes, du fait des turbulences qui dispersent le pollen et du fait de la difficulté d'émergence des structures femelles qui requièrent une forte élongation du pédoncule floral pour atteindre la surface. La pollinisation est plus efficace dans les sites peu profonds et donc le ratio fleur/fruits est plus élevé (Gesti *et al.*, 2005).

Les variations de hauteurs d'eau dans la lagune de Canet ont probablement un impact sur la reproduction de *Ruppia cirrhosa*. Des augmentations de hauteur d'eau pendant la période de pollinisation peuvent probablement diminuer l'efficacité de reproduction si les pédoncules floraux n'atteignent plus la surface.

D'après Mannino *et al.* (2006), la réponse de *Ruppia* à l'assèchement durant la saison chaude est bien connue et consiste en une stratégie annuelle de production de graines qui germeront après la période sèche.

Obrador *et al.* (2007) observent une corrélation négative entre la surface des herbiers et le niveau d'eau à la fin du cycle de reproduction de *Ruppia cirrhosa* et émettent l'hypothèse que si

la dessiccation a un effet létal sur *Ruppia*, le stress qu'elle provoque peut aussi favoriser la production de graines et l'étendue du recouvrement de *Ruppia* dans les années ultérieures.

L'exondaison semble donc avoir un impact différent sur la productivité de l'herbier de *Ruppia* en fonction du moment de son apparition, avant ou après la maturité des graines de *Ruppia*. Mais dans le cas des assèchements occasionnels apparus dans la lagune de Canet, la plasticité dans l'allocation des ressources connue chez *Ruppia* (avec une production de graines plus importante) est elle effective, comme dans les plans d'eau qui s'assèchent régulièrement ?

De plus, on observe la présence de plants de *Ruppia* fixés sur les cascaills, la couche d'eau les recouvrant étant moindre, ces plants de *Ruppia* bénéficient ainsi d'un meilleur accès à la lumière. Si les plants ainsi fixés produisent des graines, le développement des cascaills a pu contribuer à la reprise de l'herbier.

---

#### 4.1.4 CONCENTRATIONS EN OXYGÈNE DISSOUS

La saturation en oxygène dissous est suivie pendant la période estivale dans le cadre des suivis du RSL et tout au long de l'année à partir de 2006 dans le cadre du Filmed.

Globalement, les concentrations moyennes en oxygène dissous sont proches de la saturation de novembre à mai et une baisse de la teneur en oxygène est observée régulièrement pendant la période estivale, due à l'augmentation des températures, à une baisse du niveau d'eau et à une augmentation des demandes en oxygène par les organismes.

On considère, qu'en dessous de 5 mg/L, un stress biologique est avéré (Guillaud *et al.*, 2001).

Des crises anoxiques importantes à la fin du mois d'août en 2007, 2008 et 2009 ont provoqué de fortes mortalités de poissons dans Canet (7 tonnes en 2007, 1 tonne en 2008 et 5,7 tonnes en 2009) (comm. pers. R. Mivière). En 2010, la lagune a connu un déficit en oxygène mais à la différence des années précédentes, il a été de courte durée et localisé à une seule station, au point « Esparrou ». Ce point, situé dans une petite anse avec une faible profondeur et très éloigné de toute arrivée d'eau, est le plus sensible de lagune de par sa situation géographique, il sert de première alarme dans la gestion des vannes. En 2011, comme l'année précédente, le niveau d'eau suffisamment élevé dans la lagune ainsi qu'une bonne connexion entre la mer et l'étang ont permis une bonne gestion des vannes. Des ouvertures de vannes ont eu lieu à chaque fois que le niveau d'oxygène dissous est descendu. Les meilleures conditions d'oxygénation observées à partir de 2010 sont très certainement le reflet d'une gestion plus efficace des vannes, opérationnelles toute l'année. La concentration, sur de petites zones, d'importantes quantités de matières organiques est l'un des facteurs primordiaux dans le déclenchement des crises anoxiques, elle doit cependant s'accompagner de conditions météorologiques bien particulières telles que de très faibles vitesses de vent et de hautes températures de l'eau et de l'air (Chapelle *et al.*, 2001).

La présence d'herbier de *Ruppia* contribue à oxygéner la tranche d'eau pendant la journée mais d'après Calado et Duarte(2000), des biomasses importantes de *Ruppia* peuvent contribuer à

l'anoxie la nuit, particulièrement pendant les périodes d'été sans vent et dans les eaux peu profondes. Pendant la période de dégradation des feuilles de l'herbier, du fait des quantités de matières organiques importantes accumulées, les risques de dystrophies sont plus importants. Cependant, la bonne oxygénation, due au brassage régulier de l'eau par le vent, permet une dégradation assez importante de cette matière organique qui est remise en suspension et constitue une nourriture constamment disponible pour des consommateurs secondaires (Sarà *et al.* 1999).

L'origine des concentrations en matières organiques responsables du démarrage des malaïgues enregistrées en 2007, 2008 et 2009 n'est pas connue. Mais en 2009, l'herbier de *Ruppia* au moment du diagnostic RSL est pratiquement absent, la matière organique ne proviendrait donc pas de la dégradation de feuilles de *Ruppia*.

Les événements anoxiques et la production d'hydrogène sulfuré qu'ils provoquent ont des effets négatifs conséquents sur les plantes (Tagliapietra *et al.* 1998). Fin août 1997, lors d'une crise anoxique dans l'étang de Thau, Plus M. (2001) décrit la disparition totale d'un herbier de *Zostera marina* laissant alors un sédiment parfaitement nu en surface et en profondeur (les rhizomes et les racines des phanérogames ayant également disparus). Cependant, l'hiver suivant, de nombreux jeunes faisceaux de *Zostera marina* issus de la germination de graines sont découverts.

Vierssen *et al.* (1984) montrent que, lorsque le niveau d'oxygène est bas, la germination des graines de *Ruppia* est retardée ou n'a pas lieu et que les graines hibernent et germent la saison suivante. Il est possible que le stress provoqué par la malaïgue (de même que l'exondaison) induise une production de graines plus importante.

Les effets des crises anoxiques de l'étang de Canet en 2007, 2008 et 2009 sur les herbiers de *Ruppia* n'ont pas été étudiés.

## 4.2 EUTROPHISATION

Les diagnostics de l'eau et du sédiment réalisés dans le cadre du Réseau de Suivi Lagunaire (RSL) révèlent un mauvais état vis-à-vis de l'eutrophisation pour la lagune de Canet (Ifremer, 2002 à 2012).

### 4.2.1 TENEURS EN AZOTE TOTAL ET PHOSPHORE TOTAL DANS LE SEDIMENT

Les sédiments superficiels de l'étang sont majoritairement constitués de vases (0 à 50  $\mu\text{m}$ ), avec une dominante des particules fines (0-2  $\mu\text{m}$ ) et de limons fins (2-20  $\mu\text{m}$ ). Seule, la station 2, située au sud du grau de la Basse, sous influence marine, présente une composante sableuse (environ 10 % de sable fin).

Dans le cadre du RSL, les teneurs en nutriments du sédiment sont déterminées au niveau des points benthiques répartis dans la lagune (carte figure 4) en 2002 et en 2012.

En 2002, les teneurs en phosphore total sont très élevées sur l'ensemble de l'étang, atteignant des valeurs proches de  $1 \text{ g.kg}^{-1}$  PS, conférant à ces stations un mauvais état pour ce paramètre. Seul le point 2 présente une concentration plus faible, conséquence directe de la nature sableuse dans cette zone de la lagune. Ces teneurs records en phosphore dans les sédiments sont à mettre en relation avec la dominance des limons fins qui sont apportés du bassin versant. L'érosion forte des terres agricoles et l'érosion régressive dans les cours d'eau aménagés tel que le Réart, constituent des sources importantes de phosphore pour la lagune de Canet. Le phosphore y est apporté soit sous forme directement adsorbée sur les particules soit complexé avec des cations métalliques (Fe, Mg).

Le contraste entre les états du phosphore et de l'azote ou de la matière organique souligne la prépondérance des apports particulaires (dominance du phosphore) sur les apports anthropiques (Ifremer, 2003) le phosphore étant lié aux apports de particules du bassin versant alors que l'azote est essentiellement dissous dans l'eau.

En 2012, les teneurs en matière organique, en azote total et en phosphore total dans les sédiments sont relativement homogènes sur l'ensemble de la lagune. Elles varient de 4,3 à 6,2 % pour la matière organique, de 1,38 à 2,51  $\text{g/ kg}^{-1}$  PS pour l'azote et de 637,5 à 877,5  $\text{mg/ kg}^{-1}$  PS pour le phosphore total.

Dans la partie nord de l'étang, il n'y a pas d'évolution significative de la teneur en azote et de la matière organique (test Wilcoxon apparié, p-value = 0.19 et 0.31). En revanche, une diminution significative des teneurs en phosphore total est observée entre 2002 et 2012 (test Wilcoxon, p-value = 0.02), les concentrations en phosphore total restant malgré tout importantes.

Dans le sud de l'étang, les teneurs en azote total, en phosphore total et en matière organique sont restées stables en 10 ans (test Wilcoxon, p-value respectivement de 0.81, 0.16 et 0.53).

Le sédiment est classé en mauvais état vis à vis de l'eutrophisation, au regard des grilles RSL, le phosphore total est l'élément déclassant depuis 2002.

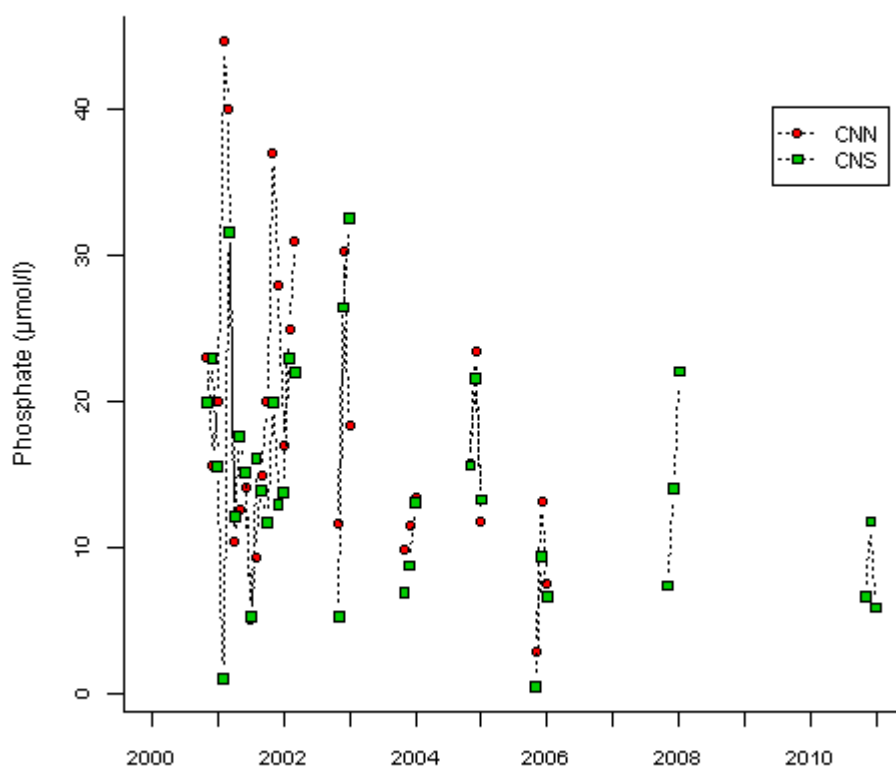
L'établissement et le développement des herbiers à *Ruppia* est lié en partie à la composition du sédiment (Giusti et Marsili-Libelli, 2005). D'après Verhoeven, on trouve du *Ruppia* sur tout type de sédiment, de la vase riche en matière organique aux graviers. Mais toutes les espèces de *Ruppia* ont un meilleur développement sur un substrat de vase molle que sur du sable. Dans des essais de culture contrôlés, Verhoeven (1979) a montré que la production de biomasse de *Ruppia cirrhosa* est plus importante avec les substrats vaseux en lien avec une concentration en nutriments plus importante.

Les caractéristiques du sédiment de l'étang de Canet ne semblent donc pas inadaptées à l'installation de *Ruppia*.

#### 4.2.2 NUTRIMENTS ET PHYTOPLANTON DANS L'EAU

Un bilan comparatif des apports en azote et en phosphore d'un certain nombre de lagunes du Languedoc- Roussillon est réalisé à partir des résultats du RSL (Meinesz *et al.*, 2013). Si la productivité du bassin versant (quantité d'azote et de phosphore amenée par unité de surface de bassin versant ) est comparable à celle des autres lagunes, la quantité amenée par unité de surface ou de volume de lagune est considérable et est la plus forte de toutes les lagunes de la région. Ces fortes valeurs découlent directement de la disproportion entre la surface du bassin versant et celle de la lagune. Le principal vecteur de ces apports trophiques serait l'Aguille del Mar.

Les concentrations en phosphates présentent des valeurs élevées aux deux stations suivies dans le cadre du RSL entre 2001 et 2011 (figure 11).



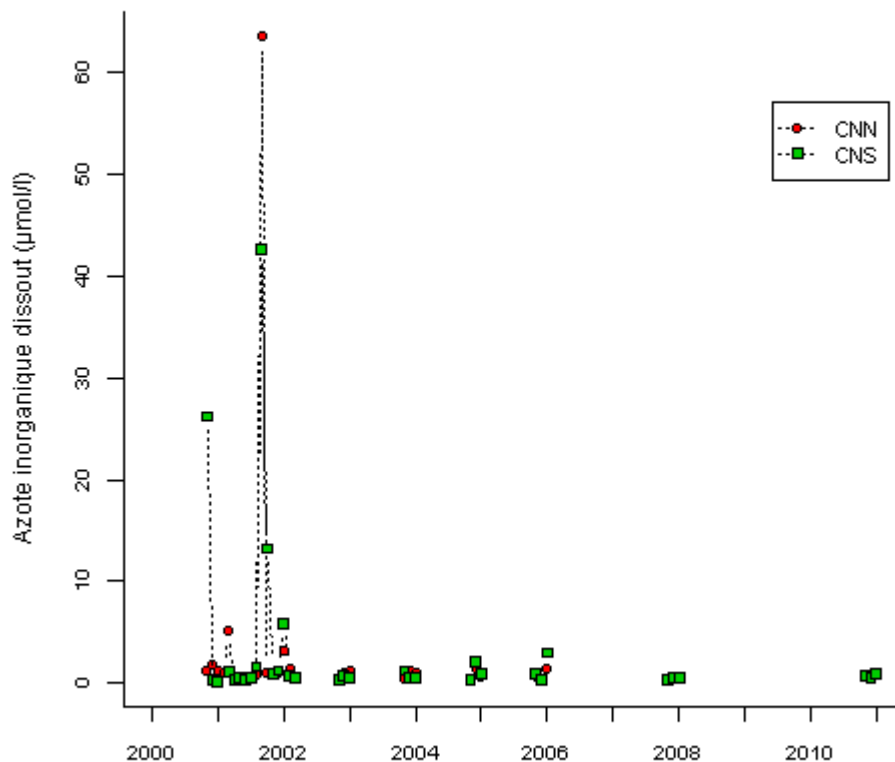
**Figure 11: Concentrations en phosphates dans l'eau à Canet nord (CNN) de 2001 à 2006 et à Canet sud (CNS) de 2001 à 2012 pendant la période estivale (juin, juillet, août)**

On constate une tendance à la diminution des concentrations moyennes en phosphates et de la variabilités des valeurs entre 2000 et 2011. Cette diminution pourrait être liée à la réduction des apports ou à la diminution du relargage sédimentaire du fait de la présence de *Ruppia*. Aux deux



stations, excepté un pic en 2001, les formes inorganiques de l'azote (NID) affichent généralement de très faibles concentrations tout au long de l'été (figure 12).

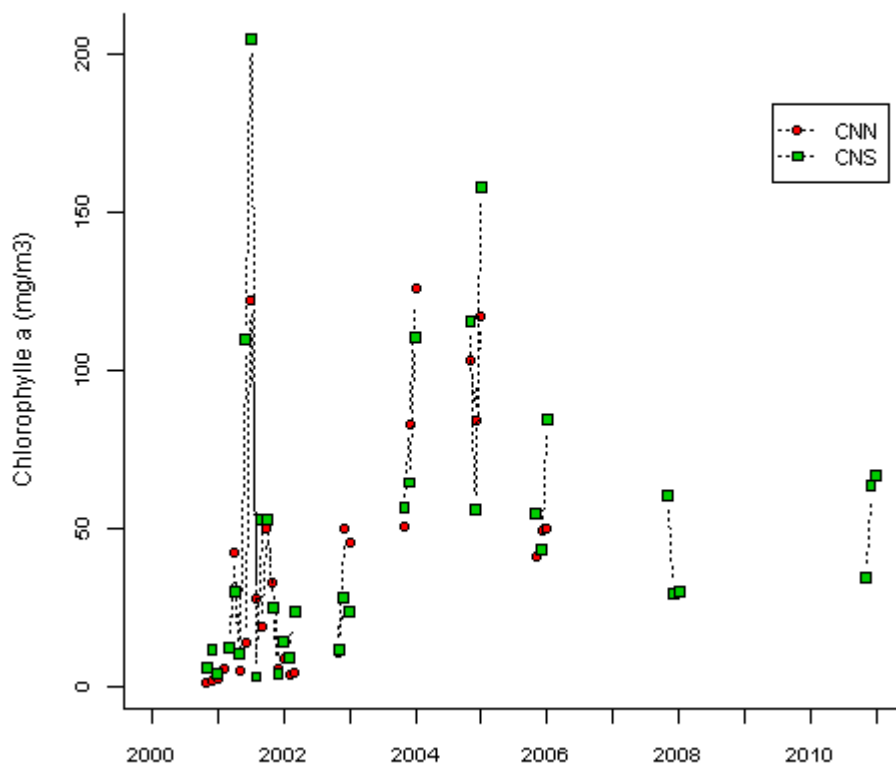
Il y a un fort déséquilibre entre les formes dissoutes de l'azote et du phosphore (en excès) en fonctionnement normal (hors crues), l'azote apparaît comme un facteur limitant la production primaire (Ifremer, 2003). Cette situation est comparable à celle rencontrée dans les lagunes les plus eutrophisées où les apports, bien qu'ils soient vraisemblablement conséquents, sont en permanence totalement consommés par une forte biomasse phytoplanctonique. La sensibilité de la production phytoplanctonique aux apports d'eau douce chargés d'azote renforce l'hypothèse d'une limitation par l'azote. La biomasse phytoplanctonique consomme rapidement les formes d'azote dissous, ce qui explique les états bon à très bon des nitrites, nitrates, de l'azote inorganique dissous et de l'ammonium.



**Figure 12: Concentrations en azote dissous dans l'eau à Canet nord (CNN) de 2001 à 2006 et à Canet sud (CNS) de 2001 à 2012 pendant la période estivale (juin, juillet, août)**

Une augmentation importante des biomasses en chlorophylle *a* est observée à partir de 2004 (figure 13), avec des concentrations qui restent élevées jusqu'en 2011 avec toutefois une tendance à la diminution à partir de 2008 par rapport aux années précédentes. Les concentrations en chlorophylle *a* (indicateur de la biomasse phytoplanctonique) présentent de brusques fluctuations et suivent le rythme des apports d'eau douce avec des niveaux moyens

plus importants dans la partie sud. On remarque que, de façon générale, les pics de chlorophylle *a* sont synchrones avec les pics de turbidité en été, suggérant que la turbidité en été est fortement associée à la présence de phytoplancton.



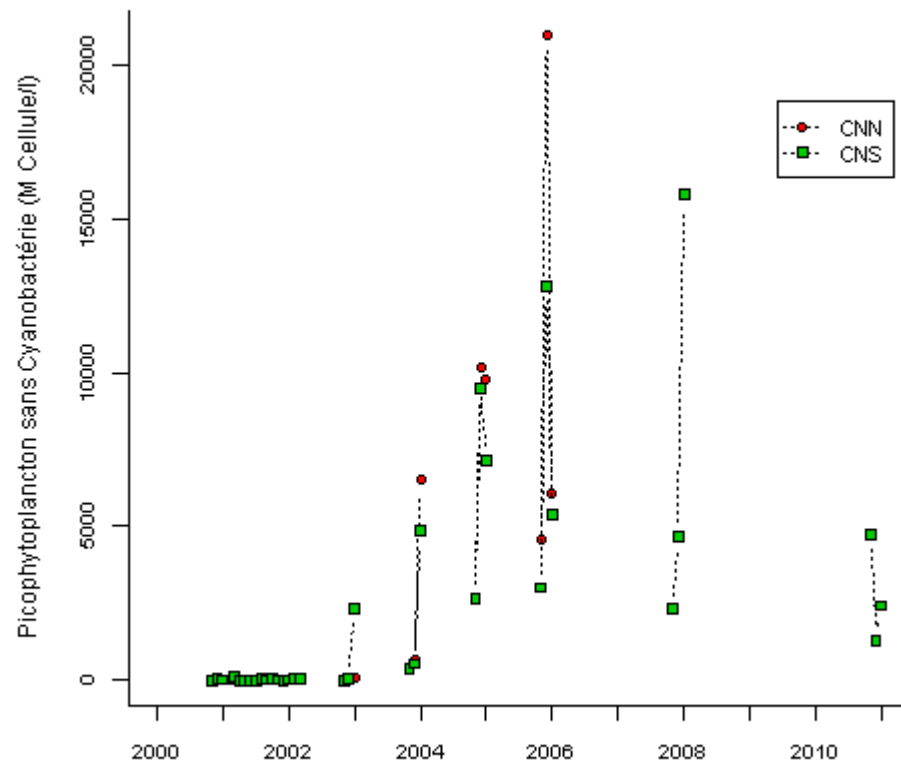
**Figure 13 : Concentrations en chlorophylle a dans l'eau à Canet nord (CNN) de 2001 à 2006 et à Canet sud (CNS) de 2001 à 2012 pendant la période estivale (juin, juillet, août)**

Les concentrations élevées en azote total et en phosphore total sont à mettre en relation avec la biomasse phytoplanctonique élevée. Les teneurs en azote total montrent une augmentation à partir de 2004 pour atteindre des maxima en 2005, 2006 et 2008 et une diminution en 2011. Les concentrations en phosphore total augmentent à partir de 2003 et présentent une diminution par rapport aux années précédentes en 2011.

Le picophytoplancton, en concentration importante dans cette lagune, se développe plutôt sur de la production régénérée, issue des sources internes (relargages sédimentaires).

Les abondances de picophytoplancton sont passées de quelques dizaines de millions de cellules par litre (avant 2003) à presque 15 milliards de cellules par litre (en 2006), soit un accroissement de l'ordre de 15 000 (figure 14). Ces fortes abondances sont du même ordre de grandeur que celles observées dans les lagunes les plus eutrophisées suivies dans le cadre du RSL comme celles de Vendres ou du Méjean. Cette explosion picophytoplanctonique témoigne de la rupture écologique qu'a subi ce milieu sous l'effet de l'eutrophisation.

En 2011, on n'observe pas les pics importants de picophytoplanctonique observé l'été en 2004, 2005, 2006 et 2008.



**Figure 14 : Concentrations en picophytoplancton (sans cyano) à Canet nord (CNN) et Canet sud (CNS) pendant la période estivale (juin, juillet, août)**

Sur l'ensemble de la période de suivi, l'état de la colonne d'eau et du phytoplancton reste dégradé vis-à-vis de l'eutrophisation. Trois périodes se distinguent du point de vue de la qualité environnementale de la colonne d'eau :

- avant 2004, les concentrations des valeurs de turbidité, en chlorophylle  $a$  et en picophytoplancton sont relativement faibles pour cette lagune.
- entre 2004 et 2008, les concentrations des valeurs de turbidité, de chlorophylle  $a$  et de picophytoplancton sont plus élevées. Ces augmentations sont associées à une production phytoplanctonique importante qui a probablement contribué à la régression des herbiers de *Ruppia* à partir de 2004.
- à partir de 2008, on observe une tendance à la diminution pour la turbidité et la concentration en chlorophylle  $a$  et une diminution pour le picophytoplancton et le phosphore total en 2011. Ce qui pourrait suggérer une diminution des apports .

Ces changements des conditions environnementales ont pu influencer sur la régression et la reprise de l'herbier de *Ruppia*.

*Ruppia cirrhosa* est, parmi les angiospermes potentiellement présentes dans ces lagunes peu saumâtres, la plus sensible à l'eutrophisation du milieu et à la turbidité (Orfanidis et *al.*, 2011). Cette faible tolérance s'explique par la position de son appareil photosynthétique qui reste proche du substrat (ne peut s'allonger jusqu'à la surface de l'eau comme le font d'autres angiospermes telles que *Potamogeton pectinatus*).

D'après Verhoeven (1980), la dominance des phanérogames dans les eaux à faibles concentrations en nutriments est facilement explicable. Grâce à leurs racines, les phanérogames puisent les nutriments dans le sédiment, généralement plus riche en nutriments que la colonne d'eau et atteignent ainsi une forte productivité alors que le phytoplancton est directement limité par le faible niveau de nutriments dans l'eau. Dans les eaux naturellement fertiles ou progressivement eutrophisées, la situation est beaucoup plus complexe. Dans les eaux eutrophisées, les populations de phytoplancton peuvent réagir très vite aux augmentations de nutriments par des croissances exponentielles rapides dans la partie supérieure de la tranche d'eau. L'augmentation de la turbidité liée au bloom de phytoplancton peut générer tellement d'ombre que la croissance des phanérogames, qui débute près du fond, peut être retardée ou inhibée.

#### 4.2.3 DEVELOPPEMENT DE MACROALGUES

Lors des diagnostics du compartiment macrophytes réalisés en 2002, 2005, 2009 et 2012, la richesse spécifique est faible et aucune prolifération de macroalgues n'est observée. Mais des proliférations des macroalgues ont été relevées en 2003 (comm. pers. Mivière). En avril 2014, dans la partie sud de la lagune, le développement de l'algue verte *Chaetomorpha aerea* est tel que le déplacement en bateau est rendu très difficile par la présence de l'algue qui remplit toute la tranche d'eau (figure 15).



Figure 15 : Prolifération de *Chaetomorpha aerea* dans le sud de l'étang de Canet en 2014

En 2005, de jeunes pousses d'*Ulva intestinalis*, algue verte opportuniste, ont également été observées sur les cascaills (bioconstructions de *Ficopomatus enigmaticus*) de la bordure orientale de l'étang de Canet. L'accélération de l'apparition et du développement de cascaills, rares dans cette lagune avant 2003, est symptomatique d'une évolution vers une dégradation de l'écosystème. Les développements de cascaills peuvent également favoriser les proliférations de macroalgues en fournissant des supports pour leur germination.

Les diagnostics des peuplements de macrophytes sont généralement réalisés en juin ou juillet, dans le cadre du RSL et d'éventuelles proliférations de macroalgues, plus fréquentes au début du printemps, ont pu passer inaperçues.

Ces proliférations de macroalgues opportunistes contribuent à étouffer l'herbier en générant de l'ombre et en fournissant de la matière organique susceptible de provoquer des anoxies .

Le phénomène de prolifération de macroalgues avec des conséquences sur la régression de *Ruppia cirrhosa* a été observé dans d'autres lagunes méditerranéennes :

- L'étude des herbiers de *Ruppia* dans la lagune de Biguglia montre une régression des herbiers corrélée à une prolifération d'algues vertes "*Ulva* sp" en 1998 (Pergent *et al.*, 2006). Ces espèces dites opportunistes sont limitées par l'azote et leur développement est stimulé par une augmentation des nutriments dans la colonne d'eau. Les modifications environnementales observées dans la lagune de Biguglia, liées aux pluies significatives de mars et avril 1998 ont entraîné des blooms d'*Ulvophyceae* et des mortalités de *Ruppia cirrhosa*. De plus, d'après Pergent (2006), la décomposition des algues peut induire une anoxie nuisible au développement des herbiers.
- D'après Bombelli et Lenzi (1995), l'eutrophisation et la compétition avec des gracilaires, des ulves et des cladophores dans la lagune d'Orbottello (Italie) a contribué à l'élimination de *Ruppia*.

A contrario, la reprise des herbiers est également constatée lors de la baisse de l'eutrophisation. Par exemple après le plan de restauration de 1988, dans la lagune Nord de Tunis, la reprise de *Ruppia* a été spectaculaire et *Ruppia* est devenue l'espèce dominante (Shili *et al.*, 2007).

D'autres phénomènes complexes participant à la régulation des successions végétales sont encore mal connus. *Ruppia* peut prendre l'avantage sur les macroalgues quand les conditions sont oligotrophes en utilisant les nutriments du sédiment et peut maintenir sa croissance dans des milieux dégradés jusqu'à ce que la lumière (du fait de la charge d'épiphytes ou des fortes turbidités) devienne limitante (Hemminga et Duarte, 2000). Mais des phénomènes chimiques complexes participent également à la succession des espèces. D'après Verhoeven (1980), le développement du phytoplancton peut être limité par des substances antagonistes sécrétées par les phanérogames mais les algues épiphytes ne sont pas affectées par les substances inhibitrices. L'ombre causée par la couche épiphyte diminuerait progressivement la productivité des phanérogames ; après plusieurs années la quantité d'antibiotiques naturels produits serait trop basse pour supprimer la croissance de phytoplancton plus longtemps, aboutissant au final à la dominance de ce dernier.

### 4.3 CONTAMINATION CHIMIQUE DE L'ETANG DE CANET

#### Contamination dans les sédiments

Les résultats des dosages de contaminants chimiques (ROCCH/banque quadrige2) montrent que la concentration du cuivre est élevée dans les sédiments de la lagune de Canet (tableau 2).

Tableau 2 : Concentration du cuivre dans les sédiments de la lagune de Canet (mg kg<sup>-1</sup>)

Station	Date	Concentration en cuivre en mg.kg <sup>-1</sup>	SQG
Grau du Canet	21/11/1996	119	Extrêmement pollué
Etang de Canet- centre	25/04/2006	91.2	Extrêmement pollué
Etang de Canet- centre 2	05/04/2012	92.1	Extrêmement pollué
Large Canet Plage	17/07/2011	14.1	non pollué

Il n'y a pas, à l'heure actuelle, de "Bon Etat" défini au sens strict pour les sédiments dans la Directive Cadre Européenne sur l'Eau. Ce bon Etat est défini par rapport à l'eau. Mais il existe des seuils de qualité environnementale qui permettent de mettre en évidence une contamination anthropique ou une anomalie particulière en matière de contamination sédimentaire pour des sédiments marins : les SQG (sediment quality guidelines de l'US EPA). Ces seuils sont définis par rapport aux données écotoxicologiques disponibles sur les organismes benthiques marins. En ce qui concerne le Cuivre, les SQG pour des sédiments marins sont les suivants : <25 mg/kg : non pollué, 25-50 mg/kg : modérément pollué >50 mg/kg : Extrêmement pollué.

L'étang de Canet comporte donc plusieurs points dont les sédiments peuvent être considérés comme fortement pollués par rapport au Cuivre. Parmi l'ensemble des lagunes méditerranéennes, Canet est la lagune dont les sédiments sont les plus contaminés par le cuivre (seuls les sédiments prélevés au niveau de la Crique de l'angle dans l'étang de Thau, avec des concentrations de 143 mg.kg<sup>-1</sup> en 1996, et de 199 mg.kg<sup>-1</sup> en 2006 sont plus contaminés).

Le DDT est également particulièrement présent dans Canet et en concentration plus importante que dans les autres lagunes méditerranéennes (respectivement 6.6 µg.kg<sup>-1</sup> et 3.4 µg.kg<sup>-1</sup> en 1996 et 2012 contre 2.10 µg.kg<sup>-1</sup> et 0.44 µg.kg<sup>-1</sup> en moyenne dans les autres lagunes en 1996 et 2012). Mais son mode d'action (insecticide agissant au niveau du système nerveux central) n'est pas de nature à inhiber la croissance de *Ruppia*.

### Contamination dans la colonne d'eau

L'étude sur le niveau d'exposition des lagunes aux contaminants chimiques réalisée en 2010 (Munaron *et al.*, 2013) a montré que la majorité des contaminants suivis disposant d'une NQE (Normes de Qualité Environnementale) définie réglementairement, ne la dépassent pas. Ces dépassements de la NQE concernent seulement le cuivre et l'insecticide endosulfan pour la lagune de Canet.

L'insecticide endosulfan, interdit en France depuis 2007, dépasse la NQE fixée à 0.5 ng/L d'un facteur 10. A moins d'usages illicites, cet insecticide peut être présent sous forme adsorbée sur les sédiments ou les sols du bassin versant en raison d'usages passés, et être remis à disposition de la colonne d'eau au gré d'évènements climatiques particuliers (orages, tempêtes, vents...).

Les concentrations en cuivre dissous de Canet Sud (3,5 µg/L) dépassent de plus d'un facteur 2 la NQE de ce cation métallique fixée à 1,4 µg/L. La présence de cuivre dissous aux concentrations mesurées sur cette masse d'eau est donc de nature à porter atteinte aux organismes les plus fragiles qui y vivent. Eklund et Kautsky (2003) compilent les informations disponibles sur les effets de composés toxiques sur différentes macroalgues (82 articles de 1959 à 2000). Le cuivre est le métal le plus testé et les résultats sont issus de 27 publications. Parmi celles ci, les résultats d'Andersson et Kautsky (1996) montrent qu'à partir de 2,5 µg/L de cuivre dissous (Cu 2++) ajouté dans une eau saumâtre (salinité de 6) l'impact est avéré sur *Fucus vesiculosus* avec une réduction de la germination. Les effets sont également marqués sur d'autres espèces de macroalgues à des concentrations supérieures. Un effet sur la reproduction de *Champia parvulata*, *Ceramium strictum*, *Laminaria saccharina* et *Laminaria hyperborea* est montré à des concentrations se situant dans la gamme de 5-10 µg/L de Cuivre (Eklund et Kautsky, 2003). Les sources de ce cation métallique sont nombreuses et variées, les principales pour les lagunes sont certainement d'origine agricole comme constituant de la bouillie Bordelaise, ou liée aux activités nautiques, comme constituant de peintures anti-fouling sur les bateaux ou encore d'origine urbaine, anthropique, comme constituants de nanoparticules dans l'industrie informatique, électronique, ou dans les produit anti-bactériens (sous forme d'oxyde de cuivre).

De plus, parmi les 26 lagunes étudiées lors de l'étude de 2010, la lagune de Canet est la plus touchée en terme de concentration cumulée en pesticides dissous (teneurs cumulées herbicides+fongicides+ insecticides peu lipophiles = 1.3 µg/L pour CNS). Il y a 34 matières actives et/ou métabolites retrouvés sur Canet en 2010 sur les 53 recherchés. Parmi les molécules retrouvées dans cette étude, 33% sont des métabolites de matières actives et 44% sont des matières actives aujourd'hui prohibées (Munaron, com. pers.). Comme le montre la figure 16, les produits retrouvés sont essentiellement des herbicides ou leurs métabolites. De plus, le calcul du DAR (Desethylatrazine/Atrazine ratio) montre des valeurs très inférieures à 1 sur Canet, ce qui suggère des usages récents de l'herbicide atrazine interdit depuis 2003, sur le bassin versant. Des différences en matière de législation à l'échelle européenne, concernant les autorisations d'utilisation de pesticides pourraient en être à l'origine.

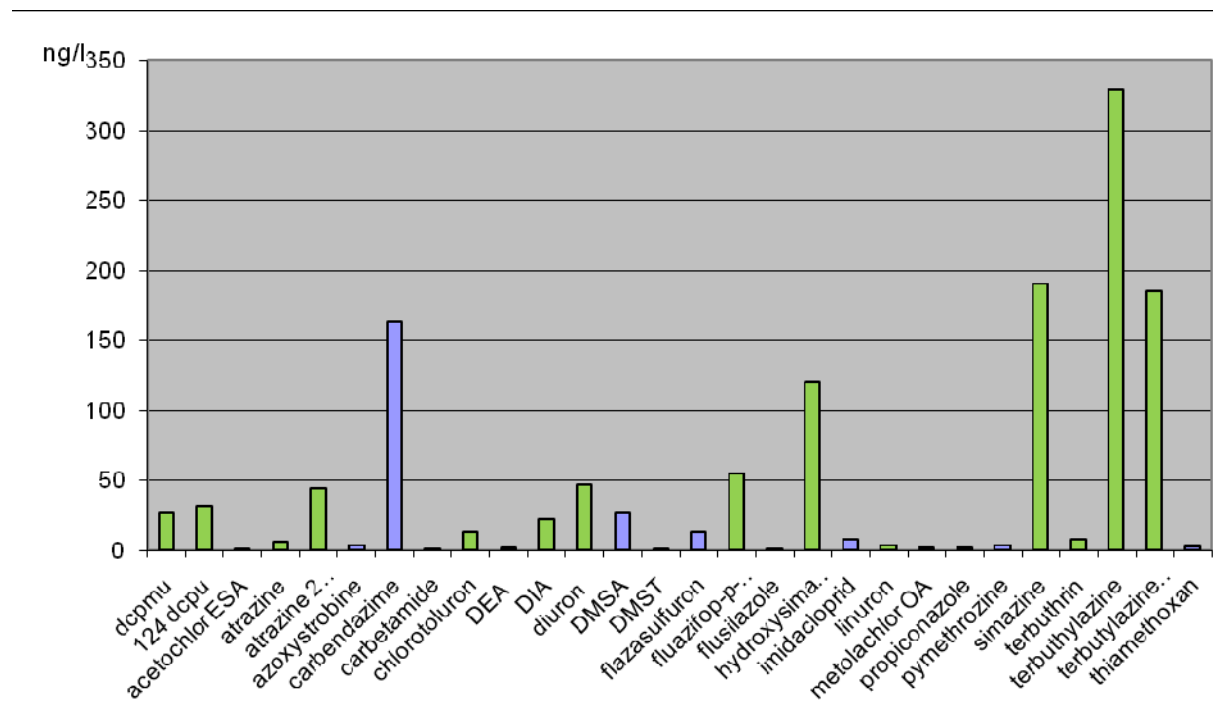


Figure 16 : Concentrations moyennes en pesticides dissous (en ng/L) dans la lagune de Canet, échantillonnés par POCIS (Polar Organic Contaminant Integrative Sampler) en 2010. Les molécules présentées en vert correspondent aux herbicides ou à leurs métabolites.

Tous ces contaminants sont exclusivement d'origine anthropique, leur présence en milieu lagunaire est le signe d'utilisations passées et actuelles sur les bassins versants. L'étang de Canet est en mauvais état chimique vis-à-vis de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) à cause du cuivre et de l'endosulfan, mais le cumul des différentes molécules retrouvées ne fait pas l'objet de normes à ce jour. Aujourd'hui, les sources possibles de ces pesticides proviennent majoritairement de deux origines sur les bassins versants lagunaires, la première agricole (traitements des cultures) et l'autre urbaine (traitement de la voirie, des voies de chemin de fer, des parcs et jardins et usages par les particuliers).

Aucune de ces molécules ne présente de concentrations supérieures à sa NQE mais l'effet "cocktail" de l'ensemble de ces herbicides et de leurs métabolites (associés de plus à la présence d'autres contaminants comme le cuivre, etc.) augmente le risque pour l'écosystème lagunaire et les organismes initialement non ciblés qui s'y trouvent tels que des végétaux aquatiques.

Plusieurs études montrent que parmi les molécules trouvées dans la lagune de Canet, plusieurs peuvent impacter les herbiers.

Chesworth (2004) montre que la phanérogame *Zostera marina* exposée à l'herbicide diuron présente une diminution significative de la croissance à des concentrations de 2.5µg/L à 5µg/L. Dans l'étude de Chesworth (2004), la concentration minimum de diuron provoquant une diminution significative de la photosynthèse est de 1 µg/L. L'ajout d'une seconde molécule herbicide, l'irgarol 1051 ayant également un effet sur la croissance et l'efficacité photosynthétique de *Zostera marina* n'amplifie pas l'effet d'une molécule seule car ces



molécules agissent sur les mêmes sites récepteurs. Mais dans le cas d'un mélange de ces deux herbicides, la concentration minimum entraînant une réduction de la croissance et de l'efficacité photosynthèse est réduite (Chesworth *et al.*, 2004). La présence du diuron détecté dans la lagune de Canet en 2010 à des concentrations de 0.05µg/L serait donc , en mélange avec d'autres herbicides, susceptible d'impacter l'herbier.

Dans l'étude de la régression de l'herbier de *Zostera noltei* de la baie d'Arcachon, Auby *et al.* (2011) se sont intéressés à l'effet des pesticides (notamment de l'Irgarol incorporé dans les peintures antifouling) sur l'herbier. La concentration dans les feuilles de Zostères peut être 25000 fois supérieure à celle de l'eau (Scarlett *et al.*, 1999). D'après Auby, une telle bioconcentration pourrait suggérer un effet de cette substance sur les herbiers de zostères même à très faible concentration dans le milieu.

Nielsen et Dahllöf (2007) ont étudié l'effet de trois herbicides sur *Zostera marina* (Glyphosate, Bentazone et MCPA). Quatre critères sont étudiés, le ratio chlorophylle *a/b* et le ratio ARN-ADN et la croissance en poids et en longueur. L'effet des herbicides est étudié séparément et en mélange, à différentes concentrations. Les résultats ont montré que le ratio chlorophylle *a/b* et le ratio ARN-ADN étaient les critères les plus sensibles dans les expériences d'herbicide seuls. L'herbier est affecté directement par ces trois herbicides mais l' effet du mélange de ces trois herbicides est beaucoup plus important et apparaît à des concentrations plus faibles. Nielsen et Dahllöf montrent qu'aux plus faibles concentrations testées (1µM/1.77µg/L de Glyphosate, 0.01 µM/2.4µg/L de Bentazone et 0.01 µM/2µg/L de MCPA), le mélange de ces herbicides a un effet inhibiteur sur *Zostera marina* pour les quatre critères testés. Nielsen et Dahllöf en déduisent que le mélange d'herbicide à faible concentration a un effet synergique et que les herbicides utilisés en agriculture peuvent affecter les herbiers des eaux côtières.

D'après l'étude de Mohr *et al.* (2007), les herbicides qui entrent dans l'écosystème aquatique par ruissellement ou par la dérive des pulvérisations peuvent potentiellement altérer la structure et les fonctions des plantes aquatiques. Parmi ceux ci, l'herbicide metazachlor (de la famille des chloroacetamides) est utilisé généralement pour la culture du colza. L'étude de l'effet de cet herbicide sur les macrophytes par Mohr (2007) montre que l'exposition à des concentrations nominales >5 µg/L a des effets à long terme sur les macrophytes. Le metazachlor inhibe la synthèse des longues chaînes d'acides gras (VLCFA) produites pendant la phase de croissance des plantes. L'inhibition du VLCFA rend le metazachlor très toxique à faibles concentrations pour les plantes pendant la période de croissance (Böger, 2003). Les macrophytes monocotylédones et dicotylédones ont généralement de relativement hauts niveaux de VLCFA, ce qui les rend hautement vulnérables au metazachlor. Le metazachlor a été analysé mais n'a pas été retrouvé en 2010 sur Canet. En revanche, 2 matières actives de la même famille ont été retrouvées (acetochlor OA, metolachlor ESA) à des niveaux très faibles (quelques ng/L) et plusieurs ont été recherchés mais pas retrouvés lors de cette étude (acetochlor OA,alachlor, dimetachlor, metolachlor ESA).

Correll *et al.* (1978 a,b) montre que *Ruppia maritima* a décliné dans la baie de Chesapeake (U.S.A) du fait des hauts niveaux d'herbicides (alachlor and atrazine) contenus dans le sédiment. Ces produits n'ont pas été recherchés dans les sédiments des lagunes françaises mais l'atrazine fait partie des molécules détectées dans les eaux de la lagune de Canet .

En conclusion, Les dépassements de NQE de l'insecticide endosulfan qui peuvent porter atteinte aux biocénoses marines, mais aussi à l'homme, compte tenu des teneurs mesurées n'ont pas

d'effets connus sur la dynamique de l'herbier de *Ruppia* (aucune référence bibliographique n'a été trouvée sur le sujet). Par contre, d'après la littérature, les concentrations cumulées d'herbicides dans l'étang de Canet seraient susceptibles de porter atteinte à la végétation aquatique. De plus, la présence de cuivre dissous (qui, à de fortes teneurs peut être considéré comme un biocide) associé à la présence de nombreux herbicides organiques de synthèse, ont probablement un impact sur l'herbier qui demanderait à faire l'objet d'une réelle évaluation. Les suivis de la contamination réalisés jusqu'à présent ne donnent qu'une image ponctuelle mais pour réaliser une évaluation plus robuste, notamment sur les effets potentiels sur les macrophytes, il serait nécessaire d'envisager des études complémentaires pour mieux caractériser la dynamique temporelle et l'emprise spatiale des contaminants (en ciblant les molécules herbicides) de manière simultanée à la caractérisation de la dynamique des macro-végétaux, herbiers notamment.

Les résultats de l'étude de 2010 montrent que la lagune de Canet est très impactée par de nombreuses molécules et de nombreux contaminants mais cette étude ne nous permet pas d'établir un lien direct entre la contamination chimique et la régression ou la reprise de l'herbier sur cette lagune.

#### 4.4 CONSOMMATION DE L'HERBIER PAR LES BROUTEURS ET LES OISEAUX

Les graines de *Ruppia* sont consommées par les anatidés et le flamant rose, les parties végétatives sont consommées par le canard siffleur, la foulque macroule et le cygne tuberculé (Mouronval & Baudouin, 2010). Les zones de *Ruppia cirrhosa* ont un rôle de couloir écologique pour la migration des oiseaux d'Afrique à l'Europe.

On connaît peu de l'impact quantitatif du pâturage par des oiseaux sur la biomasse des plantes dans les zones de *Ruppia* (Verhoeven, 1980). La consommation par les oiseaux est difficile à estimer du fait de leur mobilité, de la variété de leur régime alimentaire et de leurs habitudes alimentaires (certaines espèces se nourrissent la nuit). De plus, cette consommation varie beaucoup d'un site à l'autre et d'une année à l'autre.

Les feuilles de *Ruppia* sont également consommées par certains crustacés (*Gammarus* sp. et *Sphaeroma* sp.).

D'après Verhoeven (1980), dans certaines circonstances, une partie significative des herbiers de *Ruppia* peut être consommée par des vertébrés et des invertébrés mais la plus grande part de la biomasse n'est généralement pas consommée, et vieillit et meurt finalement. Cet auteur constate que le nombre d'isopodes et d'amphipodes augmente avec le vieillissement des plantes. Cette consommation des plantes vieillissantes par des populations d'invertébrées contribuerait au recyclage de la matière.

D'après les estimations de Calado et Duarte (2000), dans la lagune de Santo André au sud ouest du Portugal, la consommation de l'herbier de *Ruppia* par ces crustacés représente 24% de la production nette annuelle .

D'après les modèles de productivité établis par Calado et Duarte (2000), le broûtage ou la consommation par les oiseaux pourraient être bénéfique à la productivité de l'herbier de *Ruppia*. En effet, le prélèvement de biomasse en surface par les oiseaux diminue l'ombre produite par la canopée et de ce fait pourrait augmenter la productivité des herbiers .

Les oiseaux consommateurs de graines (flamands, etc.) qui avaient disparu les années précédentes ont été observés à nouveau à partir de septembre 2011 (comm. pers. R Mivière). Ce retour des oiseaux consommateurs, au moment de la reprise de l'herbier correspondrait à l'observation de Verhoeven : la désertion des sites trop peu productifs par les oiseaux, sites considérés alors comme non rentables. Cela suggère une sorte de régulation naturelle des prélèvements par les oiseaux consommateurs.

## 5 CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Plusieurs liens chronologiques sont établis, de 2002 à 2012, entre la période de régression de l'herbier de *Ruppia cirrhosa* dans l'étang de Canet et différentes fluctuations environnementales associées à l'eutrophisation (figure 17). Notamment, entre 2004 et 2008 où plusieurs étés sont marqués par des concentrations en azote et phosphore total, des niveaux de chlorophylle *a* et de turbidité importants. Ce sont les marqueurs d'une augmentation du phytoplancton, composé essentiellement de picophytoplancton, phénomène caractéristique des lagunes les plus eutrophisées.

L'étang de Canet a un fort potentiel à se dégrader très rapidement en cas d'une augmentation des apports en azote. Hors, *Ruppia cirrhosa* tolère mal l'eutrophisation qui favorise les espèces concurrentes (Mouronval et Baudouin, 2010), le lien entre la régression de l'herbier après 2002 et l'augmentation de l'eutrophisation semble être avéré.

Des phénomènes associés à l'eutrophisation, tels que le développement de macroalgues, ont été observés (en 2003 notamment) et ont pu participer à la régression de l'herbier observée en 2005. Le déplacement de la production primaire vers des espèces à cycle de vie court comme le phytoplancton ou les macroalgues opportunistes est un indice révélateur d'une aggravation des conditions de cet étang.

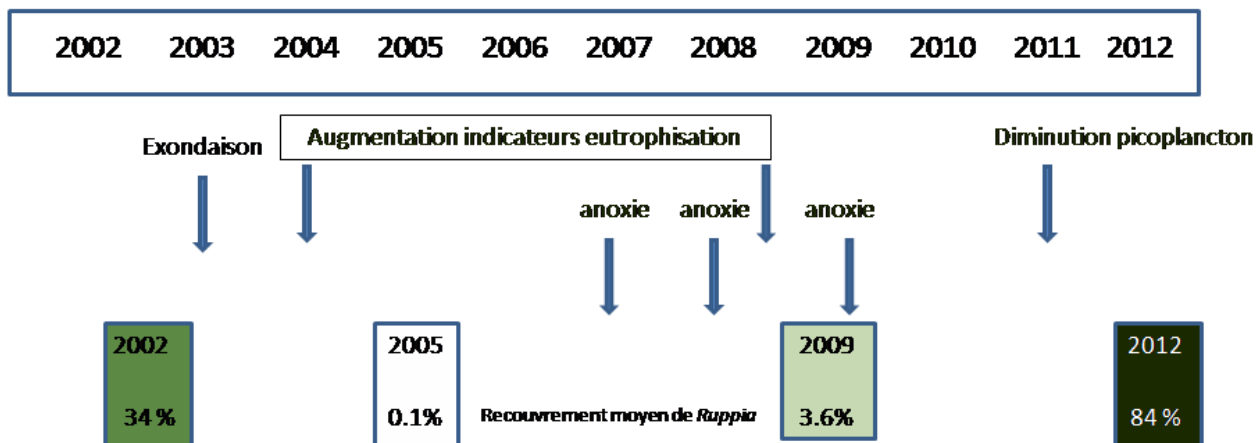


Figure 17 : Chronologie des événements relevés et des pourcentages de recouvrement de *Ruppia* estimés lors des suivis macrophytes du RSL.

D'autres éléments ont pu participer à la régression de l'herbier. D'après la bibliographie, les concentrations en herbicides mesurées dans la lagune de Canet seraient susceptibles d'interférer

avec la végétation aquatique. D'autant plus, que le mélange de plusieurs molécules (comme c'est le cas à Canet) renforce l'effet des herbicides. La présence de cuivre aux concentrations mesurées pourrait également avoir un impact sur l'herbier. Les études réalisées ne permettent pas d'établir de lien direct entre la régression de l'herbier et la contamination chimique mais on peut supposer que la contamination chimique en association avec les déséquilibres environnementaux du milieu a pu influencer sur la régression de l'herbier. On note cependant que les teneurs en cuivre mesurées dans le sédiment sont encore élevées en 2012 au moment de la reprise de l'herbier. Le cuivre ne semble donc pas être la cause principale du déclin de l'herbier.

D'autre part, des phénomènes comme la sécheresse de 2003 ou les anoxies ont pu impacter l'herbier.

Concernant la reprise de l'herbier à partir de 2011, les conditions qui ont permis cette extension ne sont toutefois pas clairement explicités. L'étude des caractéristiques physiologiques de *Ruppia cirrhosa* montre que cette espèce a un potentiel pour une croissance rapide dans un environnement favorable.

L'amélioration des paramètres hydrologiques, avec une diminution des apports et une meilleure gestion des vannes, a probablement facilité la reprise de l'herbier. Mais d'autres éléments ont pu interagir :

- Les stress subis par l'herbier de *Ruppia* (anoxies, exondaison) pourraient favoriser un effort de reproduction plus important avec une production de graines qui germent quand les conditions s'améliorent.
- Les *Ruppia* fixés sur les cascaills, s'ils sont fertiles, pourraient également contribuer à la reprise de l'herbier.

Les suivis réguliers de la végétation ou des paramètres du milieu dans le cadre du RSL et du Filmed permettent d'établir les premières hypothèses d'explication de la régression et de la reprise de l'herbier mais des études complémentaires seraient toutefois nécessaires pour mieux comprendre les facteurs régissant l'extension de l'herbier :

- Les données des suivis hydrologiques sont trop partielles avant 2006 et ne nous permettent pas de faire le lien entre l'hydrologie et le déclin de l'herbier après 2002. Mais les suivis hydrologiques hebdomadaires, s'ils perdurent, permettront de mieux comprendre le fonctionnement de la lagune de Canet.
- Des suivis plus réguliers des peuplements végétaux, à plusieurs époques de l'année, et notamment, la surveillance d'éventuelles proliférations de macroalgues opportunistes seraient nécessaires pour mieux connaître leur impact éventuel sur le développement de l'herbier et sur le déclenchement des anoxies.
- Un suivi de la reproduction de *Ruppia cirrhosa* dans l'étang de Canet en relation avec les phénomènes extérieurs permettrait de mieux comprendre les mécanismes qui régissent le développement de l'herbier. Les épisodes d'assèchements ou d'anoxies impactent l'herbier mais

peuvent également avoir une influence positive sur la productivité ultérieure de l'herbier de *Ruppia* par une production de graines plus importante en réaction au stress.

- L'étude ponctuelle des contaminants chimiques réalisée en 2010 ne nous permet pas de mettre en relation le déclin de l'herbier de *Ruppia cirrhosa* et la présence d'herbicides. Des données régulières des teneurs en contaminants chimiques seraient nécessaires pour juger de leur impact sur le développement de l'herbier. Des études de l'impact des herbicides sur plusieurs espèces de macrophytes ont été réalisées mais l'impact sur l'herbier de *Ruppia cirrhosa* n'a, à ce jour, pas été étudié.
- Une meilleure connaissance des phénomènes associés à la succession des espèces en lien avec l'eutrophisation serait nécessaire.

Les peuplements végétaux aquatiques vivent dans un milieu aux interactions multiples. Pour mieux comprendre leurs évolutions, de longues séries d'observations du milieu et de mesures in situ sont nécessaires, associées à une bonne connaissance de la physiologie des espèces.

Ainsi, *Ruppia cirrhosa* semble sensible aux déséquilibres environnementaux tels que des apports excessifs en nutriments et, à ce titre, mérite son statut d'espèce de référence.

## 6 BIBLIOGRAPHIE

- Andersson et Kautsky**, 1996 Copper effects on reproductive stages of Baltic Sea *Fucus vesiculosus*. Marine Biology 125, 171–176.
- Antunes C. et al.** 2012 Factors involved in spatiotemporal dynamics of submerged macrophytes in a portuguese coastal lagoon under Mediterranean climate. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 110, P 93–100.
- Auby I. et al.** , 2011. Régression des herbiers de zostères dans le Bassin d'Arcachon : état des lieux et recherche des causes . Rapport de contrat RST/LER/AR/11.007. 195 p <http://archimer.ifremer.fr/doc/00054/16507/>
- Baehr A. et al.**, 2013. Bilan méthodologique de l'outil de diagnostic de l'eutrophisation RSL. Quatorze années de résultats en Région Languedoc-Roussillon. 279 p.
- Böger P.**, 2003. Mode of action for chloroacetamides and functionally related compounds. Pesticide Science. 24, 324–329.
- Bombelli V., Lenzi M.**, 1996. The Orbetello lagoon and the Tuscany coast. In: Schramm W., Nienhuis P.H. (Eds), Marine Benthic Vegetation. Italy. Recent Changes and the Effects of Eutrophication. Springer, New York: 331–337.
- Calado G., Duarte P.** 2000. Modelling growth of *Ruppia cirrhosa*. Aquatic Botany, 68, 29–44
- Chapelle A., Lazure P., Souchu P.**, 2001. Modélisation des crises anoxiques (malaïgues) dans la lagune de Thau (France). Oceanologica acta.,24, SUPP/1 S99-S112
- Chesworth JC, Donkin ME, Brown MT**, 2004. The interactive effects of the antifouling herbicides Irgarol 1051 and Diuron on the seagrass *Zostera marina* (L.) Aquatic Toxicology, 66 (3), 293-305.
- Correll D. L, J. W. Pierce, and T L. Wu**, 1978a. Herbicides and submerged plants in the Chesapeake Bay. Pages 859-877 in Coastal zone '78. Am. Soc. Civil Engineers, New York.
- Dalias N., Fabre E, De Blas E.**, 2011. Cartographie et caractérisation des herbiers de Magnoliophytes marines de l'étang de Canet-Saint-Nazaire. Perpignan Méditerranée Communauté d'agglomération & OCEANIDE. OCEANIDE publi. FR. : 80 pages
- Eklund B.T., Kautsky L.**, 2003. Review on toxicity testing with marine macroalgae and the need for method standardization--exemplified with copper and phenol. Marine Pollution Bulletin, 46(2), 171-81
- Gesti J. , Badosa A. , D. Quintana X.**, 2005. Reproductive potential in *Ruppia cirrhosa* (Petagna) Grande in response to water permanence Aquatic Botany, 81, 191–198
- Giusti et Marsili-Libelli**, 2005. Modelling the interactions between nutrients and the submersed vegetation in the Orbetello lagoon. Ecological Modelling, 184, 141–161.
- Guillaud J-F., Souchu P.**, 2001. partie 4 dans "L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France". Coordinateur : Alain Ménesguen. Rapport IFREMER DEL/EC/01.02 -.
- Hemminga M.A. & Duarte C.M.**, 2000. Seagrass ecology. Cambridge University Press, 298 pp.

- Ifremer**, 2002. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2001. Rapport RSL-02/2002, 366p.
- Ifremer**, 2003. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2003. Rapport RSL-03/2003, 597p.
- Ifremer**, 2012. Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2011. Rapport RSL-12/2012, 277p.
- Ifremer**, 2013 Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon : Bilan des résultats 2012. Rapport RSL-13/2013 266p.
- Lauret Michel, Oheix Jocelyne, Derolez Valerie, Laugier Thierry**, 2011. Guide de reconnaissance et de suivi des macrophytes des lagunes du Languedoc-Roussillon. Réseau de Suivi Lagunaire (Ifremer, Cépralmar, Agence de l'Eau RM&C, Région Languedoc-Roussillon). <http://archimer.ifremer.fr/doc/00043/15416/>
- Lepareur F. & Noël P.**, 2010. Evaluation de la qualité écologique des marais atlantiques à usage aquacole en Charente-Maritime. Rapport SPN 2010/ 2, MNHN, Paris, 113 pages.
- Malea P. et al.** , 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 , 357–366
- Mannino A. M. & Gianluca S.**, 2006. The effect of *Ruppia cirrhosa* features on macroalgae and suspended matter in a Mediterranean shallow system *Marine Ecology*, 27, 350–360.
- Meinesz C., Derolez V., Bouchouca M.**, 2013. Base de données « pressions sur les lagunes méditerranéennes » Analyse des liens état – pression RST.ODE/LER-PAC/13-11
- Mohr S. et al.**, 2007. Effects of the herbicide metazachlor on macrophytes and ecosystem function in freshwater pond and stream mesocosms *Aquatic Toxicology*, 82, 73–84
- Mouronval J.B. & Baudouin S.**, 2010. Plantes aquatiques de Camargue et de Crau. Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage – Paris – 120 p.
- Munaron D., Hubert M., Gonzalez J-L., Tapie N., Budzinski H., Guyomarch J., Andral B.**, Février 2013. PEPS LAG : Projet échantillonneurs passifs pour la surveillance de la contamination chimique des lagunes méditerranéennes. - RST/LER/LR 13-01
- Nielsen L. W., Dahllöf I.**, 2007. Direct and indirect effects of the herbicides Glyphosate, Bentazone and MCPA on eelgrass (*Zostera marina*) . *Aquatic Toxicology*, 82, 47–54
- Orfanidis S., Panayotidis p., Ugland K.I.**, 2011. Ecological Evaluation index continuous formula ( EEI-c) application : a step forward for functional groups, the formula and reference condition values. *Mediterranean marine Science*, 12/1, p 199-231
- Obrador B, Pretus J L.**, 2007. Light regime and components of turbidity in a Mediterranean coastal lagoon Estuarine, Coastal and Shelf Science, 77, 123e133
- Pergent G., Pasqualini V., Pergent-Martini C., Ferrat L., Fernandez C.**, 2006. Variability of *Ruppia cirrhosa* in two coastal lagoons with differing anthropogenic stresses. *Botanica Marina*, 49, 103-110.
- Plus Martin**, 2001. Étude et modélisation des populations de macrophytes dans la lagune de Thau (Hérault, France). PhD Thesis, Paris 6. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/6518/>
- Sarà G., Leonardi M., Mazzola A.**, 1999. Spatial and temporal changes of suspended matter in relation to wind and vegetation cover in a Mediterranean shallow coastal environment *Chemistry and Ecology*, 16, 151–173.



- Scarlett A.**, 1999. Risk posed by the antifouling agent Irgarol 1051 to the seagrass, *Zostera marina* Aquatic Toxicology, 45, 159 – 170
- Shili A., Ben Maïz N., Boudouresque CF.**, 2007 El Bahri Trabelsi Abrupt changes in Potamogeton and Ruppia beds in a Mediterranean lagoon. Aquatic Botany, 87, 181–188.
- Tagliapietra D., M. Pavan and C. Wagner.**, 1998. Macrobenthic community changes related to eutrophication in Palude della Rosa (Venetian Lagoon, Italy). Estuarine, Coastal and Shelf Science, 47, 217–226.
- Verhoeven J.T.A.**, 1979. The ecology of *Ruppia*-dominated communities in Western Europe, I. Distribution of *Ruppia* representatives in relation to their autecology. Aquatic Botany, 6, 197-267.
- Verhoeven J.T.A.**, 1980. The ecology of *Ruppia*-dominated communities in Western Europe, III. Aspects of production, consumption, and decomposition. Aquatic Botany, 8 (1980) 209-253
- Vierssen W. V. et al.**, 1984. On the germination of *Ruppia* taxa in western Europe. Aquatic Botany, 19, 381-393 01/1984
- Vouvé F. et al.**, 2014. Bages-Sigean and Canet-St Nazaire lagoons (France): physico-chemical characteristics and contaminant concentrations (Cu, Cd, PCBs and PBDEs) as environmental quality of water and sediment. Environmental Science and Pollution Research, 21-Issue 4, pp 3005-3020 . DOI 10.1007/s 11356-013-2229-1.
- Wilke M.**, 1997 Etude des phénomènes d'eutrophisation dans plusieurs lagunes du Languedoc-Roussillon : effets des facteurs abiotiques. Mémoire pour un Diplôme Universitaire de Recherche en Sciences, université de Perpignan, 165 p.