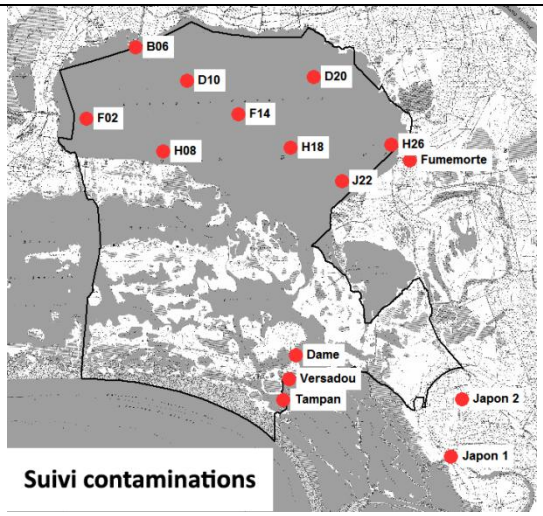
H.2.2 Suivi de la qualité des eaux des canaux et étangs

Début du suivi : 2011 Périodicité mensuelle (avec variabilité selon les lieux et les années) Localisation : 2011 : 9 points Vaccarès et Fumemorte 2012 : 2 points Vaccarès (J22 et B06) et Fumemorte 2013 : 2 points Vaccarès (J22 et B06), Dame, Tampan, Fumemorte, Versadou 2014 : Fumemorte, Versadou 2015 : Fumemorte, Versadou et 10 points sédiment Vaccarès 2016 : Fumemorte, Versadou Analyses physico-chimiques et contaminants sur eau et sédiment (laboratoire accrédité CARSO Lyon)	

Ce suivi réalisé par la SNPN a pour principal objectif de faire un point précis de la contamination actuelle de la Réserve et de son impact éventuel, puis de mesurer l'effet de l'amélioration des pratiques agricoles dans les années à venir.
Les analyses sont réalisées par le laboratoire accrédité CARSO – Laboratoire Santé Environnement Hygiène de Lyon. Elles concernent près de 700 substances chimiques, potentiellement polluantes, comprenant des pesticides, des métaux et métalloïdes, des HAP, des pesticides organochlorés, quelques autres substances organiques et des PCB, auxquelles s'ajoutent des molécules résultant des traitements fertilisants et des minéraux ainsi que les facteurs physico-chimiques. Les résultats sont confrontés aux données publiques de l'Agence de l'Eau RMC concernant le point d'échantillonnage « Rhône à Arles ».

Les résultats des analyses sont expertisés annuellement par des scientifiques spécialisés : Hélène Roche ; Marc Girondot, Université d'Orsay, Laboratoire Ecologie systématique et évolution (Paris Sud) ; Arnaud Elger, Université Toulouse III, Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement ; Patrick Höhener, Laboratoire de Chimie de l'Université de Provence.

Ces six années de suivi mettent clairement en évidence la réalité et l'importance de la contamination des canaux de drainage par les pesticides et le transfert de ces polluants vers les étangs et lagunes de la réserve. Treize molécules interdites ont été détectées régulièrement (atrazine, lindane, propanil, carbendazime…) et d'autres, autorisées ou non pour la riziculture, à des concentrations très supérieures aux normes de qualité environnementales (NQE-VGE_INERIS_v20151112_DRC-15-136849-09974B), en particulier dans les canaux de drainage (dimethenamide, azoxystrobine, oxadiazon, flufenacet…). En tout, ce sont plus de 70 contaminants (pesticides, HAP, micropolluants) qui ont été retrouvés dans les étangs et canaux de Camargue.
L'indicateur du SEQ Eau « somme des pesticides » (Système d'Evaluation de la Qualité de l'Eau) met en évidence cette forte contamination des canaux de drainage (classés mauvais à très mauvais) et la

contamination moyenne des étangs, en général plus contaminés que le Rhône (les données du suivi SNPN sont confrontées aux données collectées par l'Agence de l'Eau dans le Rhône analysées par le même laboratoire).
Ce suivi est financé à 50% par l'Agence de l'Eau, 25% par la SNPN, 20% par la Région PACA et 5% par la DREAL PACA. Il a donné lieu en 2014 à un rapport couvrant la période 2011-2013.[1]

Figure 1 : Echantillonnage 2016 (Fond orthophoto IGN 2003)

Comme en 2015, le suivi du compartiment «eau» s'est limité (pour des raisons de coût des analyses) à celui des deux canaux de drainage impactant la Réserve (Fumemorte et Versadou) : des prélèvements mensuels ont été réalisés d'avril à décembre.

H.2.2.1 Bassin du Fumemorte – suivi pesticides

Le graphique présenté ci-dessous (cf. figure 20) représente l'évolution du critère « somme des pesticides » depuis avril 2012 dans le canal du Fumemorte : on observe en 2016 deux pics importants en juin et juillet (plus de 47 microgrammes/litre en juin) qui se situent nettement dans la zone rouge (classement « très mauvais » du SEQ Eau). Ce record de concentration constaté en juin (on le retrouve aussi dans le Versadou le même mois – voir chapitre suivant) est dû majoritairement à la bentazone, herbicide qu'une dérogation permet encore d'utiliser en 2016. L'extrait ci-dessous du rapport *« Etude du risque chimique environnemental sur le système Vaccarès/document provisoire. C. Joubel, D. Espel, A. Elger. 2016 »* précise la cause probable de ces concentrations et le risque encouru par les écosystèmes de la Réserve :
« La bentazone est un herbicide inhibiteur du photosystème II, elle a une demi vie de plusieurs dizaines de jours (>30 jours à 25°C selon l'INERIS). Selon un technicien du centre français du riz, il semble que les agriculteurs ont été incités à utiliser de la bentazone en post-semis car les adventices qui concurrencent le riz commencent à être résistantes aux autres herbicides utilisés classiquement. D'après Al Housari et al. (2011),

[1] Chérain Y., 2014. Suivi qualitatif des étangs de la Réserve Naturelle Nationale de Camargue. Années 2011 à 2013. Société nationale de protection de la nature. 48 p.

le temps de séjour de l'eau dans le canal de Fumemorte est de 1 à 2 jours, avant que celle-ci ne se déverse dans le Vaccarès. Les contaminants suffisamment rémanents se retrouveront alors dans l'étang. Cela peut être le cas de la bentazone qui peut donc avoir un impact important sur les herbiers, notamment à l'embouchure des canaux. »

On trouve en 2016 d'autres herbicides à des concentrations supérieures aux normes (2,4-MCPA en juin, oxadiazon de mai à septembre à des valeurs supérieures à la NQE, penoxsulam en juin-juillet) et un insecticide (tebufenozide) en septembre (deux fois la PNEC).

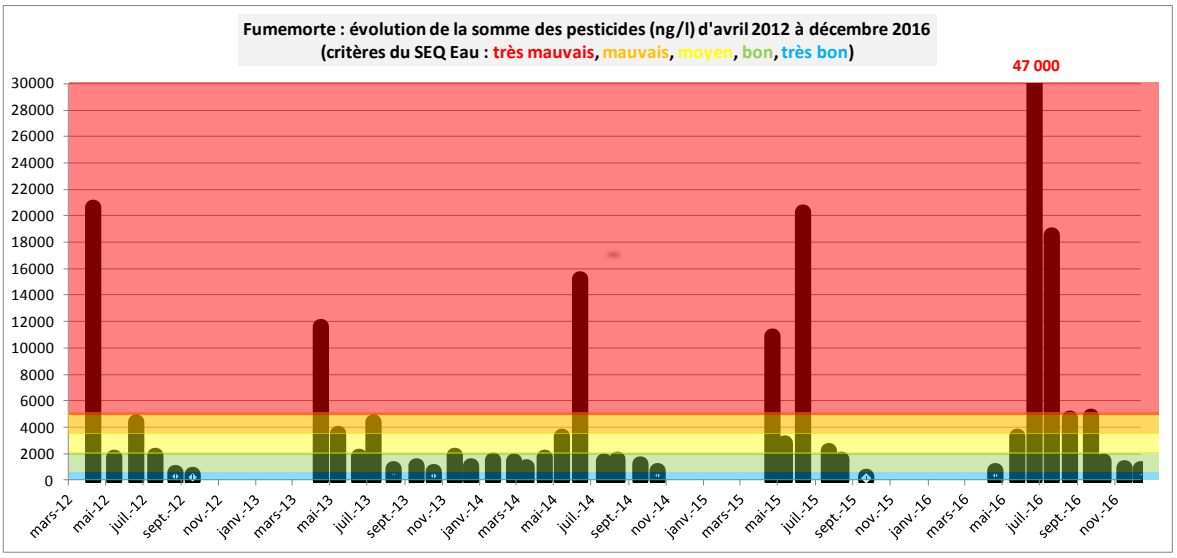


Figure 2 : Evolution de la somme des pesticides d'avril 2012 à décembre 2016 dans le canal du Fumemorte

Le nombre global de molécules et métabolites détectés est en forte augmentation en 2016, hausse en partie due à des fongicides et insecticides utilisés en maraichage (cf. figure 21). Même si leurs concentrations restent très faibles au regard de celles des herbicides rizicoles, les risques d'association de molécules (cocktails) en sont augmentés.

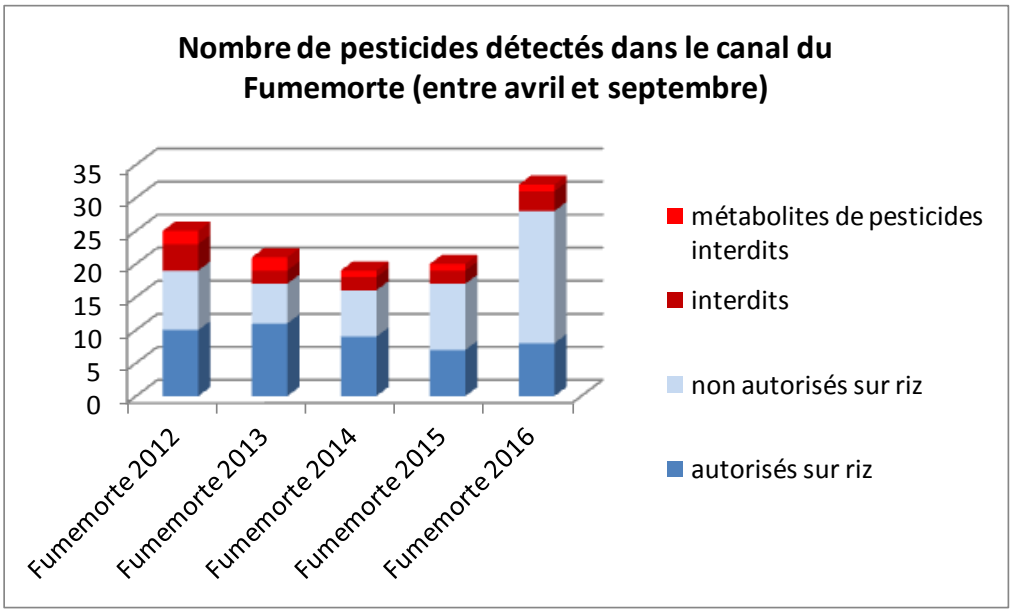


Figure 3 : Nombre de molécules pesticides détectées dans le Fumemorte entre avril et septembre depuis 2012

H.2.2.2 Bassin du Japon Versadou – suivi pesticides

Comme le Fumemorte, le canal du Versadou présente en 2016 un record de la concentration « somme des pesticides » en juin (78 µg/l)(cf. figure 22) : ses eaux se maintiennent en catégorie « très mauvais » du SEQ Eau (Système d'Evaluation de la Qualité de l'Eau de l'Agence de l'Eau) de juin à septembre. La cause est la même que pour le Fumemorte (voir précédemment) mais la situation est encore plus marquée dans ce canal qui donnait l'impression de s'améliorer l'année précédente.

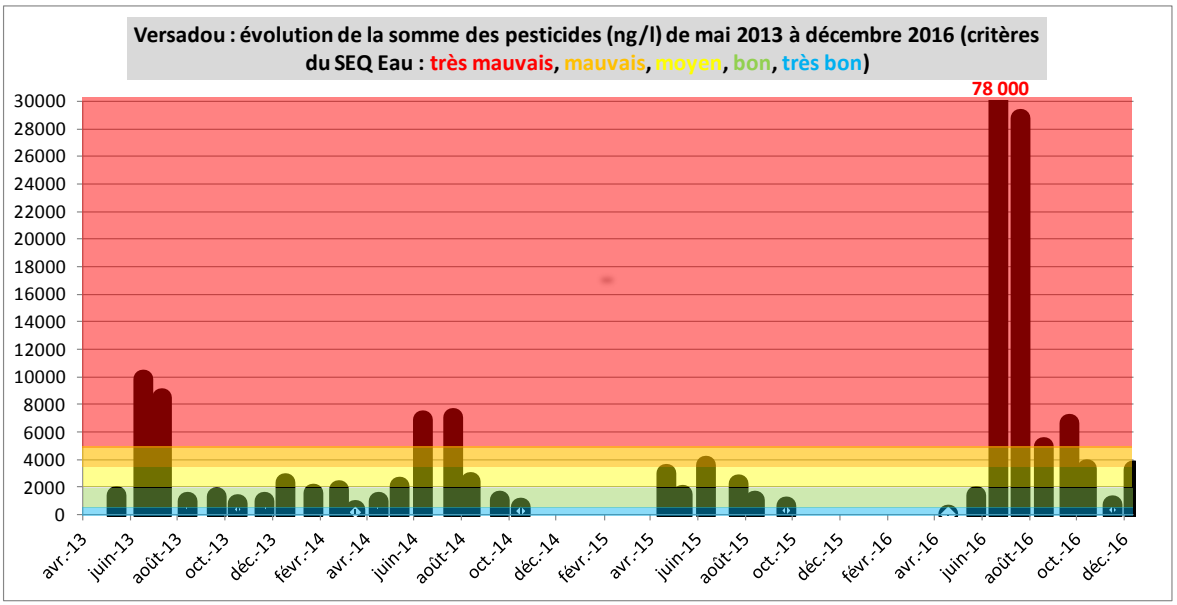


Figure 4 : Evolution de la somme des pesticides de mai 2013 à décembre 2016 sur le canal du Versadou

La figure 23 présentée ci-dessous met en évidence la différence de qualité entre le Rhône et les canaux en matière de pesticides pendant la saison agricole. Le Rhône se maintient dans la catégorie « très bon » pendant huit mois sur neuf et en catégorie « bon » le neuvième (juin).

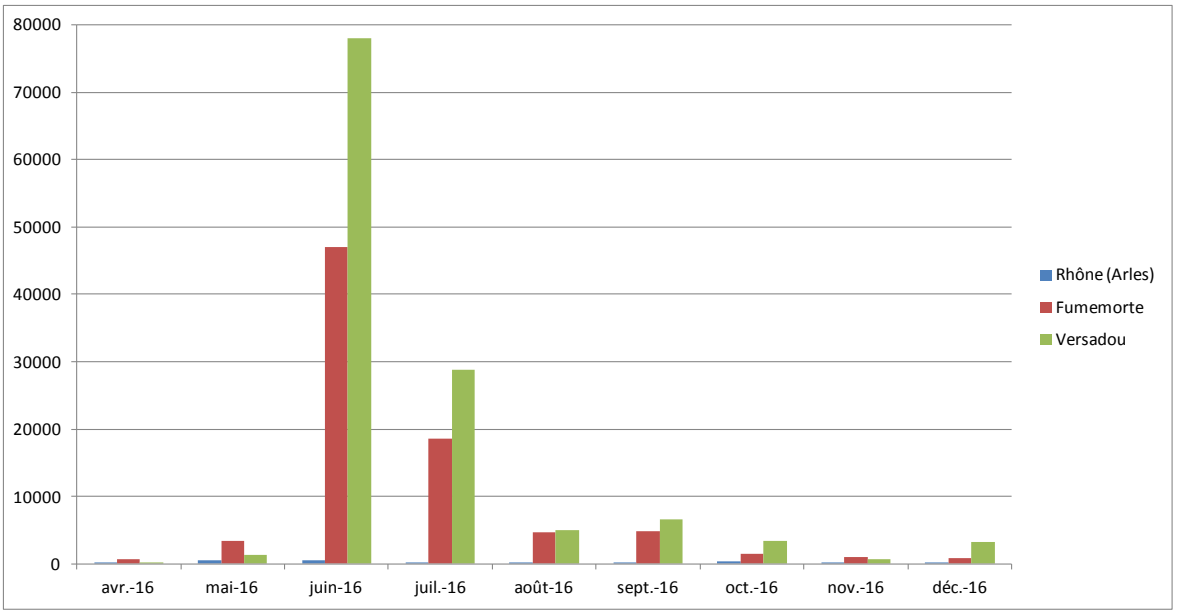


Figure 5 : Evolution mensuelle comparée de la somme des pesticides (ng/l) dans le Rhône et les canaux en 2016

H.2.2.3 Physico-chimie

Pour les deux canaux, on observe des valeurs déclassantes de turbidité et de matières en suspension entre mai et août, périodes de drainage actif pendant lesquelles les canaux transportent beaucoup de sédiments, mais aussi en fin d'année dans le Versadou.
En juin et juillet, les deux canaux sont déclassés en catégorie jaune et orange (moyen/mauvais) par des concentrations élevées d'éléments azotés (ammonium, nitrites), probablement lessivés dans les parcelles agricoles.

H.2.2.4 Métaux dans les sédiments (extrait d'« Analyse du risque chimique au sein du Vaccarès. D. Espel, N. Diepens, A. Elger, 2015 »)

« 19 éléments traces métalliques (ETM) retrouvés dans les sédiments du Vaccarès en 2015 viennent compléter la liste des ETM dépassant les normes admises. Pourtant, la majorité de la contamination métallique serait due à un enrichissement naturel. Seuls l'antimoine, l'arsenic, le chrome, le mercure, le nickel, le plomb et le baryum seraient issus d'une pollution, préférentiellement remarquée dans les zones directement connectées aux cultures et canaux de drainage. »
« Le calcul des facteurs d'enrichissement (ER) a permis de différencier la pollution d'origine anthropique d'un enrichissement naturel (Fig. 8). Dans l'ensemble, seul l'antimoine montre des signes d'une pollution extrême (ER>40), particulièrement dans l'étang de Fangassier et dans les zones de l'étang du Vaccarès où la régression des zostères est déjà constatée avec des recouvrements ne dépassant pas les 20% : B06, D24, F02, H26. La présence d'arsenic également serait due à une pollution importante (5<ER<20). »

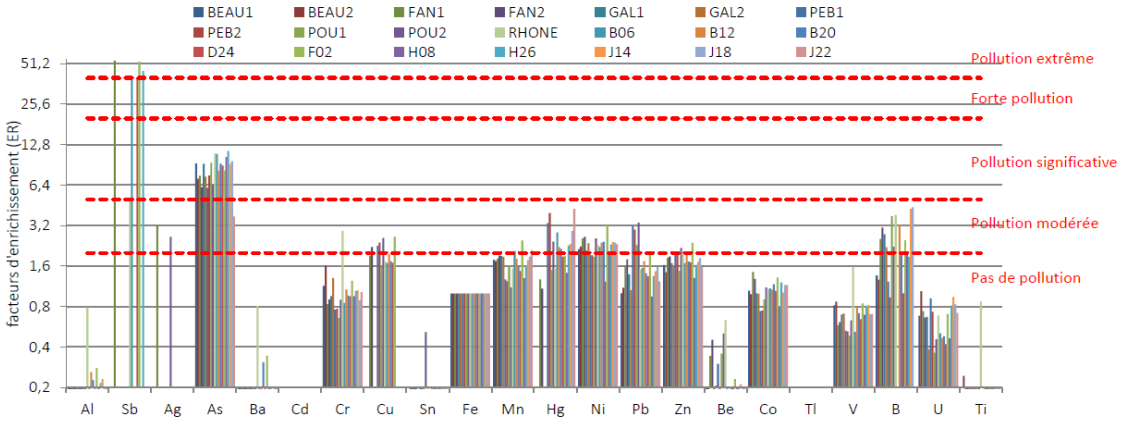


Figure 8. Facteurs d'enrichissement des ETM calculés à partir de la fraction fine des sédiments des 21 stations du système Vaccarès. L'enrichissement est exprimé en utilisant le fer comme élément normalisateur, sur la base des ratios de base de l'UCC (*Upper Crust Continental*; Wedepohl 1995). Les lignes pointillées en rouge correspondent aux limites des 5 catégories d'ER.

ETM : Al : aluminium ; Sb : antimoine ; Ag : argent ; As : arsenic ; Ba : baryum ; Cd : cadmium ; Cr : chrome ; Cu : cuivre ; Sn : étain ; Fe : fer ; Mn : manganèse ; Hg : mercure ; Ni : nickel ; Pb : plomb ; Zn : zinc ; Be : béryllium ; Co : cobalt ; Tl : thallium ; V : vanadium ; B : bore ; Ti : titane

H.2.3 Expertise des résultats du suivi 2015 (extrait d'« Analyse du risque chimique au sein du Vaccarès. D. Espel, N. Diepens, A. Elger. 2015 »)

Discussion

Depuis plusieurs années, le recul des herbiers de zostères de l'étang du Vaccarès devient préoccupant et la cause d'un stress chimique potentiellement lié aux activités agricoles environnantes est régulièrement évoquée. L'étude des données du suivi de 2015 a permis

(1) d'examiner l'origine locale ou rhodanienne des contaminants retrouvés dans l'étang,

(2) d'analyser la dynamique des zostères naines pour examiner le lien potentiel entre la contamination chimique et la régression des herbiers, et

(3) d'évaluer le risque chimique pour les herbiers de zostères et les communautés biologiques en général.

Photo 1 : Prélèvements de zostères pour tester l'impact des contaminants © N. Diepens

Aujourd'hui, la régression des zostères se poursuit et elle concerne majoritairement la zone orientale du bassin, proche des zones rizicoles, particulièrement au niveau des embouchures des deux principaux canaux de rejets des eaux continentales, Roquemaure et Fumemorte. Egalement, en dépit de leurs rares relargages dans l'étang du Vaccarès, les canaux de Rousty et de Sigoulette semblent impacter négativement le développement des zostères. Néanmoins, certaines zones de recolonisation/progression ont été mises en évidence dans le sud du Vaccarès, notamment au niveau des interconnexions avec les Impériaux et de Lion/Dame (e.g. en J14 et J18 depuis 2010). Il semblerait alors que la dynamique de ces herbiers soit rapide mais la régression réversible si les conditions sont favorables (Angst et al., 2014).

1. ***Une exposition aux multi-contaminations***

En 2015, l'analyse de l'état écologique des différentes stations, a montré que les canaux de drainage (Fumemorte et Versadou) véhiculent d'importantes concentrations en nutriments azotés (NO3, NH4), phosphorés (PO4, phosphore total), soufrés (sulfures) et en matières en suspension (MST), favorisant la turbidité de la colonne d'eau et un enrichissement important des sédiments, jusque dans les couches profondes.

Ces paramètres seraient en mesure d'impacter négativement les cycles de développement des zostères et du phytoplancton (PNRC, 2016). Néanmoins, la dénitrification est très active dans les canaux, marais et étangs, permettant d'évacuer une grande partie de l'azote du système camarguais (PNRC, 2016). Il en résulte alors des concentrations en azote modérées, mais non négligeables dans les étangs et les lagunes. Quant au phosphore, soit il s'accumule sous forme minérale ou organique principalement dans les sédiments, soit il est relargué dans les colonnes d'eau à l'occasion d'épisodes venteux (PNRC, 2016), mais ces teneurs sont pour le moment trop faibles pour provoquer une eutrophisation notable.

Egalement, l'étude des pigments photosynthétiques comme la chlorophylle-a, indicatrice de la biomasse phytoplanctonique (SNPN, 2014), a montré que les blooms restaient limités, malgré un maximum de développement du phytoplancton au printemps, ainsi qu'après une pause estivale, à la

suite des tempêtes d'automne qui brassent l'eau et les nutriments. En outre, de basses températures et une faible luminosité durant l'hiver, ne favorisent pas l'extension du phytoplancton (SNPN, 2014).
Néanmoins, en milieu lagunaire, où le volume des masses d'eau concernées et leur renouvellement sont faibles (Meinesz et al., 2013), l'apport continu en nutriments par les canaux de drainage pourrait, à terme, provoquer une augmentation de la charge trophique des étangs récepteurs.
De plus, d'après Travers (1971) le dosage de pigments de chlorophylle-a ne permet pas d'estimer avec précision la biomasse de phytoplancton, la teneur en pigments étant liée à de nombreux facteurs. Il a été montré que la concentration en chlorophylle-a n'était pas nécessairement proportionnelle au nombre des cellules phytoplanctoniques (Blanc & Leveau, 1970 ; Maestrini, 1966). En alternative, depuis 2010, un indice d'eutrophisation (ICMedit) a été proposé pour quantifier la biomasse phytoplanctonique totale des eaux côtières méditerranéennes. Celui-ci consiste en l'analyse par HPLC de la chlorophylle-a, mais également de la divinyl-chlorophylle-a, qui permet de déterminer la biomasse des prochlorophytes souvent oubliés dans l'évaluation de l'eutrophisation des milieux (Goffart, 2011). Si les moyens actuels le permettent il serait alors souhaitable de s'orienter vers cet indice pour vraiment conclure sur le statut trophique du Vaccarès et ses conséquences sur le développement phytoplanctonique.
Par ailleurs, les courants s'atténuant au sein des herbiers (Angst et al., 2014) ceux-ci piègent de grandes quantités de matière en suspension qui pourraient véhiculer des contaminants par sorption sur la matière organique (De Perre, 2009). La régression des herbiers représente alors une voie importante de remobilisation des contaminants sédimentés et de leur transfert vers la colonne d'eau, augmentant ainsi le risque chimique pour l'ensemble de la biocénose aquatique et favorisant l'assimilation des contaminants par les zostères encore présentes.
Le système du Vaccarès est sujet à une contamination polymétallique dont plus de la moitié des ETM détectés dépassent largement les normes annuelles admises pour l'eau (NQE-MA), à partir du mois de mai de façon chronique ou occasionnelle, notamment dans les canaux de Fumemorte, du Versadou et dans le Rhône. Ces métaux peuvent alors représenter un apport non négligeable pour l'étang du Vaccarès et pour les étangs inférieurs, particulièrement aux zones d'embouchures des canaux, en période estivale. Cette hypothèse est étayée par le fait que certains ETM détectés dans les colonnes d'eau des tributaires du Vaccarès, sont également retrouvés accumulés dans les sédiments du nord-est de l'étang du Vaccarès, non loin de l'embouchure du canal de Rousty (l'arsenic, le cuivre, l'étain, l'uranium, l'argent, le cobalt, le titane et l'antimoine).
L'échantillonnage au sein du Vaccarès n'ayant été réalisé que ponctuellement après la période estivale et uniquement dans les sédiments, il est difficile de réellement confirmer l'origine locale de la contamination métallique. De futurs relevés seraient à prévoir mensuellement dans la colonne d'eau afin de mieux décrire ces variations saisonnières et de mettre en évidence un réel lien entre l'étang et ses tributaires. La mise en place d'un préleveur automatique à chaque embouchure des canaux, ainsi qu'à des stations « témoins » pour comparaison (comme dans le sud de l'étang où les teneurs en éléments traces métalliques semblent raisonnables), permettrait d'optimiser l'échantillonnage.
Par ailleurs, le calcul des facteurs d'enrichissement (ER) a fait ressortir une pollution importante voire extrême de l'hydrosystème exclusivement due à l'antimoine et à l'arsenic. L'antimoine provient des retombées atmosphériques issues, pour la plupart, d'activités industrielles (matériaux et produits du bâtiment, métallurgie, pétrochimie) et des transports automobiles (Rausch et al., 2003). La contamination en arsenic serait quant à elle, liée à l'utilisation d'engrais phosphatés, de produits phytosanitaires (herbicides, insecticides) et de détergents (CITEPA, 2015 ; Rodier et al., 2009 in Khaled-khodja et al., 2016). La contamination métallique du système serait alors la résultante des activités pétrochimiques, particulièrement développées dans la région Rhône-Alpes (Donze, 2005), mais aussi des activités agricoles qui bordent le système du Vaccarès. Toutefois, ces ER ont été

calculés en utilisant la croute terrestre supérieure comme matériau de référence. Certains auteurs considèrent ce choix problématique pour la fiabilité des résultats, ces données ne reflétant pas toujours la composition chimique de la roche mère locale (Reimann & De Caritat, 2005 in N'Guessan, 2008). Effectivement, d'autres ETM non mis en exergue par les ER (le cuivre, le cadmium, le chrome, le sélénium, le nickel et le baryum), dépassent fortement les normes admises, et leur présence dans un écosystème aquatique serait liées aux effluents agricoles (Gaujous, 1995 ; Savary, 2003 ; Rodier et al., 2009 ; in Khaled-khodja et al., 2016). Des données complémentaires sur les caractéristiques géochimiques de la roche mère de la vallée du Rhône (molasse locale) seraient donc à obtenir afin de confirmer ou d'infirmer l'origine anthropique locale de ces éléments.

Les zostères sont ainsi exposées à un mélange d'ETM, dont les effets biologiques éventuels sont renforcés par la présence récurrente d'une multitude de contaminants organiques dont principalement des herbicides, des HAP, des PCB et des phtalates dans l'eau et les sédiments. Ceux retrouvés dans le système du Vaccarès ont deux voies d'entrée principales : les eaux du Rhône et des rizières de Camargue.

Issus majoritairement de la combustion incomplète de la matière organique (notamment de combustibles fossiles), les HAP atteignent les eaux du Rhône par retombées atmosphériques et rejets urbains et industriels. Hydrophobes et semi-volatils, ces propriétés leur permettent de se déplacer sur de longues distances en s'associant très rapidement aux particules en suspension dans l'eau (De Perre, 2009), et de se déposer dans les sédiments, en fonction des taux de sédimentation et de bioturbation (Abrajano et al., 2003). Egalement, la faible mobilité dans les sols et l'hydrophobicité des PCB et des phtalates (Amiard, 2011 ; INERIS, 2011), principalement issus de la fabrication de produits industriels, leur confèrent également des concentrations plus élevées dans les sédiments. Toutefois, ces contaminations n'atteignent que les premières couches de sédiments, suggérant soit une contamination récente soit une dégradation des composés accumulés dans les couches plus profondes. De par leur stabilité chimique (De Perre, 2009 ; Amiard, 2011) et leur faible taux de dégradation (De Perre, 2009 ; Amiard, 2011), leur persistance dans les sédiments varie de plusieurs mois à plusieurs années (Roche et al., 2003 ; De Perre, 2009). Ils peuvent donc rester potentiellement toxiques pour les organismes qui les ingèrent avec des conséquences sur le réseau trophique. En outre, il est établi que plus la masse moléculaire de ces composés est élevée, plus leur caractère lipophile augmente (De Perre, 2009), leur conférant une forte capacité à la bioaccumulation.

Aussi, de par l'augmentation de l'activité photolytique qui les dégrade l'été, il est attendu que leurs concentrations soient plus élevées l'hiver que l'été (Abrajano et al., 2003). Pourtant, deux pics de contamination aux substances organiques sont observés, avec un premier en avril dans le Rhône et ses affluents, suivi d'un second beaucoup plus conséquent en juillet dans les canaux de drainage. Ce dernier pic de contamination est essentiellement dû à la présence de nombreux herbicides (azimsulfuron, bensulfuron methyl, bentazone, diclorprop, 2,4 MCPA, oxadiazon, pretilachlor, propanil, et tebufenozide), utilisés pour la riziculture (Comoretto et al., 2007), faisant des rizières environnantes du Vaccarès, la source majeure de contamination organique. Par ailleurs, selon Al Housari et al. (2011), le temps de séjour de l'eau dans le canal de Fumemorte est de 1 à 2 jours, avant que celle-ci ne se déverse dans le Vaccarès. Les contaminants suffisamment rémanents se retrouveront alors dans l'étang du Vaccarès : tel est le cas des PCB (avec un temps de demi-vie (T1/2) de 60j à 30 ans, De Perre, 2009), des HAP (T1/2 : 0.5h à stable ; De Perre, 2009), des phtalates (T1/2 : 1.5j à 1600, De Perre, 2009) et de certains pesticides (e.g. 2,4 MCPA avec un T1/2 de 9.3j ; Al Housari et al., 2011).

Par conséquent, la contamination organique de l'étang du Vaccarès serait alors majoritairement le résultat d'un déplacement amont-aval de la contamination en fonction de cycles d'irrigation des

cultures (irrigation précoce au printemps, et une deuxième en été (Boutron et al., 2015)), de l'itinéraire technique des rizicultures (pesticides de pré/post-culture) (Comoretto et al., 2007), des propriétés physico-chimiques des contaminants et du fonctionnement hydrologique du système Vaccarès (Kerambrun & Szekielda, 1971).

2. Les conséquences écologiques de cette exposition

2.1. Les effets sur les zostères naines

En dépit de cette multi-contamination avérée de l'ensemble du système du Vaccarès et des nombreux dépassements des normes de qualité environnementale, il a été difficile de mettre en évidence des corrélations significatives entre les différents paramètres physicochimiques des stations et l'état des herbiers suivis. Ces résultats peuvent s'expliquer par quatre raisons. Tout d'abord, les contaminants pouvant être absorbés par les zostères aussi bien au niveau de la rhizosphère qu'au niveau des parties aériennes, le suivi des paramètres de l'étang du Vaccarès devrait être réalisé à la fois dans l'eau et sur les sédiments. Egalement, les différents paramètres physico-chimiques ont été suivis sur des sites où la dynamique des zostères est certes contrastée (positive et négative), mais sur un nombre restreint (10 sites). Un plus grand nombre de points serait à prévoir (notamment dans les zones où le recouvrement des zostères est important) afin de pouvoir réellement déterminer si les stations a priori non impactées présentent des différences significatives du point de vue des paramètres physico-chimiques.
Aussi, il existe peu d'éléments bibliographiques relatifs à l'effet de contaminants sur les zostères sur lesquels se baser pour déterminer a priori le temps de latence entre un stress environnemental donné et la réponse des zostères.
Enfin, l'utilisation de données de contaminations de plusieurs années consécutives avec un panel de marqueurs plus important au niveau des zostères (e.g. recouvrement, potentiel photosynthétique et composition pigmentaire) pourrait permettre de rechercher des corrélations entre ces marqueurs et les conditions environnementales, comme celles montrées en 2014 (Elger & Guy, 2014).
Toutefois, la caractérisation des risques chimiques éventuels a permis de donner un aperçu des risques toxicologiques encourus par ces macrophytes mais aussi par les autres organismes aquatiques retrouvés dans le système Vaccarès.

2.2. Ecotoxicité au sein de l'hydrosystème

A ce sujet, 13 ETM ont été détectés dans l'eau (contre 5 dans les sédiments) à des concentrations présentant un risque chimique pour l'environnement aquatique durant la période estivale, période de développement maximal des zostères, en particulier en juin-juillet (Vermaat & Verhagen, 1996). A ce stade, l'assimilation des ETM peut donc être importante, mais également très rapide, y compris sur une journée, entrainant un phénomène de bioaccumulation. Lyngby & Brix (1984) avaient par ailleurs mis en évidence que ces métaux pouvaient s'accumuler dans les tissus à des concentrations jusqu'à neuf cent fois supérieures à celles retrouvées de l'eau, en particulier dans les organes foliaires (Lyngby & Brix, 1982). Une exposition à ces risques chimiques est d'autant plus préoccupante que les herbiers sont situés en bordure de l'étang où l'évaporation est plus importante (Kerambrum & Szekielda, 1971), risque pouvant être majoré pour ceux situés à proximité des exutoires des canaux (e.g. B06, D24 et H26). Par ailleurs, en dépit de la précipitation de nombreux ETM par la présence de sulfures - issus d'une réduction des sulfates par les bactéries sulfato-réductrices – (Billon et al., 2010), ceux-ci peuvent rester en partie biodisponibles pour le biote par ré-oxydation de ces métaux (transformation sous forme ionique), par l'intermédiaire de la bioturbation, de la diffusion d'oxygène dans les eaux interstitielles et de la remise en suspension des particules sédimentaires. Le pH,

l'oxygène, la salinité et la teneur en carbone organique influencent cette mobilité des métaux (Förstner & Whitmann, 1979 ; Burgess & Scott, 1992). Effectivement, la biodisponibilité augmente généralement dans le milieu aquatique lorsque le pH diminue (car en compétition avec l'hydrogène sur les sites d'adsorption) ou lorsque la salinité augmente (en raison de compétition avec les ions magnésium et calcium) (Förstner & Whitmann, 1979). Au contraire, le carbone organique pourrait engendrer des réactions de complexations et limiter la biodisponibilité (Monbet & Coquery, 2003).
Egalement, Lyngby & Brix (1984) avaient déjà montré des effets toxiques sur Zostera marina de certains de ces métaux à risque dans le Vaccarès : le mercure, le cuivre, le cadmium, le zinc, le chrome et le plomb (dans un ordre décroissant de toxicité) ; dont quatre d'entre eux (le cadmium, le cuivre, le mercure et le zinc) inhibaient significativement la croissance des zostères.
Concernant les contaminants organiques, 19 d'entre eux présentent un risque élevé dans la colonne d'eau dont 12 depuis 2011 (HQ>>1), attestant d'un risque persistant pour les écosystèmes aquatiques. Par ailleurs, leur processus de dégradation évoqué précédemment, n'est que rarement total et mène le plus souvent à des métabolites, qui peuvent être plus toxiques ou plus persistants que la molécule mère (Srogi, 2007). Ces résultats sont d'autant plus préoccupants, qu'il a été montré que les zostères (Zostera marina) de la lagune d'Arcachon pouvaient contenir des concentrations en certains herbicides, jusqu'à 25 000 fois supérieures à celles trouvées dans l'eau (Auby et al., 2011).
Cependant, les courbes SSD donnant un aperçu du risque chimique au niveau multi-spécifique (réalisées pour le formaldéhyde, la bentazone et le 2,4 MCPA), ont montré que d'une manière générale, les gammes de concentrations de ces courbes restaient nettement supérieures (d'un facteur 1000) à celles mesurées dans les échantillons du Vaccarès. Concernant la bentazone, ce résultat n'est pas étonnant étant donné que son coefficient de risque est toujours inférieur à 1 depuis 2011. Pour les deux autres contaminants, ces courbes reposant sur des valeurs d'EC50 il est logique que les concentrations décrites soient de l'ordre du µg.L-1. Il est par ailleurs probable qu'aucun effet toxique aiguë pour les organismes ne soit encore perçu au sein du système. L'utilisation de données de toxicité chronique (de type EC10 ou de NOEC) permettrait certainement de se rapprocher des valeurs observées dans l'étang, mais de telles données restent très limitées dans la littérature pour un nombre suffisant d'organismes, et de surcroît, représentatifs du système Vaccarès. Toutefois, même si ces herbicides ne peuvent a priori pas impacter les communautés aquatiques du Vaccarès, il n'est pas surprenant de constater que les producteurs primaires sont les organismes les plus sensibles à de faibles concentrations en ces composés.
En outre, la potentielle action combinée ou synergique de plusieurs de ces contaminants sur les zostères est à considérer. Cheswoth et al. (2004) avaient, à ce propos, mis en évidence un effet négatif sur la croissance de Zostera marina d'un mélange de contaminants organiques de type herbicide (irgarol et diuron). Egalement, il est possible que des contaminants ne présentant pas de risque chimique individuellement, puissent en mélange, impacter négativement les zostères du Vaccarès. C'est le cas notamment de l'association du 2,4 MCPA, de la bentazone et du glyphosate, dont ces deux derniers, pris séparément, ne présentaient aucun risque chimique au sein du Vaccarès, mais qui en mélange, certes à des concentrations plus élevées, avaient montré des signes de perturbation sur la croissance de Zostera marina (Nielsen & Dahllof, 2007). Egalement, l'additivité (voire la synergie) des expositions aux ETM et aux contaminants organiques pourrait impacter négativement la physiologie des zostères, ou accentuer ces effets délétères en mélange par additivité des doses, comme démontré sur Zostera muelleri à la suite d'une exposition au cuivre et à un herbicide (irgarol), responsable d'une importante diminution des concentrations en chlorophylle totale et d'une perturbation de la photosynthèse (Macinnis-Ng & Ralph 2004).
Dans les sédiments, aucun risque chimique environnemental n'est suspecté pour les contaminants organiques dans l'étang du Vaccarès. Seuls deux étangs inférieurs (Pèbre et Tampan) présenteraient

des concentrations à risque chimique dit « occasionnel », en PCB totaux, phtalates et pour un HAP, le dibenzo (ah) anthracène. La méthode de Swartz et al. (1999) est a priori la seule méthode tenant compte de l'influence de la matière organique du sédiment sur la partition et la biodisponibilité des contaminants organiques. Cependant, elle ne permet de rendre compte du risque occasionné que pour les HAP en mélange. Même si la méthode de MacDonald et al. (1996) consiste en une première approche de mise en évidence du risque occasionné ou non par un contaminant considéré individuellement, l'idéal serait d'accéder à une méthode similaire à celle de Swartz (1999), qui permettrait d'identifier la ou les substances mises en cause.
Enfin, la toxicité des PCB, quant à elle, doit être considérée essentiellement à travers les risques à long terme. La plupart des données toxicologiques et écotoxicologiques disponibles ont longtemps été relatives à des mélanges commerciaux (Aroclor, Phénoclor ou Pyralène, Kaneclor, etc.) (Hubaux & Perceval, 2011) ce qui peut compliquer la dérivation des valeurs toxicologiques de référence (PNEC) afin de pouvoir quantifier un risque.

Conclusion et perspectives

En 2015, le système Vaccarès apparait toujours contaminé par un mélange de multiples contaminants organiques et inorganiques, à plusieurs périodes de l'année. La responsabilité de la riziculture dans cette multi-contamination est avérée, impactant sur l'état écologique et chimique des canaux de drainage qui se déversent dans l'étang du Vaccarès. Etant donnés les enjeux environnementaux en Camargue, des mesures de restriction ou d'interdiction de l'utilisation de certains pesticides devraient être envisagées, afin de se diriger vers une agriculture plus respectueuse de l'environnement, plus durable, et de développer la riziculture biologique qui n'occupe actuellement que 6% de la surface rizicole locale (Coulombel, 2013). Par ailleurs, certains contaminants déjà interdits depuis plusieurs années (e.g. 2,4 MCPA (SNPN, 2014) ; PCB (INERIS, 2011)) sont encore fréquemment retrouvés dans les cours d'eau du Vaccarès, d'où la nécessité d'une réflexion urgente quant à l'utilisation de certains composés.
Cependant, en raison d'une fréquence d'échantillonnage trop faible et d'un suivi mensuel irrégulier inter-sites et interannuel des concentrations en micropolluants retrouvés dans le Vaccarès, il est possible que l'appréciation de l'exposition des zostères à cette contamination ne soit pas suffisamment significative. Un suivi homogène et plus fréquent des stations par échantillonnage passif (type POCIS) apporterait d'avantage de clarté sur ce point.
En outre, une correspondance semble exister entre les zones de régression, voire de disparition, des zostères naines et les exutoires des canaux de drainage du système du Vaccarès, mais il est difficile de conclure avec certitude quant au rôle de la multi-contamination du Vaccarès sur la réponse des macrophytes.
En effet, les écosystèmes naturels sont complexes (i.e. grande variabilité des paramètres physico-chimiques environnementaux). Il est alors difficile d'obtenir une résolution spatiale et temporelle représentative et des données écotoxicologiques sur les zostères naines.
Par ailleurs, bien que de nombreux contaminants présentent un risque avéré pour les écosystèmes aquatiques, ces résultats restent basés sur des données de toxicité d'eau douce. Les caractéristiques physico-chimiques des eaux saumâtres étant propres à chaque milieu aquatique, des expériences d'exposition de Z. noltei seraient à prévoir pour les contaminants prépondérants dans l'étang du Vaccarès. Par ailleurs, les effets des cocktails de contaminants, de leurs métabolites et surtout des PCB devraient être expérimentés afin d'évaluer dans les meilleures conditions le risque chimique environnemental.

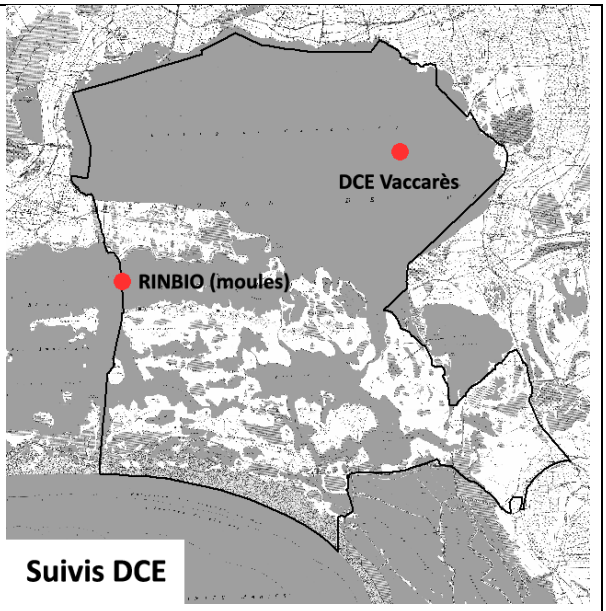
Par conséquent, l'évaluation du risque au sein du Vaccarès reste une approche «théorique» à compléter pas de futures données écotoxicologiques, qui seront acquises par des approches expérimentales, afin de réellement conclure quant à l'implication du stress chimique parmi les nombreux facteurs influençant la dynamique des populations de zostères naines.

H.2.4 Expertise des résultats du suivi 2016 (extrait d'« Etude du risque chimique environnemental sur le système Vaccarès/document provisoire. C. Joubel, D. Espel, A. Elger. 2016 »)

Conclusion et perspectives

L'analyse des données collectées en 2016 sur les canaux de Fumemorte et du Versadou a révélé des concentrations préoccupantes en contaminants chimiques d'origine anthropique. Si les concentrations en ETM sont en baisse sur le canal de Fumemorte par rapport aux années précédentes, on note une augmentation de ceux-ci sur le canal du Versadou, principalement en raison de très fortes teneurs en bore, dont l'origine en Camargue est pour le moment inconnue.
En outre, les concentrations en pesticides se sont accrues par rapport aux années précédentes, sur les deux canaux. Le pic de concentration en pesticides observé au mois de juin est essentiellement constitué par un herbicide, la bentazone. L'origine locale, liée à la riziculture, ne fait aucun doute pour la plupart des pesticides mis en évidence en 2016.
Plusieurs de ces contaminants environnementaux, lorsqu'ils sont considérés individuellement, présentent un risque potentiel pour les écosystèmes aquatiques camarguais. Ce risque est encore renforcé par un possible effet synergique des différentes substances en présence (ETM et pesticides).
Les herbiers de zostères ne semblent pas avoir été impactés par la contamination enregistrée en 2016, puisqu'on note même une augmentation d'environ 30% du recouvrement moyen de *Z. noltei* par rapport aux valeurs de 2015.
Toutefois, un effet différé de la contamination ne peut être exclus, dans la mesure où le stress chimique, notamment lié à des inhibiteurs de la photosynthèse, peut réduire la capacité des zostères à stocker des sucres de réserve dans leurs rhizomes, et compromettre ainsi la bonne reprise de l'herbier en fin d'hiver (Elger *et al.* 2014).
Pour mieux appréhender le risque encouru par les herbiers de zostères en fonction de la pression chimique, nous avons prévu de mesurer la réponse de *Z. noltei* à un panel de contaminants (herbicides et ETM), en utilisant une méthode de test biologique à haut débit mise au point et testée l'année dernière (Espel *et al.* 2015).

H.2.5 Suivis DCE - Résultats 2015

<u>Contrôle opérationnel DCE :</u> *Depuis 2006* *Chaque année* *Un point Vaccarès* *Physico-chimie et phytoplancton* *<u>Contrôle de surveillance DCE :</u>* *Depuis 2006* *Tous les trois ans* *Un point Vaccarès, un point Monro/Malagroy (RINBIO)* *Complète le volet opérationnel annuel par une évaluation de l'état chimique (poches de moules et échantillonneurs passifs), ainsi que de l'état biologique des masses d'eau (hydrologie, phytoplancton, macrophytes et macrofaune benthique)*	

Les programmes de surveillance liés à la mise en œuvre de la DCE sont coordonnés par le Ministère chargé de l'environnement. Dans chaque bassin hydrographique, les Agences de l'eau prennent en charge la mise en œuvre de ces réseaux.
Sur la façade méditerranéenne, l'IFREMER assure pour le compte du Schéma Directeur des Données sur l'Eau la maîtrise d'ouvrage des campagnes du contrôle de surveillance et du contrôle opérationnel, en coordonnant l'ensemble de l'acquisition des données et de leur synthèse en collaboration avec de nombreux partenaires : Universités, bureaux d'études, structures locales de gestion, services de l'Etat.

Contrôle de surveillance 2015 (*extrait du rapport provisoire « Campagne de surveillance 2015 (DCE et DCSMM) en Méditerranée française »*)

IFREMER/*Fanny Witkowski, Bruno Andral, Valérie Derolez, Corinne Tomasino.* Décembre 2016

Phytoplancton

Tableau 32. Résultats pour l'élément de qualité « Phytoplancton » des masses d'eau de transition (MET) pour le district « Rhône et côtiers méditerranéens ».

		Biomasse			Abondance				Phytoplancton	
Code MET	Libellé MET	P90 Chl *a* ($\mu g.L^{-1}$)	EQR_b [IC]	Classe biomasse	Abondance > 3 µm (10^6cell/L)	Abondance < 3 µm (10^6cell/L)	EQR_a [IC]	Classe abondance	EQR_{phyto} [IC]	Classe phyto
FRDT01	Canet	58,3	0,06 [0,05 ; 0,11]	5	31,7	2265,8	0,01 [0 ; 0,06]	5	0,03 [0,02 ; 0,08]	5
FRDT02	Etang de Salses-Leucate	1,6	1 [1 ; 1]	1	5,5	10,2	0,55 [0,17 ; 0,73]	2	0,77 [0,58 ; 0,86]	1
FRDT03	Etang de La Palme	0,8	1 [1 ; 1]	1	2,6	8,0	1 [0,17 ; 1]	1	1 [0,58 ; 1]	1
FRDT04	Complexe du Narbonnais Bages - Sigean	2,1	1 [1 ; 1]	1	12,1	27,1	0,25 [0,19 ; 0,52]	3	0,62 [0,60 ; 0,76]	2
FRDT06a	Complexe du Narbonnais Gruissan	1,6	1 [1 ; 1]	1	5,7	6,2	0,53 [0,33 ; 1]	2	0,76 [0,66 ; 1]	1
FRDT06b	Complexe du Narbonnais Grazel/Mateille	2,7	1 [1 ; 1]	1	3,2	41,6	0,36 [0,29 ; 0,95]	2	0,68 [0,64 ; 0,98]	2
FRDT07	Pissevache	67,2	0,05 [0,04 ; 1]	5	37,6	68,8	0,08 [0,06 ; 1]	4	0,06 [0,05 ; 0,61]	5
FRDT10	Etang de Thau	4,6	0,72 [0,51 ; 1]	1	30,6	36,7	0,10 [0,07 ; 0,42]	4	0,41 [0,30 ; 0,68]	2
FRDT11a	Etang de l'Or	47,0	0,07 [0,06 ; 0,09]	5	175,2	2734,6	0,01 [0 ; 0,01]	5	0,04 [0,03 ; 0,05]	5
FRDT11b	Etangs Palavasiens est	25,8	0,13 [0,09 ; 0,28]	5	19,8	1973,9	0,01 [0 ; 0,03]	5	0,07 [0,05 ; 0,15]	5
FRDT11c	Etangs Palavasiens ouest	6,4	0,52 [0,38 ; 0,78]	2	9,5	195,9	0,08 [0,06 ; 0,31]	4	0,30 [0,23 ; 0,45]	3
FRDT12	Etang du Ponant	19,6	0,17 [0,12 ; 0,52]	4	56,7	928,0	0,02 [0,01 ; 0,09]	5	0,09 [0,06 ; 0,28]	5
FRDT13c	Petite Camargue Médard	9,4	0,35 [0,35 ; 0,57]	3	68,7	49,4	0,04 [0,02 ; 0,23]	4	0,20 [0,18 ; 0,35]	4
FRDT14a	Complexe Vaccares	5,2	0,64 [0,40 ; 1]	2	28,7	63,8	0,10 [0,02 ; 0,33]	4	0,37 [0,23 ; 0,60]	3
FRDT15a	Grand étang de Berre	7,9	0,42 [0,24 ; 0,64]	3	12,1	51,4	0,25 [0,18 ; 0,38]	3	0,33 [0,22 ; 0,46]	3
FRDT15b	Etang de Berre Vaïne	7,0	0,48 [0,45 ; 0,60]	2	16,2	55,8	0,19 [0,18 ; 0,19]	3	0,33 [0,32 ; 0,40]	3

La masse d'eau Vaccarès présente en 2015 une bonne qualité en terme de biomasse phytoplanctonique, une qualité moyenne du fait de l'abondance de cellules et une qualité médiocre par le calcul du ratio de qualité écologique (EQR – Ecological Quality Ratio), mesurant l'état de qualité biologique par l'écart aux conditions de référence (EQR = valeur de l'indicateur dans les conditions de référence/valeur de l'indicateur mesuré) .

Physico-chimie

Tableau 33. Résultats pour l'élément de qualité « Physico-chimie » des masses d'eau de transition (MET) pour le district « Rhône et côtiers méditerranéens ». (PO_4^{3-} = concentration en phosphates (µM) ; NID = concentration en azote inorganique dissous (µM) ; NT = concentration en azote total (µM) ; PT = concentration en phosphore total (µM))

Code MET	Libellé MET	Type MET	NT [IC]	Classe NT	NID [IC]	Classe NID	PT [IC]	Classe PT	PO_4^{3-} [IC]	Classe PO_4^{3-}	Classe nutriments
FRDT01	Canet	T10	154,6 [118,92 ; 168,70]	5	44,7 [0,64 ; 83,17]	5	25,3 [19,27 ; 25,79]	5	12,9 [9,07 ; 17,93]	5	5
FRDT02	Etang de Salses-Leucate	T10	28 [23,50 ; 34,03]	1	0,6 [0,40 ; 0,84]	1	0,6 [0,44 ; 0,92]	1	0,1 [0,05 ; 0,11]	1	1
FRDT03	Etang de La Palme	T10	49,9 [41,10 ; 59,90]	1	5 [2,11 ; 9,46]	2	0,8 [0,58 ; 0,9]	1	0,1 [0,06 ; 0,15]	1	2
FRDT04	Complexe du Narbonnais Bages -	T10	38,3 [34,30 ; 41,40]	1	0,9 [0,34 ; 1,69]	1	1,1 [0,87 ; 1,17]	1	0,2 [0,12 ; 0,22]	1	1
FRDT06a	Complexe du Narbonnais Gruissan	T10	37,3 [33,70 ; 58,90]	1	0,7 [0,46 ; 0,85]	1	0,8 [0,67 ; 0,82]	1	0,1 [0,09 ; 0,12]	1	1
FRDT06b	Complexe du Narbonnais	T10	22,7 [15,51 ; 24,23]	1	0,8 [0,29 ; 0,97]	1	0,6 [0,51 ; 0,57]	1	0 [0,02 ; 0,04]	1	1
FRDT07	Pissevache	T10	201,8 [73,11 ; 254,67]	5	6,4 [0,47 ; 6,89]	3	6,1 [1,15 ; 7,89]	5	0,3 [0,08 ; 0,31]	1	5
FRDT10	Etang de Thau	T10	23,6 [22,10 ; 24,40]	1	0,30 [0,21 ; 0,48]	1	0,9 [0,78 ; 1,09]	1	0,2 [0,18 ; 0,28]	1	1
FRDT11a	Etang de l'Or	T10	166,9 [149,50 ; 185,55]	5	13,6 [0,83 ; 18,54]	4	8,4 [7,11 ; 10,12]	5	2,6 [1,79 ; 2,97]	4	5
FRDT11b	Etangs Palavasiens est	T10	84,6 [62,23 ; 124,45]	3	2,7 [0,89 ; 9,34]	2	7,1 [5,01 ; 8,30]	5	2,4 [2,00 ; 3,65]	4	5
FRDT11c	Etangs Palavasiens ouest	T10	50,1 [47,15 ; 66,45]	2	2,4 [1,22 ; 5,63]	2	1,9 [1,31 ; 4,11]	1	0,3 [0,22 ; 0,49]	1	2
FRDT12	Etang du Ponant	T10	68,0 [42,00 ; 71,20]	2	10,8 [0,78 ; 19,85]	4	3,2 [2,05 ; 4,13]	3	0,8 [0,51 ; 0,83]	2	4
FRDT13c	Petite Camargue Médard	T10	81,1 [61,30 ; 86,20]	3	29 [8,89 ; 30,71]	5	2,4 [1,63 ; 3,01]	2	0,3 [0,15 ; 0,30]	1	5
FRDT14a	Complexe Vaccares	T10	87,8 [79,70 ; 103,70]	3	11,9 [8,07 ; 19,20]	4	3,3 [1,25 ; 4,73]	3	0,2 [0,11 ; 0,26]	1	4
FRDT15a	Grand étang de Berre	T10	59,5 [36,10 ; 235,60]	2	1,1 [0,42 ; 7,62]	1	1,8 [1,34 ; 4,80]	1	0,3 [0,16 ; 0,90]	1	2
FRDT15b	Etang de Berre Vaïne	T10	51,6 [41,00 ; 54,30]	2	20,4 [0,51 ; 25,40]	5	1,3 [1,07 ; 1,36]	1	0,4 [0,00 ; 0,55]	2	5

Le complexe Vaccarès présente une qualité moyenne pour sa concentration en azote total et en phosphore total, une qualité médiocre pour l'azote dissous et une bonne qualité pour les ortho phosphates. Notons qu'il se situe pour ce critère « nutriment » dans les 8 lagunes méditerranéennes les plus mal classées (sur 16 au total).

Macrophytes

Basé sur le suivi annuel réalisé par la SNPN (*voir H.4.1 Herbiers du Vaccarès*), ce critère se situe en catégorie « moyen » du fait d'un recouvrement global faible (calculé en excluant les points centraux jamais colonisés par les zostères).

Tableau 34. Résultats pour l'élément de qualité «Macrophytes » des masses d'eau de transition (MET) pour le district « Rhône et côtiers méditerranéens ».

Code MET	Nom ME	Année du diagnostic	Nb de stations	Nombre moyen d'especes	Nombre total d'especes	Recouvrement végétal moyen	% stations avec < 5% de rec. tot.	Recouvrement relatif de réf. moyen	EQRa [IC]	EQRc [IC]	EQRmac [IC]	Classe de qualité
FRDT03	Etang de La Palme	2013	12	5,3	17	62,5	0	93	0,70 [0,60 ; 0,81]	0,94 [0,91 ; 0,97]	0,94 [0,91 ; 0,97]	1
FRDT04	Complexe du Narbonnais Bages - Sigean	2015	36	5,8	30	59,5	8,3	49,6	0,68 [0,58 ; 0,77]	0,60 [0,55 ; 0,69]	0,60 [0,55 ; 0,69]	2
FRDT06a	Complexe du Narbonnais Gruissan	2013	3	4,7	9	71,7	0	65,3	0,77 [0,40 ; 0,96]	0,72 [0,68 ; 0,76]	0,72 [0,68 ; 0,76]	2
FRDT10	Etang de Thau	2014	36	7,1	46	78,7	0	44,2	0,83 [0,76 ; 0,89]	0,57 [0,52 ; 0,65]	0,57 [0,52 ; 0,65]	3
FRDT11a	Etang de l'Or	2013	15	1,3	13	20	60	4,5	0,35 [0,20 ; 0,49]	0,22 [0,20 ; 0,43]	0,16 [0,07 ; 0,39]	5
FRDT11b	Etangs Palavasiens Est	2015	23	4,5	17	74,8	0	1,4	0,80 [0,72 ; 0,87]	0,21 [0,20 ; 0,22]	0,21 [0,20 ; 0,22]	4
FRDT11c	Etangs Palavasiens Ouest	2014	25	5,2	23	58,8	4	14,4	0,67 [0,59 ; 0,73]	0,44 [0,22 ; 0,48]	0,44 [0,22 ; 0,48]	3
FRDT12	Etang du Ponant	2014	7	5,7	17	80	0	0,4	0,84 [0,78 ; 0,91]	0,20 [0,20 ; 0,20]	0,2 [0,20 ; 0,20]	4
FRDT14a	Camargue Complexe Vaccares	2015	55	1,8	7	30,3	41,8	24,7	0,44 [0,36 ; 0,52]	0,49 [0,45 ; 0,53]	0,46 [0,40 ; 0,52]	3

Etat chimique

En 2015, le contrôle de surveillance prévoyait une évaluation de l'état chimique à l'aide d'échantillonneurs passifs dans le Vaccarès et d'une poche à moules entre l'étang de Monro et le Malagroy (RINBIO). Les moules ayant subi une mortalité importante, ce paramètre n'a pas pu être analysé dans la matière vivante. Le suivi des échantillonneurs passifs n'a pas mis en évidence de dépassement de NQE pour les contaminants listés dans le tableau ci-dessous :

Tableau 35. Résultats pour l'élément de qualité « Chimie eau » des masses d'eau de transition (MET) pour le district « Rhône et côtiers méditerranéens ».

		POCIS							DGT			
		alachlore ng.L^{-1}	atrazine ng.L^{-1}	diuron ng.L^{-1}	isoproturon ng.L^{-1}	simazine ng.L^{-1}	4 np ng.L^{-1}	OP ng.L^{-1}	Ni ng.L-1	Cd ng.L-1	Pb ng.L-1	Etat MET
	NQE-MA (ng.L^{-1})	300	600	200	300	1000	300	10	8600	200	1300	
	NQE-CMA (ng.L^{-1})	700	2000	1800	1000	4000	2000	s.o.	34000	-	14000	
FRDT01	Canet	<LQ	<LQ	14,6	0,3	12,2	0,0	0,1	678,3	22,4	15,1	1
FRDT02	Salses	<LQ	0,3	1,2	0,1	3,3	0,0	0,0	-	-	-	1
	Leucate	<LQ	0,2	0,4	0,0	1,2	0,0	0,0	363,9	11,4	11,7	
FRDT03	Etang de La Palme	<LQ	<LQ	0,6	0,1	0,5	0,0	0,0	79,3	1,8	6,7	1
FRDT04	Bages Nord	<LQ	<LQ	2,1	0,1	15,3	0,0	0,0	888,5	86,8	15,7	1
	Bages Sud	<LQ	0,8	2,3	0,2	10,7	0,0	0,1	387,1	38,1	3,6	
FRDT10	Etang de Thau Nord	<LQ	<LQ	4,0	0,1	5,2	0,0	0,0	260,4	8	20,1	1
	Etang de Thau Sud	<LQ	0,6	1,3	0,2	0,3	0,0	0,1	248,4	9,5	15,8	
FRDT11a	Etang de l'Or Ouest	<LQ	0,7	1,0	0,2	0,6	0,0	0,0	578,2	12,3	20,3	1
	Etang de l'Or Est	<LQ	1,6	4,1	0,1	5,2	0,0	0,0	556,4	11,6	6,8	1
FRDT11b	Prévost Est	<LQ	0,8	1,0	0,2	1,0	0,0	0,0	417,2	16,5	27,8	1
	Méjean Ouest	<LQ	<LQ	4,9	0,1	2,2	0,0	0,0	265,1	9,3	12,8	1
FRDT11c	Ingril Nord	<LQ	1,0	1,3	0,1	0,8	0,0	0,0	244,9	12,8	19,4	1
	Vic	<LQ	1,8	4,2	<LQ	2,6	0,0	0,0	566,5	34,5	8,6	
FRDT14a	Complexe Vaccarès	<LQ	1,0	0,5	0,1	0,5	0,0	0,0	1020,5	6,2	14,8	1
FRDT15a	Grand étang de Berre	<LQ	0,5	0,7	0,2	0,3	0,0	0,0	330,9	6,5	4,6	1

Synthèse de la masse d'eau Vaccarès

Complexe Vaccarès (FRDT14a)

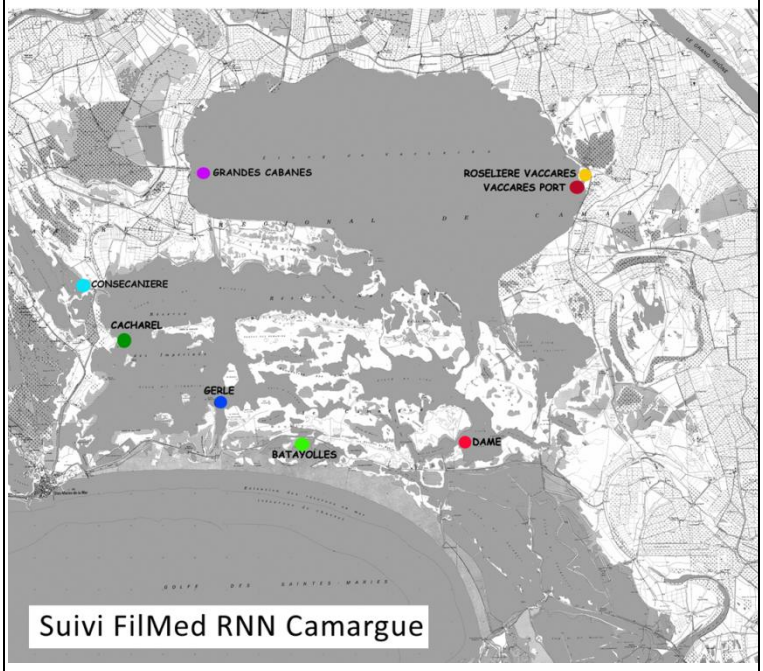
Tableau 50. Bilan de l'état de la masse d'eau FRDT14a au titre de la DCE, campagne 2015.

Classes d'état de la masse d'eau	FRDT14a		Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
	Physico-chimie						
	Biologie	Phytoplancton					
		Macrophytes					
	Chimie		Bon				Mauvais
		Eau					

Ces résultats sont (malheureusement) identiques à ceux des campagnes précédentes, la qualité physico-chimique de la lagune restant dans la catégorie médiocre du fait de concentrations excessives en éléments azotés et phosphorés, résultats cohérents avec les mesures effectuées dans les canaux de drainage se déversant dans le complexe Vaccarès (*voir H.2.2.3 Physico-chimie*).

H.2.6 Suivi physico-chimique des lagunes de la Réserve en 2016

Début du suivi : 2008
Périodicité mensuelle
Localisation : huit stations sur système Vaccarès et Consécanière. En 2015, le point Vaccarès Rousty, devenu inaccessible, a été déplacé plus à l'ouest, sur la nouvelle propriété du Conservatoire du Littoral (Grandes Cabanes).
Analyse d'eau sur le terrain (mallette d'analyse multi paramètres «WTW multi 340i»).
Paramètres mesurés (protocole standardisé) :
- température (°C)
- salinité (g/l et mS/cm)
- pH
- oxygène dissous (mg/l et %)
- potentiel Red-Ox (mV)
- turbidité (nouveau en 2016, améliore l'interprétation des données)



Suivi standardisé réalisé dans le cadre du Forum Interrégional des Lagunes Méditerranéennes (FIL-MED) piloté par le Pôle-relais lagunes méditerranéennes.
Depuis janvier 2016, les points Cacharel et Consécanière situés sur la propriété du CD13 sont relevés par les agents de ce dernier. Leurs résultats ne figurent donc plus dans nos graphiques.

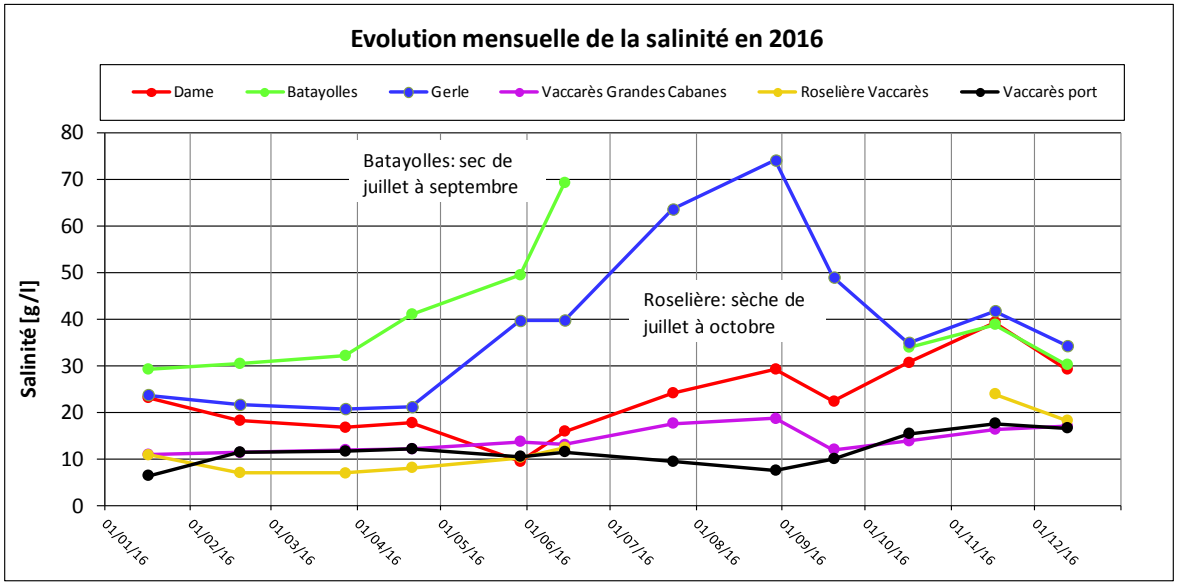


Figure 6 : Evolution mensuelle de la salinité en 2016

La figure ci-dessus (cf. figure 24) met en évidence l'écart de salinité entre le Vaccarès et les Impériaux (Gerle) en été, ces derniers étant soumis à une évaporation intense tandis que le Vaccarès reçoit les eaux de drainage agricole. On observe ainsi une salinité plus faible à l'est du Vaccarès (Port) qu'à l'ouest (Grandes Cabanes) entre mai et septembre, période pendant laquelle le canal du Fumemorte se déversant à l'est du Vaccarès dessale celui-ci. Notons que la faiblesse des précipitations estivales entraine une élévation généralisée des salinités à l'automne.
La lagune des Batayolles, indépendante du système Vaccarès mais en contact direct avec la mer, garde une salinité proche de celle de la mer, sauf pendant l'été car son assec par évaporation entraine une forte augmentation de sa salinité.

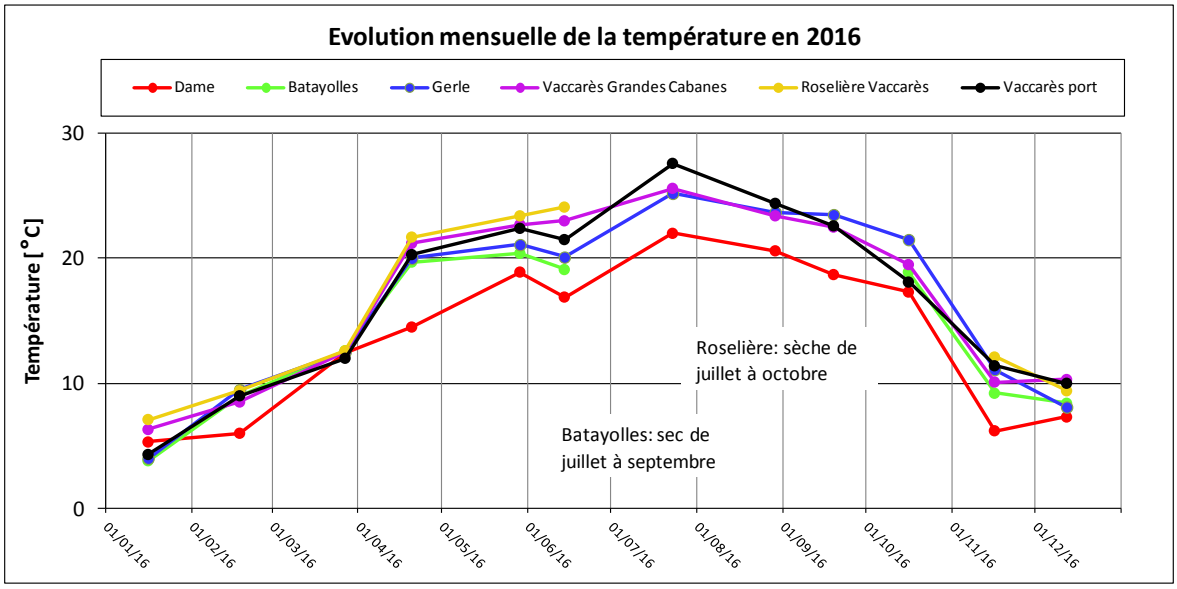


Figure 7 : Evolution mensuelle de la température en 2016

Les courbes de températures de la figure ci-dessus (cf. figure 25) reflètent une tendance classique des étangs peu profonds de la zone méditerranéenne : ils atteignent des températures élevées en été mais peuvent geler en hiver. Notons que le décalage des courbes est essentiellement lié au fait que la tournée de mesure commence en général le matin par l'étang de la Dame qui semble donc plus froid, les derniers étangs prélevés semblant plus chauds car mesurés autour de midi.

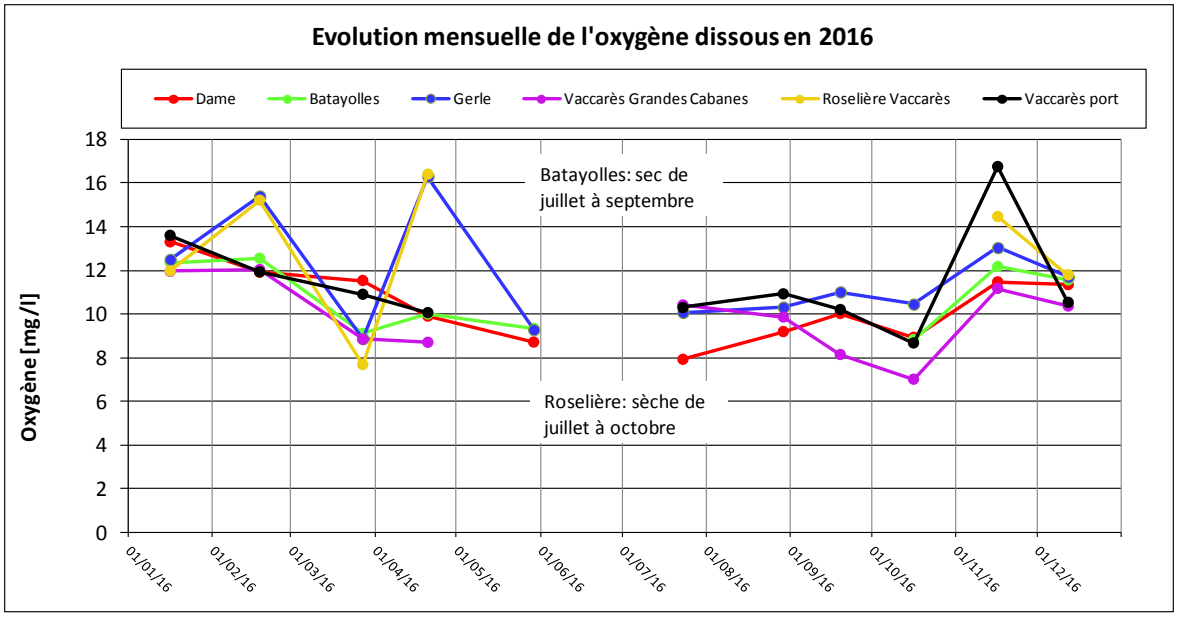


Figure 8 : Evolution mensuelle de l'oxygène dissous en 2016

Les valeurs d'oxygène dissous restent globalement élevées dans tous les étangs à toutes les saisons (cf. figure 26). Elles restent toujours supérieures à 5 g/l, seuil sensible pour la survie des organismes. Notons que la sonde à oxygène est tombée en panne en mai/juin, limitant l'acquisition de données pour ces deux mois.

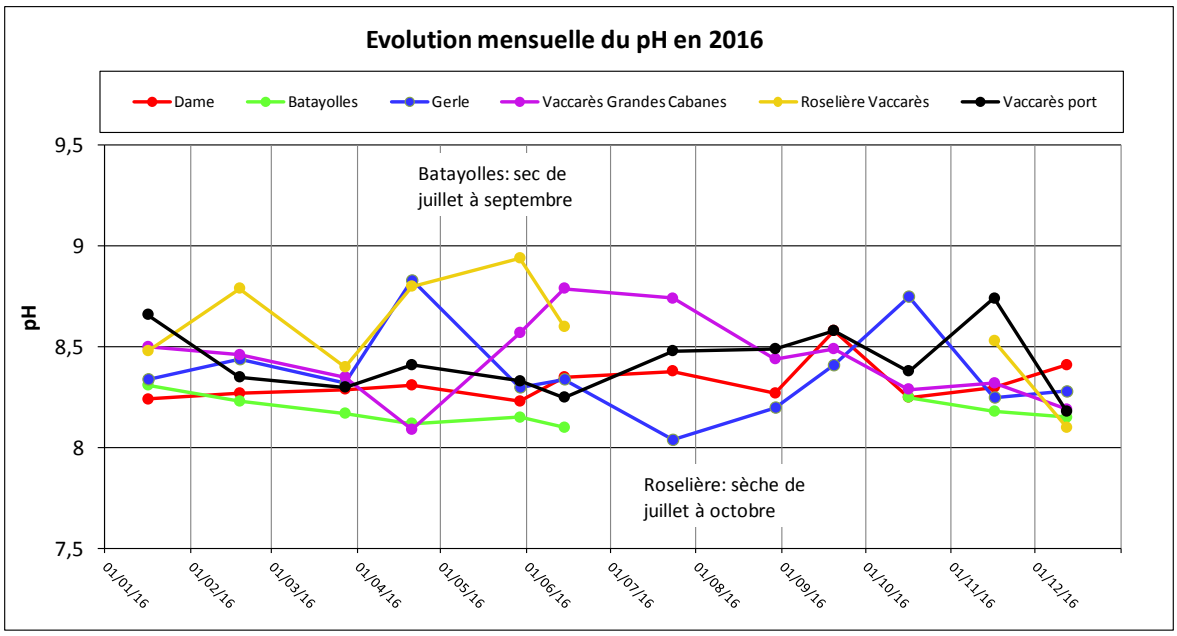


Figure 9 : Evolution mensuelle du pH en 2016

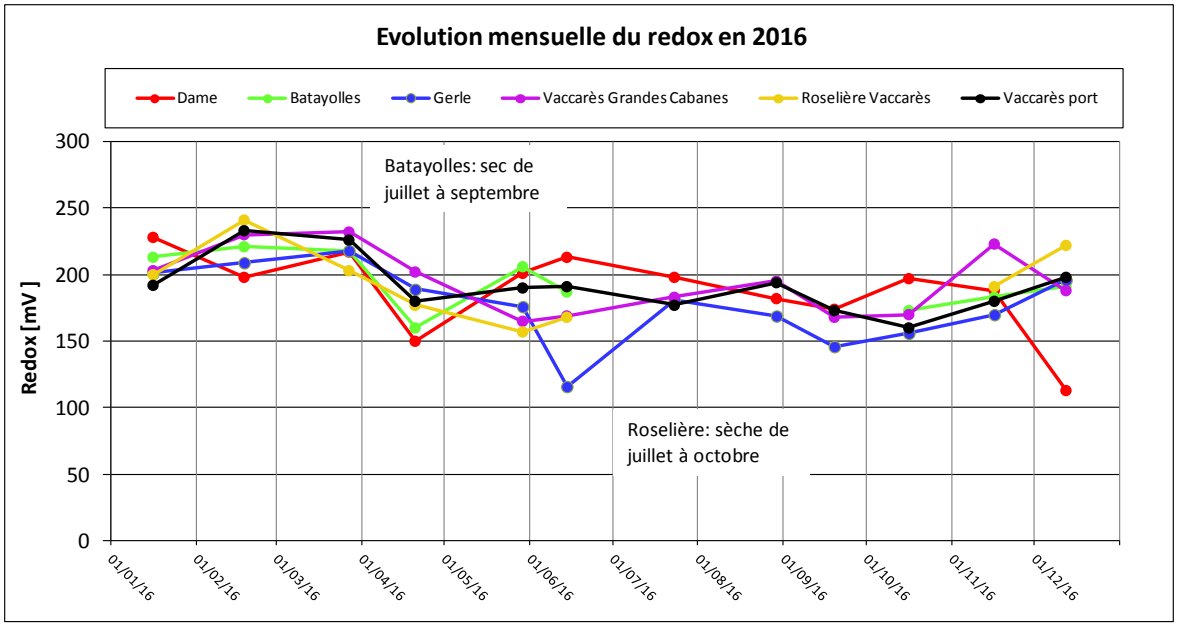


Figure 10 : Evolution mensuelle du Redox en 2016

Pour le pH, les variations observées au fil de la tournée sont souvent expliquées par l'oxygénation croissante du milieu au fil des heures (en lien avec la production primaire croissante dans l'étang)(cf. figure 27). Quant à l'évolution de ce paramètre au fil des mois, les variations concordent avec les pics d'oxygénation liés aux blooms phytoplanctoniques. Les valeurs de Redox restent dans une bonne gamme en 2016 (supérieures à 100 mV) mais baissent en juin au sud Impérial et en décembre dans la Dame, alors que les niveaux étaient particulièrement bas, favorisant la présence d'algues vertes (cf. figure 28).

Photo 2 : Algues vertes à la station de la Gerle

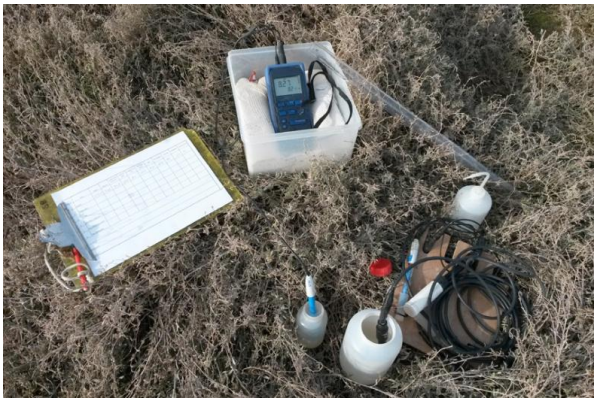


Photo 3 : Sonde multi-paramètres utilisée pour les mesures