



SYNDICAT MIXTE DU BASSIN DE THAU

OUTIL DE MANAGEMENT ENVIRONNEMENTAL ET DE GESTION DE L'AVERTISSEMENT

BASSIN DE THAU - OMEGA-THAU

PHASE 1 / Etape 3

*Calibration et validation du modèle
hydrodynamique MARS 3D couplé au modèle
d'entérobactéries sur la lagune de Thau*

Rapport FINAL

Avril 2010 – RST/DOP/ LERLR/10.005



Fiche documentaire

Numéro d'identification du rapport : RST/DOP/ LERLR/10.005 Diffusion : libre : <input checked="" type="checkbox"/> restreinte : <input type="checkbox"/> interdite : <input type="checkbox"/>		date de publication : avril 2010 nombre de pages : 80 bibliographie : oui illustration(s) : oui langue du rapport : Français
Validé par : Thierry LAUGIER Adresse électronique : tlaugier@ifremer.fr		
OMEGA Thau. Phase 1 – Etape 3. Calibration et validation du modèle hydrodynamique MARS 3D couplé au modèle d'entérobactéries sur la lagune de Thau. Rapport FINAL.		
Contrat n° Rapport intermédiaire <input type="checkbox"/> Rapport définitif <input checked="" type="checkbox"/>		
Auteur(s) principal(aux) : Cesmat L.*, Fiandrino A.*, Derolez V.*, Serais O.*, Jeannee N.***, Lemarchand O.**Laugier T*		Organisme / Direction / Service, laboratoire Ifremer/DOP/LER/LR
* Ifremer, LER/LR		
** Geovariances		
Encadrement(s) : Fiandrino A.		
Cadre de la recherche : Projet OMEGA Thau		
Destinataires : Syndicat Mixte du Bassin de Thau, Conseil Général 34, Région Languedoc-Roussillon, Agence de l'Eau RMC, CABT, CCNBT, SRCM		
Résumé <p>Le projet OMEGA-Thau (Outil pour le Management Environnemental et la Gestion des Avertissements), à maîtrise d'ouvrage du Syndicat Mixte du Bassin de Thau (SMBT), regroupe des partenaires techniques sur la lagune et le bassin versant (Ifremer, bureaux d'études EGIS-eau et BRLi, collectivités CABT et CCNBT, Agence de l'eau RM&C). Ce rapport s'inscrit dans le cadre de l'étape 3 de la phase 1 de ce projet dont l'objectif est l'élaboration d'un outil d'aide à la décision pour orienter les investissements publics sur le bassin versant de la lagune. L'étape 3 vise à la calibration et la validation des modèles de transfert des pollutions de la source de pollution aux coquillages ou zones de baignade. L'Ifremer était en charge du développement d'un modèle permettant de rendre compte de l'impact des flux en <i>Escherichia coli</i> apportés par les cours d'eau sur la qualité sanitaire des coquillages en élevage dans l'étang de Thau. Le modèle MARS-3D couplé à un module de survie des entérobactéries en milieu marin a été calibré et validé à partir des jeux de données acquis sur le bassin versant et dans la lagune (suivis des niveaux de contamination dans l'eau et les coquillages) lors des campagnes terrain réalisées entre septembre 2007 et janvier 2009. Le module de survie des entérobactéries finalement retenu est relativement « simple » : la survie des entérobactéries dans l'eau est basé sur un T90 constant (T90 = 48 h), les processus de sédimentation des particules ne sont pas simulés et les entérobactéries sont transportées et dispersées comme un paramètre dissous, la contamination des coquillages est supposée liée à la contamination dans l'eau via un facteur d'enrichissement (Fe = 5) et les processus de contamination et décontamination sont instantanés. La précision obtenue sur les niveaux de contamination simulés dans les eaux de surface des zones conchyliques et dans les coquillages est suffisante au regard des critères retenus pour qualifier l'état sanitaire des zones conchyliques de l'étang de Thau. Les modèles « lagune » et « bassin versant » ont ensuite été utilisés comme outils d'aide à la gestion / limitation des pollutions microbiologiques de la lagune de Thau au cours de l'étape 4 du projet.</p>		
Mots-clés OMEGA, lagune de Thau, modèle Mars 3D, <i>Escherichia coli</i> , validation, calibration		

SOMMAIRE

<i>I</i>	<i>Introduction</i>	5
<i>II</i>	<i>Le modèle MARS 3D et le modèle biologique couplé de la dynamique <i>E. coli</i> dans l'eau et dans le coquillage.</i>	7
II.1.	Présentation du modèle hydrodynamique MARS 3D	7
II.1.1.	Formulation, hypothèse de calcul et résolution des équations	7
II.1.2.	Domaine d'étude et grille de calcul	9
II.2.	Présentation du modèle biologique Eau/Coquillage	10
II.2.1.	Compartiment EAU	10
II.2.2.	Compartiment COQUILLAGE	12
<i>III</i>	<i>Calibration du modèle hydrodynamique et biologique</i>	15
III.1.	Calibration des paramètres physiques du mélange des masses d'eau	15
III.1.1.	Episode 7 (31 octobre au 6 novembre 2008)	15
III.1.2.	Episode 9 (31 janvier 2009 au 4 février 2009)	26
III.2.	Calibration des paramètres biologiques dans l'eau et dans le coquillage	33
III.2.1.	Episode 7 (31 octobre au 6 novembre 2008)	33
III.2.2.	Episode suivi dans le cadre d'OMEGA-THAU du 31 janvier au 10 février 2009	42
<i>IV</i>	<i>Conclusion</i>	48
<i>V</i>	<i>Bibliographie et tables</i>	51
V.1.	Références bibliographiques	51
V.2.	Liste des Figures	53
V.3.	Liste des Tableaux	55
Annexe 1		56
Annexe 2		81

I Introduction

Historiquement et encore de nos jours, la lagune de Thau est un des principaux sites conchylicoles français avec une production annuelle de plus de 12 000 tonnes de coquillages. Ce sont principalement l'huître creuse (*Crassostrea gigas*) et la moule commune (*Mytilus galloprovincialis*) qui y sont élevées. Si la lagune regroupe des qualités exceptionnelles en terme de croissance des coquillages, en revanche la qualité environnementale des eaux est sous l'influence d'une forte démographie présente et croissante sur le bassin versant. La production conchylicole est donc fortement dépendante des apports du bassin versant à la lagune, en terme de croissance des coquillages, mais aussi en terme de qualité sanitaire du produit.

En Europe, l'autorité compétente classe les zones de production dans lesquelles elle autorise la récolte des mollusques bivalves selon quatre classes en fonction des niveaux de contamination fécale (bactérie *Escherichia coli*) mesurés dans les coquillages. La zone d'élevage de la lagune de Thau est classée par arrêté préfectoral en B depuis juin 2004. Cette classe permet la mise sur le marché pour la consommation humaine des mollusques bivalves vivants après traitement des coquillages dans un centre de purification en vue de satisfaire aux normes sanitaires définies par la réglementation. Les concentrations mesurées dans la chair et le liquide intervalvaire (C.L.I.) des mollusques bivalves vivants issus de zones d'élevage classées en B, avant l'étape de purification, ne peuvent dépasser le seuil de 4 600 *Escherichia coli* / 100 g que dans 10 % des échantillons (Rèlements CE, 2004 et 2006). En France, l'autorité compétente s'appuie sur les résultats acquis dans le cadre du réseau de contrôle microbiologique des zones de production de coquillages (REMI), mis en œuvre par l'Ifremer pour définir les classements sanitaires des zones de production. Le traitement des données acquises en surveillance régulière dans le cadre du REMI dans la zone d'élevage de la lagune de Thau indique que les coquillages de la lagune sont impactés ponctuellement par des sources de pollutions microbiologiques d'origine fécale qui dégradent significativement la qualité sanitaire des coquillages en élevage. Les pics de pollution enregistrés dans le cadre du REMI conduisent régulièrement l'Administration à interdire provisoirement l'exploitation du secteur.

Le bassin de Thau est soumis au climat méditerranéen qui est caractérisé par un régime de précipitations très particulier, avec dans le quart Sud-Est de la France l'occurrence de précipitations extrêmes, particulièrement en automne. Ce type de pluviométrie conditionne fortement les apports du bassin versant de la lagune de Thau, essentiellement d'origine anthropique, en mobilisant et drainant lors des crues les pollutions microbiologiques accumulées dans le lit des cours d'eaux pendant les périodes d'étiage (PNEC, 2008). Les précipitations peuvent également provoquer des dysfonctionnements des ouvrages d'assainissement, entraînant des rejets ponctuels d'effluents peu ou pas traités, via les réseaux d'eaux usées et d'eaux pluviales (Rapports OMEGA).

Le projet OMEGA Thau (Outil pour le Management Environnemental et la Gestion des Avertissements), initié en 2007, à maîtrise d'ouvrage SMBT¹, et dans le cadre duquel ce rapport a été réalisé, s'attache à mieux connaître les sources de pollutions microbiologiques sur l'ensemble du bassin versant de la lagune, à étudier leur mode de transfert, les processus de transports, de dispersion et leur impact sur la qualité de l'eau de la lagune et des coquillages en élevage, dans différentes conditions météorologiques. Les deux principaux objectifs assignés à ce projet sont 1) de disposer d'un outil de management environnemental pour orienter et hiérarchiser les investissements publics en termes d'aménagement d'un territoire d'interface entre terre et mer pour atteindre une qualité optimale des milieux, et 2) d'élaborer un système d'avertissement précoce pour avertir les usagers des risques de contamination microbiologique et permettre une gestion préventive des activités conchyliques.

Au cours de l'étape 1 de la phase initiale du projet, l'ensemble du bassin versant a été scanné afin d'établir les points critiques des sources potentielles microbiologiques. La deuxième étape du projet a consisté à acquérir une base de données des flux de contaminants microbiologiques des sous-bassins versants de l'étang associés à des suivis dans l'eau de la lagune et les coquillages. Cette phase de mesures et de métrologie permet d'une part d'explorer, de quantifier les sources et de décrire le mode de fonctionnement des bassins versants et d'autre part d'avoir les données nécessaires pour calibrer valider un modèle de dispersion des entéro-bactéries couplé au modèle hydrodynamique MARS 3D dans la lagune de Thau (Fiandrino *et al*, 2003). Cette calibration est l'objet de ce travail et s'imbrique dans la phase 3 du projet OMEGA-THAU. Ce rapport décrit les analyses de calibration du modèle sur les épisodes pluvieux suivis en novembre 2008 et février 2009.

¹ SMBT : Syndicat Mixte du Bassin de Thau.

II Le modèle MARS 3D et le modèle biologique couplé de la dynamique *E. coli* dans l'eau et dans le coquillage.

II.1. Présentation du modèle hydrodynamique MARS 3D

Le modèle MARS3D a été développé au laboratoire de Physique hydrodynamique et sédimentaire (PHYSED) de l'IFREMER à Brest. Ce code de calcul est particulièrement adapté pour la simulation des écoulements des régions côtières de l'océan d'une échelle régionale à locale (golfe, estuaire, lagune...). Le code de calcul et les méthodes de résolution employées sont détaillés dans les travaux de Lazure et Dumas (2008).

Sur la lagune de Thau, le modèle a été installé initialement dans le cadre du chantier « Lagunes Méditerranéennes » du PNEC (Programme National d'Ecologie Côtière) pour reproduire la circulation des masses d'eau sous l'action de différentes conditions météorologiques (Lazure, 1992). Plusieurs modules biologiques ont ensuite été couplés au modèle hydrodynamique pour appréhender les cycles de l'azote, du phosphore et la production primaire (Chapelle *et al.*, 2000), la dynamique de population des macrophytes (Plus, 2001), les crises anoxiques (Chapelle *et al.*, 2001) et la dispersion des bactéries d'origine entériques (Fiandrino *et al.*, 2003).

II.1.1. Formulation, hypothèse de calcul et résolution des équations

MARS3D résout les équations de Navier-Stokes sous l'hypothèse d'hydrostaticité et avec l'approximation de Boussinesq (Lazure et Dumas, 2007). Ce code simule le champ de courant, de température, de salinité, la hauteur de la surface libre ainsi que toute autre variable dissoute dans les trois dimensions du domaine. Il est écrit en FORTRAN 90/95 et est basé sur des méthodes de différences finies en utilisant un maillage régulier. Un changement de coordonnées σ sur la verticale est réalisé sur les équations du mouvement afin de conserver un nombre de maille constant sur une colonne d'eau égal à 10. Le modèle prend en compte les différents forçages agissant sur la dynamique des eaux tels que les ondes de marée, les variations de pression atmosphériques, le vent ainsi que les gradients de densité.

La résolution des équations se fait par une séparation des modes, un modèle 2D est couplé à un modèle 3D afin de considérer séparément les ondes de gravité de surface et les ondes internes. Le modèle 2D fournit la pente de la surface libre au modèle 3D, qui lui même fournit au modèle 2D les valeurs des frottements sur le fond et les termes non linéaires. Le mode externe calcule les courants barotropes et le mode interne estime les courants baroclines. Un processus itératif contraint les vitesses calculées par le mode externe à être égales aux vitesses intégrées sur la verticale du mode interne. Les ondes externes ayant des vitesses supérieures aux ondes internes, afin de respecter les conditions de stabilité (Courant-Friedrichs-Lewy), le pas de temps de calcul pour le mode barotrope est plus petit que pour le mode barocline.

La méthode des différences finies utilise une discrétisation régulière suivant x et y , avec un schéma semi-implicite de type ADI qui résout les équations par demi pas de temps (les lignes : équation suivant x ; les colonnes : équations suivant y). Le critère de stabilité est $\frac{\Delta x}{\Delta t} > 0.2U_{\max}$ (avec Δx pas d'espace, Δt pas de temps de calcul et U_{\max} courant maximal rencontré dans le domaine d'étude).

Enfin au sujet de la prise en compte de la turbulence, décrivons pour cela d'une manière simplifiée la mécanique d'un fluide. Les forces s'exerçant sur un fluide le mettent en mouvement avec un flux laminaire jusqu'à un certain seuil. Ce seuil est défini par le nombre de Reynolds qui dépend du rapport entre la vitesse du fluide et la viscosité du fluide. Au niveau de ce seuil, lorsqu'on augmente encore les forces génératrices du mouvement, le mouvement du fluide va suivre un flux non plus laminaire mais turbulent sous l'effet de des forces de tension s'opposant au mouvement. Les forces de tensions s'opposant aux mouvements augmentent avec les forces génératrices et se mettent en place dans différentes échelles de tailles au sein de la dynamique du fluide. La turbulence se traduit dans les équations par les termes non linéaires des tensions de Reynolds avec un terme à estimer à la dimension d'une viscosité appelé ainsi viscosité turbulente. Les calculs d'estimation de ce terme de viscosité turbulente peuvent alors se faire de plusieurs manières au sein du modèle :

- fermeture à 0 équation supplémentaire où la viscosité turbulente horizontale dépend uniquement du cisaillement et la viscosité turbulente verticale dépend d'une longueur de mélange. Plusieurs modèles peuvent être choisis pour fermer les équations sans équation supplémentaire : la longueur de mélange de Prandtl, le modèle de Quentin ou le modèle de Pacanowski et Philander,
- fermeture à 1 équation supplémentaire où la viscosité turbulente dépend de l'énergie cinétique turbulente (k). L'énergie cinétique turbulente suit ensuite une équation d'advection-diffusion sur le domaine étudié,
- fermeture à 2 équations où la viscosité turbulente dépend d'un terme source d'énergie cinétique turbulente (k) et d'un terme de dissipation visqueuse (ϵ), les deux termes suivent une équation d'advection-diffusion sur le domaine.

Le travail de calibration du modèle hydrodynamique sur les 2 premiers épisodes suivis dans le cadre d'OMEGA-THAU (Cesmat, 2009) a montré qu'un modèle à 1 équation supplémentaire apportait de meilleurs résultats sur la salinité observée dans la crique de l'angle. Nous utiliserons par la suite uniquement le modèle à 1 équation, avec des coefficients de diffusion horizontaux égaux à $0 \text{ m}^2/\text{s}$.

L'énergie cinétique turbulente suit l'équation suivante :

$$\frac{\partial k}{\partial t} + u \frac{\partial k}{\partial x} + v \frac{\partial k}{\partial y} + w \frac{\partial k}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} \left(\nu_z \frac{\partial k}{\partial z} \right) + P - D - \epsilon$$

L'ensemble des termes et les valeurs des paramètres sont décrits dans les travaux de Lazure et Dumas (2008) :

$\frac{\partial k}{\partial t}$ est la variation locale dans le temps de E_{CT} ,

$u \frac{\partial k}{\partial x} + v \frac{\partial k}{\partial y} + w \frac{\partial k}{\partial z}$ est le terme advectif de l' E_{CT} ,

$P = n_z \left(\left(\frac{\partial u}{\partial z} \right)^2 + \left(\frac{\partial v}{\partial z} \right)^2 \right)$ est le terme de production d' E_{CT} lié au gradient vertical

de courant,

$D = -k_z \frac{\partial b}{\partial z}$ est le terme de dissipation lié à la stratification du milieu,

\mathcal{E} le terme de dissipation thermique.

On a ensuite $\nu_z = c_{KL} \sqrt{k_z}$ avec k_z la diffusion turbulente suivant la verticale de l' E_{CT} et n_z la viscosité suivant verticale. Il est possible de prendre $k_z = n_z$.

En supposant que le mélange vertical est prépondérant par rapport à la diffusion horizontale pour homogénéiser la colonne d'eau, il suffit alors de bien représenter ce qui se passe sur la verticale pour expliquer également les processus de mélange suivant l'horizontale.

C_{KL} sera ainsi dans ce nouveau travail de calibration notre unique paramètre contrôlable du modèle sur lequel un plan d'expérience sera fait pour optimiser les sorties du modèle par rapport aux observations d'une variable dissoute et conservative comme la salinité.

C_{KL} correspond à une longueur de mélange analogue au libre parcours moyen d'une molécule d'eau sur la verticale. Il possède donc la dimension d'une longueur.

II.1.2. Domaine d'étude et grille de calcul

La discrétisation de l'espace est le principal facteur limitant pour utiliser le modèle Mars puisqu'il définit le temps de calcul pour les applications futures.

Initialement, Mars 3D avait une résolution de 400 m (Lazure, 1992). En 2003, la grille a été raffinée à une résolution de 100 m (Figure 1). Cette discrétisation spatiale oblige à prendre un pas de temps de calcul d'environ une minute pour respecter les critères de stabilité (Courant-Friedrichs-Lewy, CFL). Cette amélioration de résolution a permis de mieux décrire, simuler et aborder des problématiques d'efflorescences d'algues toxiques (*Alexandrium catanella*) dans la crique de l'Angle.

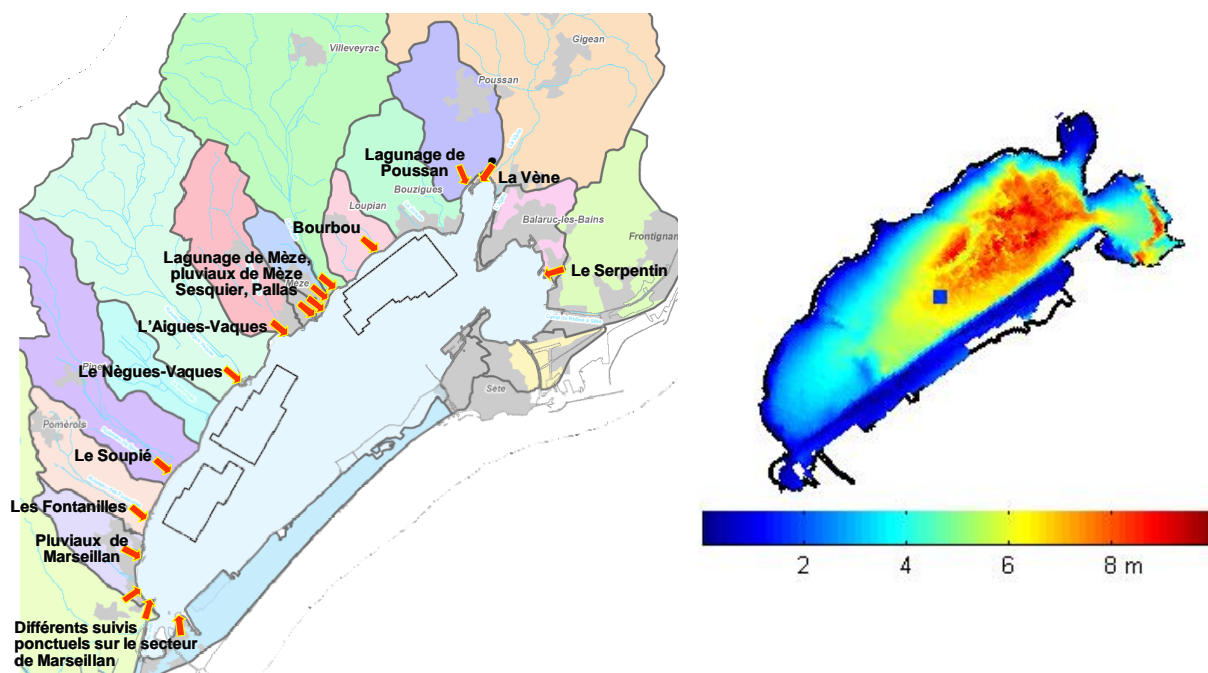


Figure 1 : (à gauche) : Bathymétrie et grille de calcul utilisées sur la lagune de Thau (résolution 100 m, 169*77 cases) ; (à droite) : Localisation et nom des exutoires suivi dans le cadre du projet OMEGA-Thau.

II.2. Présentation du modèle biologique Eau/Coquillage

Dans le cahier des charges du projet OMEGA Thau, et en raison de l'absence de modèle validé décrivant les processus de contamination/décontamination des *E.coli* dans les coquillages, il était prévu que la calibration et la validation du modèle biologique se limite à la dynamique des bactéries *Escherichia coli* (*E. coli*) présentes dans le compartiment « EAU », en tentant de bien estimer le processus de mortalité de ces bactéries dans le milieu lagunaire.

Les campagnes de mesures lors d'épisodes pluvieux dans le cadre de l'étape 2 du projet OMEGA-THAU et du PNEC ont permis d'effectuer de nombreux dénombrements d'*E. coli* dans l'eau et dans les huîtres creuses (*Crassostrea gigas*), et nous ont offert l'opportunité de coupler au module « EAU » un module simplifié d'écophysiologie des coquillages afin de décrire la dynamique des processus de contamination/décontamination.

II.2.1. Compartiment EAU

Trois formulations des processus de mortalité des bactéries dans le compartiment EAU sont proposées :

Formulation 1 : le taux de mortalité des bactéries est basé sur le paramètre T90, considéré ici comme constant, qui correspond au temps nécessaire pour éliminer 90 % des bactéries. La formulation est la suivante :

$E(t) = E_0 \cdot 10^{\left(-\frac{t}{T_{90}}\right)}$	<p>E : concentration des bactéries dans l'eau à l'instant t (mgPF/m³)</p> <p>E₀ : concentration initiale de bactéries dans l'eau (mgPF/m³)</p> <p>T₉₀ : Temps de disparition de 90% des bactéries (heure)</p> <p>A noter que 1 mgPF d'<i>E. coli</i>=10⁹ cellules d'<i>E. coli</i> 1 mgPF/m³=10⁵ cellules/100mL</p>
--	--

Équation 1 : Formulation du modèle T90 constant (PF= poids frais)

Formulation 2 : le T90 dépend de l'intensité lumineuse et diminue lorsque l'intensité lumineuse augmente d'une façon linéaire (Fiandrino *et al*, 2003).

$E(t) = E_0 \cdot 10^{\left(-\frac{t}{T_{90}(t)}\right)}$ <p>avec</p> $T_{90}(t) = a * I(t) + b$	<p>E : concentration de bactéries dans l'eau à l'instant t (mgPF/m³)</p> <p>E₀ : concentration initiale de bactéries dans l'eau (mgPF/m³)</p> <p>T₉₀: Temps de disparition de 90% des bactéries (heure)</p> <p>I : Intensité lumineuse à l'instant t (en lux)</p> <p>a et b : paramètres empiriques (b correspond au T90 à l'obscurité) (Fiandrino <i>et al</i>, 2003).</p> <p>A noter que 1 mgPF d'<i>E. coli</i>=10⁹ cellules d'<i>E. coli</i> 1 mgPF/m³=10⁵ cellules/100mL</p>
--	--

Équation 2 : Formulation du modèle T90 dépendant de l'intensité lumineuse

Formulation 3 : le modèle que l'on qualifiera de « modèle complet » reprend les travaux de Troussellier *et al* (1998) et Martin *et al* (1998). Les processus pris en compte sont le broutage des bactéries par le zooplancton (fonction de la température), la transformation des bactéries cultivables en non cultivables (fonction de la température, de la lumière et de la salinité), la lyse et la maintenance des bactéries (taux constant). Les valeurs de ces paramètres se retrouvent dans les travaux de Troussellier (1998).

La comparaison des trois formulations pour des conditions environnementales (salinité (S) = 37, température (T) = 20°C, données d'intensité lumineuse du 1 au 3 septembre 2007) est illustrée sur la Figure 2. Les cycles nycthémeraux apparaissent pour les modèles prenant en considération l'effet de l'intensité lumineuse. A l'obscurité le temps de survie des bactéries devient plus important, inversement dans la journée ce temps est réduit.

Cependant lorsqu'on passe à l'échelle du jour, on remarque qu'un T90 constant de 8 h moyenne ces variations jour/nuit. Dans ce cas, la décroissance moyenne est donc d'une unité Log₁₀ toutes les 8 heures.

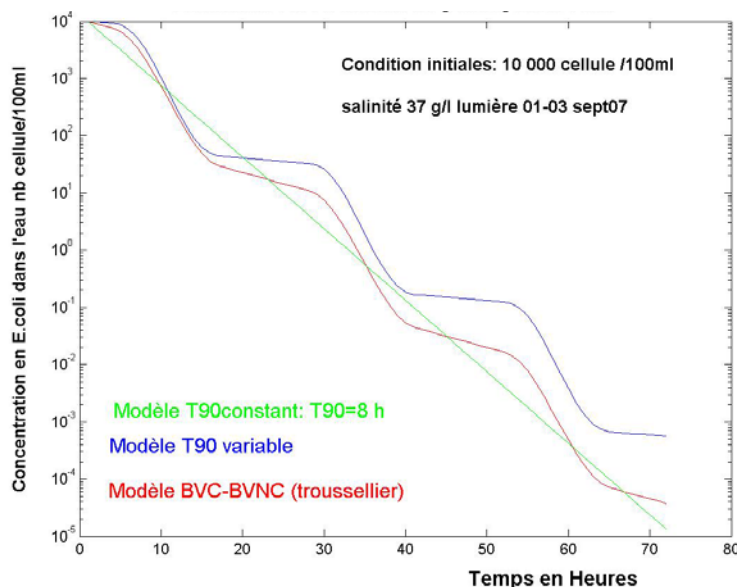


Figure 2 : Evolution sur 72 heures des concentrations en *E.coli* dans l'eau pour les 3 formulations de la mortalité des *E. coli* dans des conditions environnementales telles que $S=37$, $T=20^{\circ}\text{C}$, pour des valeurs de l'intensité lumineuse enregistrées à Fréjorgues du 1 au 3 septembre 2007.

II.2.2. Compartiment COQUILLAGE

Pour le compartiment coquillage, il est difficile de prendre en compte et de décrire finement l'ensemble des processus écophysologiques impliqués dans la contamination/décontamination des coquillages. Une synthèse de ces processus a été faite par Tran (2004, com. Pers.) et Stanisière (2007, com. Pers.). Les processus de contamination/décontamination sont contrôlés en premier lieu par l'activité ventilatoire du coquillage (volume filtré) qui dépend de facteurs environnementaux (température, salinité, matière en suspension, oxygène), et comportementaux. L'eau est filtrée par les branchies qui retiennent une partie des particules (spéciation en taille et en qualité nutritionnelle) et rejettent une autre partie (pseudo-fécès). Les processus d'ingestion, d'assimilation (temps de transit) et d'élimination (fécès) sont également impliqués dans les cinétiques de contamination/décontamination par les bactéries *E. coli*.

Un modèle a été développé dans le cadre de ce travail pour le compartiment coquillage (Figure 3, Équation 3). Il simplifie au maximum les processus de contamination/décontamination. Trois paramètres dans ce système d'équation représentent les variations de concentration d'*E. coli* dans l'eau et dans le coquillage. Le paramètre **a1** représente le taux d'absorption, il est l'inverse du temps de contamination du coquillage jusqu'à l'équilibre avec la concentration dans l'eau ($a1=1/T_{\text{cont}}$). De même **a2** représente un taux de décontamination du coquillage (digestion+fécès+ pseudo-fécès), inverse du temps de décontamination. Le paramètre **ef** est la part de d'*E. coli* que rejette

le coquillage et qui peut re-contaminer l'eau (pseudo-fécès). Le terme de mortalité des *E. coli* exposé précédemment n'apparaît pas dans ce système d'équation. Il est rajouté dans la deuxième équation comme un terme de perte.

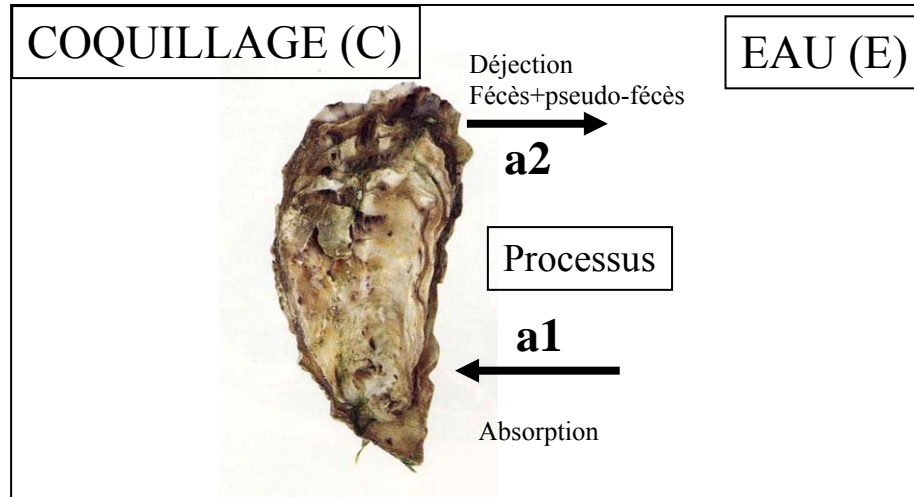


Figure 3 : Modèle simplifié de prise en compte des processus écophysiologiques de contamination/décontamination par les bactéries entériques

$\frac{dC}{dt} = \frac{a1 * E}{d_c} - a2 * C$ $\frac{dE}{dt} = -a1 * E + a2 * ef * C * d_c$	<p>C : concentration de bactérie dans le coquillage (mgPF/100gCLI)</p> <p>E : concentration de bactérie dans l'eau (mgPF/m³)</p> <p>d_c : densité de coquillage (100gCLI/m³)</p> <p>a1 : Taux d'absorption (h⁻¹)</p> <p>a2 : Taux de déjection (h⁻¹)</p> <p>ef : pourcentage de pseudo-fécès (rejeté dans le compartiment eau)</p> <p>A noter que 1 mgPF d'<i>E. coli</i>=10⁹ cellules d'<i>E. coli</i></p>
---	---

Équation 3 : Système d'équations différentielles du premier ordre EAU (E) et COQUILLAGE (C)

L'état d'équilibre de ce système dynamique à 2 variables est obtenu en considérant que $dC/dt=0$ et $dE/dt=0$. La solution de ce système est $C=a_1/(d_c*a_2)*E$. Le terme $a_1/(d_c*a_2)$ correspond ainsi au facteur d'enrichissement entre l'eau et le coquillage, $Fe= a_1/(d_c*a_2)$.

Avec $a_1=\alpha*1/T_{cont}$ et $a_2=1/T_{décont}$ $Fe= \alpha* T_{décont}/ T_{cont}$.

Le Facteur d'enrichissement à l'équilibre dépend donc implicitement de la valeur initiale attribuée aux paramètres. Il est déterminé par le rapport entre le temps que met le coquillage à se décontaminer et à se contaminer.

La Figure 4 expose des trajectoires (en bleu) issues de différentes conditions initiales de couples de points (concentration d'*E. coli* dans l'eau et dans le coquillage). L'évolution du système dynamique et des valeurs E et C se fait en suivant une trajectoire (en bleu) dans l'espace des phases (Nb : espace dont la base vectorielle euclidienne est engendrée par les variables du système, ici la variable contamination dans l'eau et contamination dans le coquillage, Figure 4). On peut ainsi observer le bassin d'attraction des trajectoires de ce système dynamique. Les trajectoires s'orientent suivant une droite dont le coefficient directeur correspond au facteur d'enrichissement entre l'eau et le coquillage. En dessous de cette droite, le coquillage est en phase de contamination, la concentration d'*E. coli* dans le coquillage augmente tandis qu'elle diminue dans l'eau. Au dessus de la droite « d'équilibre » le coquillage est en phase de décontamination.

Le modèle coquillage proposé simplifie fortement l'ensemble des processus écophysiologiques et comportementaux. Il a l'avantage de pouvoir reproduire les cinétiques de contamination/décontamination avec un minimum de paramètres. Néanmoins le niveau de représentativité de ce modèle doit être évalué en confrontant les résultats des simulations aux mesures *in situ*. Les résultats obtenus avec ce modèle simplifié pourront servir de base à un modèle qui intégrerait davantage de processus écophysiologiques et comportementaux du coquillage.

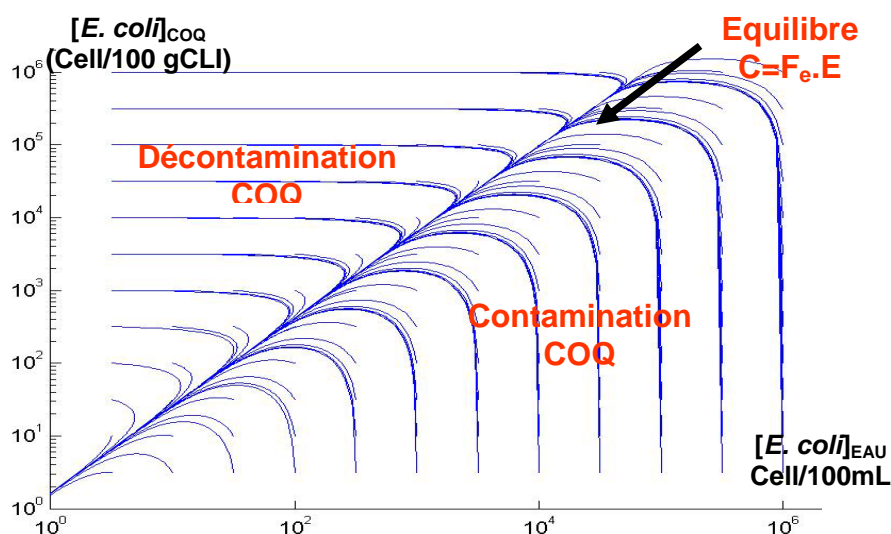


Figure 4 : Espace des phases (Eau/Coquillage) du système dynamique présenté

III Calibration du modèle hydrodynamique et biologique

Les travaux de calibration et validation du modèle sont basés sur les données récoltées lors du suivi de l'impact des épisodes pluvieux n°7 et n°9, qui s'étendent respectivement du 31 octobre au 6 novembre 2008 et du 31 janvier 2009 au 4 février 2009. Ces données sont présentées de manière synthétique en Annexe 1 du présent rapport et détaillées dans les rapports OMEGA Thau – Phase 1 – Etape 2 des événements n°7 et n°9 (OMEGA, 2009).

III.1. Calibration des paramètres physiques du mélange des masses d'eau

III.1.1. Episode 7 (31 octobre au 6 novembre 2008)

• Méthode d'analyse pour l'optimisation des paramètres physiques

Un plan d'expérience a été dressé pour tester deux conditions de vent et sept valeurs du paramètre C_{KL} qui module le taux de mélange sur la verticale en fonction du gradient de courant vertical (cf II.1.1, p7). Les conditions de vent sont celles mesurées par les deux stations météorologiques installées sur l'étang, dans la crique de l'Angle et sur la table Ifremer à Marseillan. La plage de valeurs généralement admises pour le paramètre C_{KL} est [0,01 ; 0,5]. Les valeurs intermédiaires (0,05 ; 0,1 ; 0,16 ; 0,3 ; 0,4) ont également été testées. Les salinités simulées dans les quatorze configurations testées (2 conditions de vent et 7 valeurs du C_{KL}) sont comparées aux salinités observées. L'analyse est scindée en trois parties :

- 1) comparaison (géostatistique et descriptive) des panaches de dessalure de la Vène cartographiés journallement à l'aide des sondes embarquées dans le « poisson tracté » Easy-Fish au cours de l'épisode sur l'ensemble de la crique de l'Angle
- 2) comparaison des données haute fréquence enregistrées par les sondes Salinité-Température en C2, C9 et C11
- 3) comparaison des données ponctuelles aux points de prélèvement en surface et au fond.

• Comparaison géostatistique des panaches de dessalures

Le panache d'eau douce de la Vène a été caractérisé spatialement à 6 reprises entre le 3 et le 8 novembre. Les mesures acquises avec le « poisson tracté » Easy-Fish sont décrites dans le rapport d'évènement n°3 (OMEGA, 2009).

L'étude géostatistique comparative des dessalures mesurées et simulées a pour objectif de déterminer la valeur du paramètre C_{KL} (ou la plage de variation de ce paramètre) qui donne les résultats les plus en accord avec les mesures. Les mesures ayant été réalisées dans la Crique de l'Angle, seuls les résultats de simulation obtenus avec le vent mesuré dans la crique sont présentés dans ce paragraphe. Cette étude est présentée dans le rapport Géovariances (2009).

Les sondes embarquées dans le « poisson tracté », qui acquièrent des données à très haute fréquence (1s), fournissent une description spatiale des panaches de dessalure à des échelles fines (quelques mètres entre deux mesures successives). L'échelle de résolution spatiale du modèle étant de l'ordre de la centaine de mètres, un traitement des données mesurées est nécessaire pour lisser la variabilité horizontale à petite échelle. Un krigeage « de bloc » est réalisé sur les salinités mesurées afin de déterminer pour chaque maille de la grille de calcul dans laquelle le « poisson tracté » est passé :

- la salinité moyenne
- la profondeur moyenne
- l'heure moyenne.

La comparaison est restreinte aux mailles pour lesquelles la profondeur et l'heure de passage sont homogènes, afin d'exclure des mailles où la sonde serait passée plusieurs fois à différents moments ou à des profondeurs très différentes.

Plusieurs indicateurs statistiques sont mis en œuvre afin de comparer les salinités mesurées et simulées :

- le **biais** entre modèle et mesure, qui se définit comme la moyenne des écarts entre valeurs simulées et observées ; ce biais caractérise la capacité du modèle à restituer en moyenne les bons niveaux de salinité.
- le **coefficient de détermination R^2** , qui caractérise la corrélation entre les deux variables.
- l'**Ecart Quadratique Moyen (EQM)**, qui caractérise les écarts entre valeurs simulées et observées, élevés au carré puis moyennés.

Pour chaque indicateur, les valeurs numériques obtenues sont reproduites dans le Tableau 1. Ces valeurs sont ensuite triées, de la simulation la meilleure à la moins bonne, afin d'en déduire pour l'ensemble des journées de l'épisode une valeur de rang moyen, reprise au Tableau 2.

Tableau 1 : Indicateurs statistiques associés à la comparaison entre valeurs de salinité simulées par MARS et mesurées par la sonde Easy-Fish : biais, coefficient de détermination (R^2) et écart quadratique moyen (EQM).

	CKL						
	0,01	0,05	0,1	0,16	0,3	0,4	0,5
03/11/2008							
Nb mesures : 276							
Biais (MARS-Easy)	6,13	5,11	5,11	5,28	5,67	5,78	5,82
R^2	0,73	0,92	0,81	0,81	0,80	0,79	0,80
EQM	8,26	6,84	6,80	7,01	7,44	7,58	7,60
05/11/2008							
Nb mesures : 416							
Biais (MARS-Easy)	3,89	4,04	3,98	3,84	3,55	3,39	3,28
R^2	0,66	0,68	0,66	0,68	0,72	0,76	0,79
EQM	6,36	6,49	6,46	6,33	6,01	5,83	5,70
06/11/08 am							
Nb mesures : 238							
Biais (MARS-Easy)	5,16	4,75	4,45	4,27	4,21	4,22	4,21
R^2	0,70	0,55	0,49	0,48	0,51	0,52	0,55
EQM	6,73	6,39	6,30	6,20	6,16	6,17	6,14
06/11/08 pm							
Nb mesures : 260							
Biais (MARS-Easy)	8,39	7,83	7,84	7,75	7,74	7,87	7,88
R^2	0,70	0,59	0,54	0,55	0,59	0,63	0,64
EQM	11,02	10,39	10,50	10,42	10,41	10,50	10,55
07/11/2008							
Nb mesures : 284							
Biais (MARS-Easy)	14,73	14,54	14,35	14,39	14,46	14,58	14,77
R^2	0,43	0,40	0,39	0,38	0,37	0,36	0,35
EQM	15,98	15,79	15,60	15,66	15,73	15,86	16,06
08/11/2008							
Nb mesures : 351							
Biais (MARS-Easy)	5,14	5,01	4,87	4,72	4,56	4,46	4,49
R^2	0,12	0,11	0,12	0,13	0,12	0,13	0,14
EQM	5,82	5,84	5,73	5,60	5,50	5,42	5,38

Tableau 2 : Rang moyen (sur tous les jours de simulations) des indicateurs de comparaison modèle/mesures

Rangs moyens		CKL						
		0,01	0,05	0,1	0,16	0,3	0,4	0,5
Biais		6,5	4,5	3,8	3,2	2,5	3,5	4,0
R^2		3,5	3,3	5,0	4,5	4,5	4,0	3,2
EQM		6,3	4,5	3,8	3,3	2,8	3,5	3,7
Moyenne des rangs		5,4	4,1	4,2	3,7	3,3	3,7	3,6

Concernant les indicateurs pour les différentes journées (Tableau 1), on note une faible différenciation des 7 simulations qui conduisent en général à des valeurs d'indicateurs relativement proches. En outre, selon la journée et selon l'indicateur, la meilleure simulation peut changer radicalement. Cette analyse géostatistique ne permet donc pas de discriminer clairement la valeur optimale du paramètre de mélange vertical.

Le classement de la moyenne des rangs des trois indicateurs (Tableau 2) suggère cependant que la valeur du C_{KL} de 0,3 semble être à privilégier.

Quelle que soit la valeur du paramètre C_{KL} , le modèle sur estime de façon systématique la salinité et il existe un biais relativement important (entre 3 et 8) qui s'accroît notamment pour les observations du 6 novembre après-midi (Figure 5) et du 7 novembre.

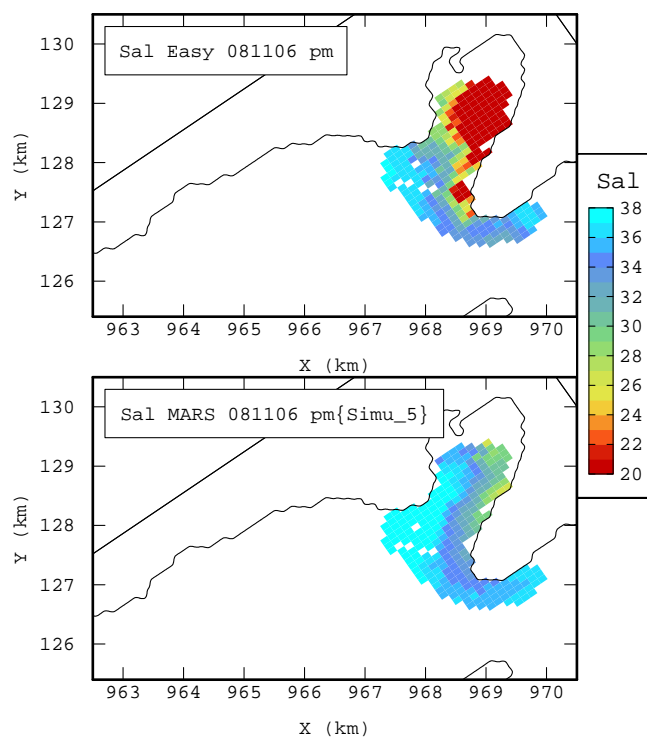


Figure 5 : Salinité mesurée à l'aide du « poisson tracté » (en haut) et simulée (avec un $C_{KL} = 0,3$) par le modèle MARS (en bas), le 6 novembre après-midi.

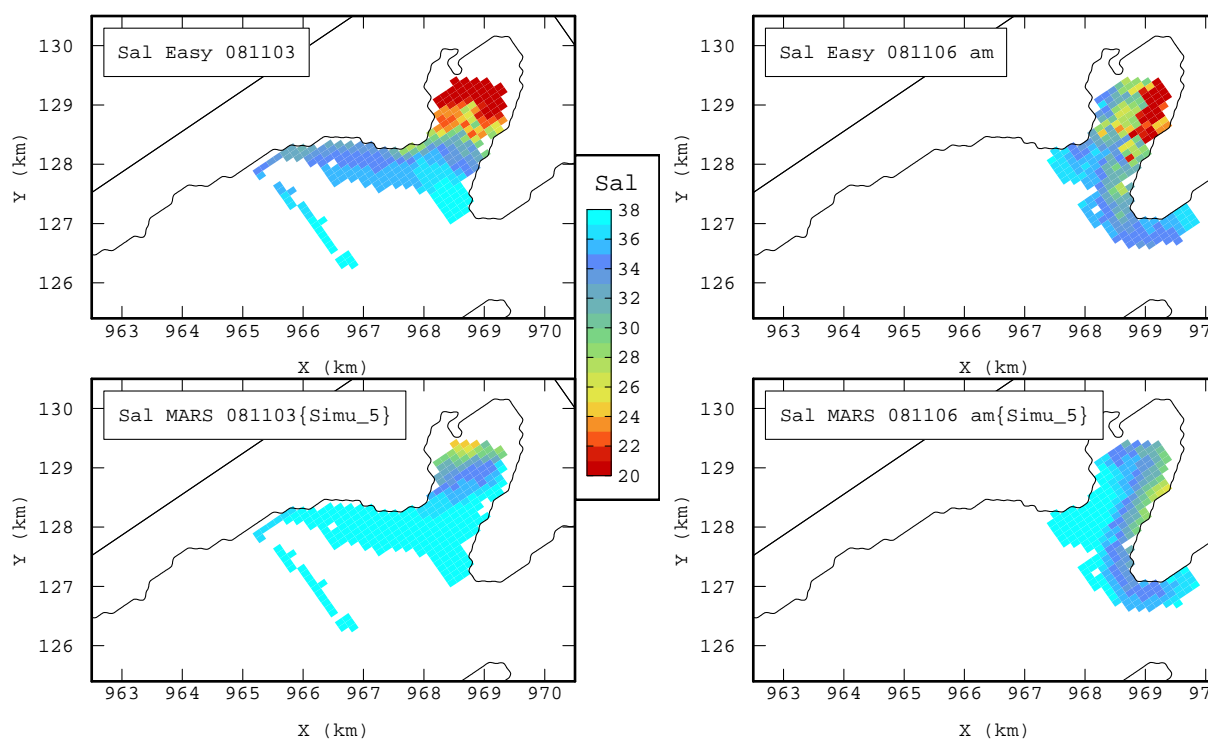


Figure 6 : Salinité mesurée à l'aide du « poisson tracté » (en haut) et simulée (avec un $C_{KL} = 0,3$) par le modèle MARS (en bas), le 3 novembre (à gauche) et le – novembre au matin (à droite).

Par ailleurs, la variance expliquée par les simulations varie en fonction de la valeur du paramètre CKL mais fluctue surtout selon les journées d'observation. En effet, la corrélation entre modèle et mesures se détériore progressivement sur la période : les quatre premiers jours (du 3 au 6 novembre) les simulations expliquent une part importante de la variabilité observée (entre 60 et 90 % - Figure 6) ; le 7 novembre les simulations expliquent entre 30 et 40 % de la variance observée tandis que le 8 novembre, dernier jour d'observation avec un état très stratifié sur la verticale, les simulations n'expliquent pas la variabilité observée.

Bien que le modèle sur estime systématiquement les valeurs de la salinité, il ressort de cette analyse géostatistique, qu'avec une variance expliquée satisfaisante pour 4 campagnes d'observation sur 6, le modèle reproduit correctement (à l'échelle de la Crique de l'Angle) les gradients de salinités horizontaux ainsi que la structure et la propagation du panache sur l'horizontale. La forte variabilité verticale observée en période de temps calme, qui favorise la mise en place d'une stratification haline est, quant à elle, difficile à décrire malgré le grand nombre d'observations. Cette limite de validité du modèle, liée à sa tendance à sur estimer la salinité dans les panaches de dessalure, peut être due à une description incomplète (sous-estimation) des apports d'eau douce dans la Crique de l'Angle.

• Comparaison des données haute fréquence enregistrées aux stations C2, C9 et C11

Les mesures de salinité acquises en haute fréquence (10 mn) sur l'ensemble de l'épisode, en trois points fixes C2 (surface et fond), C9 (surface) et C11 (surface) sont comparées aux valeurs simulées avec les deux conditions de vents et les sept valeurs du paramètre C_{KL} .

Comparaison à la station C2

Les conditions de simulation qui optimisent la représentativité des résultats du modèle sont : **$C_{KL} = 0,3$; condition de vent mesuré dans la Crique de l'Angle**. La comparaison des salinités observées et simulées en surface et au fond est illustrée sur la Figure 7. Les flèches noires repèrent les variations importantes bien reproduites par le modèle, les flèches et les cercles en vert mettent en évidence les périodes pour lesquelles une variabilité mesurée n'est pas reproduite par le modèle ou à l'inverse, une variabilité importante non observée est simulée

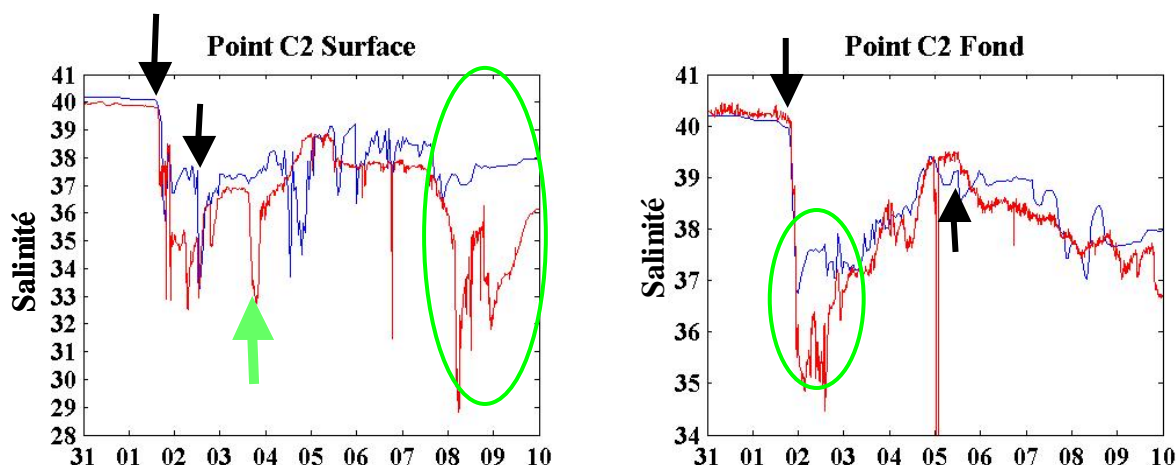


Figure 7 : Comparaison des salinités mesurées et simulées au cours de l'épisode 7 à la station C2 en surface et au fond, en rouge les données mesurées en bleu les résultats des simulations.

Sur le fond, le modèle reproduit de façon très satisfaisante l'évolution temporelle générale de la salinité sur toute la durée de l'épisode. L'arrivée du panache de dessalure le 2 novembre est en particulier bien repérée dans le temps. En revanche, la dessalure elle-même est sous-estimée de 2 unités de salinité.

En surface, la variabilité observée est beaucoup plus importante avec 3 épisodes marqués de dessalure : le 2, le 4 et le 8 novembre, date à laquelle les salinités les plus basses ($S = 29$) sont enregistrées. Le modèle reproduit correctement le démarrage de l'épisode le 2 novembre mais les maxima de dessalure simulés sont décalés dans le temps : le modèle ne simule pas le pic de dessalure observé le 4 novembre, en revanche une baisse de salinité est simulée le lendemain.

Ce déphasage dans la localisation temporelle des pics de dessalure simulés est en partie corrigé si on décale la « maille d'observation » de quelques centaines de mètres vers le sud-ouest dans la grille de calcul du modèle (Figure 8).

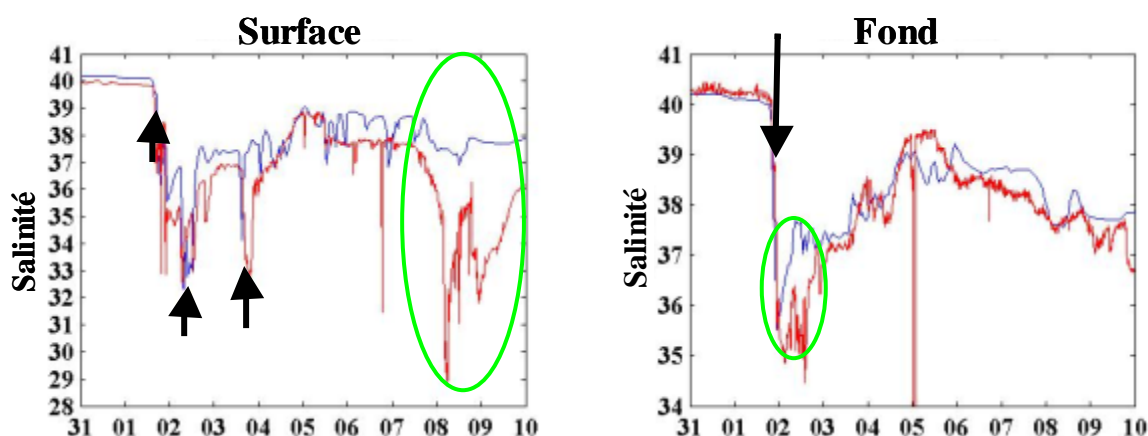


Figure 8 : Comparaison des salinités mesurées et simulées au cours de l'épisode 7 en surface et au fond, en rouge les données mesurées en bleu les résultats des simulations dans une maille de la grille de calcul située à 400 m à l'ouest de la station C2 (entre le Pallas et le Sesquier).

Le décalage mis en évidence entre les résultats de simulation et les mesures est donc plus spatial que temporel, la direction de propagation du panache d'eau douce ne devant pas être correcte entre les 4 et 5 novembre.

Cette direction de propagation est très sensible à la direction et à l'intensité du vent. Or, dans les simulations le vent est considéré comme uniforme sur la lagune et les conditions de vent utilisées pour forcer le modèle sont celles mesurées dans la Crique de l'Angle. La station C2 est située dans la zone de Mèze, où les conditions de vent sont vraisemblablement intermédiaires entre celles mesurées aux deux stations météorologiques. La faible inertie du système fait que la dynamique spatio-temporelle des panaches d'eau douce est très sensible à la variabilité spatio-temporelle du vent et cette spécificité est vraisemblablement à l'origine des erreurs de simulation qui peuvent parfois être importantes sur de petites échelles spatiales (quelques centaines de mètres).

Comparaison aux stations C9 et C11

Les conditions de simulation qui optimisent la représentativité des résultats du modèle aux stations C9 et C11 sont : (**C_{KL} compris entre 0,16 et 0,3 ; condition de vent mesuré sur la table Ifremer de Marseillan**). La comparaison des salinités de surface observées et simulées en ces deux stations est illustrée sur la Figure 9.

Les variations de salinité enregistrées en surface en C9 et C11 sont beaucoup moins marquées qu'à la station C2. Toutefois, la dessalure importante déjà observée en C2 le 8 novembre est également mise en évidence en C9 et C11.

Au point C9 (Figure 9-haut), la salinité observée passe de 40,3 en début d'épisode à 38,7 le 8 novembre. Les deux baisses de salinité, respectivement de 1 unité le 2 novembre et de 2 unités le 4 novembre, sont bien reproduites par les simulations. Au point C11 (Figure 9-bas), les dessalures de surface sont également bien reproduites par le modèle. La baisse de salinité des 1^{er} et 2 novembre est probablement engendrée par les apports d'eau douce du secteur de Mèze, alors que celle du 4 novembre est plutôt la signature d'apports par les Fontanilles.

A noter qu'à la station C9 le modèle met en évidence un gradient de salinité entre la surface et le fond de 2 unités le 1^{er} novembre et de 1,5 unités le 4 novembre, alors qu'à la station C11 aucune stratification marquée n'est simulée durant l'épisode (l'écart maximal de salinité entre la surface et le fond est au plus de 1 unité).

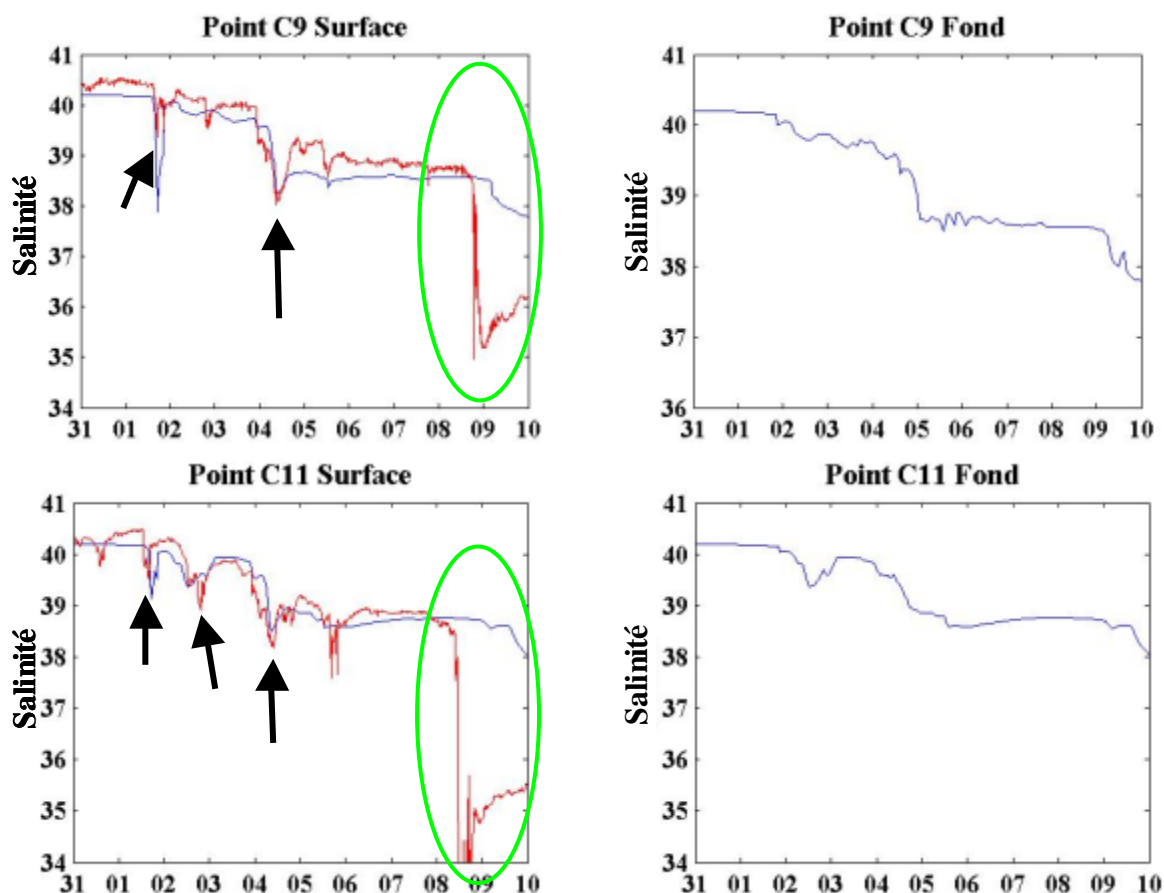


Figure 9 : Comparaison des salinités mesurées et simulées au cours de l'épisode 7 aux stations C9 (en haut) et C11 (en bas) en surface et au fond, en rouge les données mesurées en bleu les résultats des simulations.

La forte dessalure observée en surface à partir du 8 novembre aux 3 stations de mesure ne peut pas être expliquée par le modèle. Une première hypothèse pour expliquer ces dessalures serait que les apports d'eau douce par les cours d'eau sont restés « stockés » dans des zones humides en amont des embouchures des cours d'eau du fait de niveaux d'eau élevés dans l'étang. Cette hypothèse n'est pas corroborée par les variations de hauteur d'eau enregistrées dans les canaux de Sète (Figure 3 de l'Annexe 1) ou simulées dans l'étang (Figure 10).

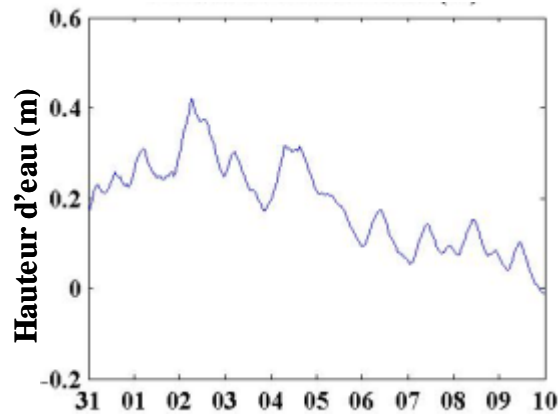


Figure 10 : Hauteur d'eau simulée dans l'étang à la station C2 au cours de l'épisode 7.

Les niveaux sont restés élevés en mer et dans l'étang entre le 2 et le 4 novembre, la baisse du niveau dans l'étang ayant été amorcée le 5 novembre. A partir du 6 novembre, les variations de la hauteur d'eau correspondent à un cycle « classique » gouverné par la marée lorsque la pression atmosphérique est stabilisée.

Une seconde hypothèse pour expliquer cet écart entre mesures et résultats de simulation serait que d'importants volumes d'eau douce non mesurés sur le bassin versant ont été apportés à l'étang à partir du 8 novembre. Des apports d'eau douce supplémentaires en fin d'épisode pourraient être à l'origine des dessalures importantes observées dans différents secteurs de l'étang. Cette persistance d'une fine couche d'eau douce en surface non mélangée avec les eaux saumâtres de la lagune a été favorisée par une quasi absence de vent (intensité inférieure à 2 m/s) entre le 7 et le 9 novembre.

• Comparaison des mesures ponctuelles de salinité aux stations de prélèvement

Comparaison aux stations du zoom spatial sur le secteur de Mèze

Quatre radiales (qui constituent un zoom spatial) ont été positionnées dans le secteur de Mèze (Figure 19 de l'Annexe 1) avec pour objectif d'étudier l'évolution spatio temporelle des panaches de dessalure et de contamination engendrés par les cours d'eau situés dans ce secteur (Pallas, Sesquier) et les pluviaux de Mèze. Les radiales 1 et 2 couvrent une zone allant du Port de Mèze (station E201) vers la zone conchylicole de Mèze jusqu'aux stations C5 et au point REMI C12. Les radiales 3 et 4 couvrent deux zones allant de l'exutoire du Pallas vers la zone conchylicole de Mèze (radiale 3) et vers la limite ouest de la zone conchylicole de Bouzigues (radiale 4).

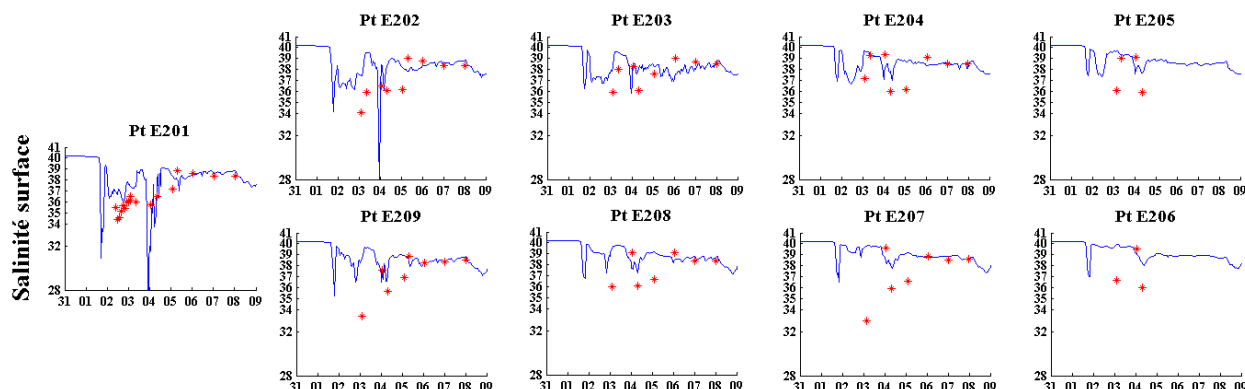


Figure 11 : Comparaison des mesures ponctuelles (points rouges) et des valeurs simulées de salinité (courbe bleue) sur les stations suivies le long des radiales 1 (en haut) et 2 (en bas) au cours de l'épisode 7.

Les mesures ponctuelles réalisées entre le 3 et le 8 novembre aux stations situées le long des quatre radiales mettent à jour des baisses de salinité entre le 3 et le 5 novembre (Figure 11 et Figure 12). A partir du 6 novembre, les salinités de surface sur toutes les stations sont proches de 38. Les dessalures maximales ($S \approx 34$) sont enregistrées le 3 novembre sur les radiales 1 et 2 aux stations les plus proches de la côte (E201, E202, E209). Le long des radiales 3 et 4, les salinités ne descendent généralement pas en dessous de 36. Notons toutefois des dessalures relativement importantes aux stations éloignées ($S = 33$ à la station E207 le 3 novembre ; $S = 30$ à la station E210 le 4 novembre).

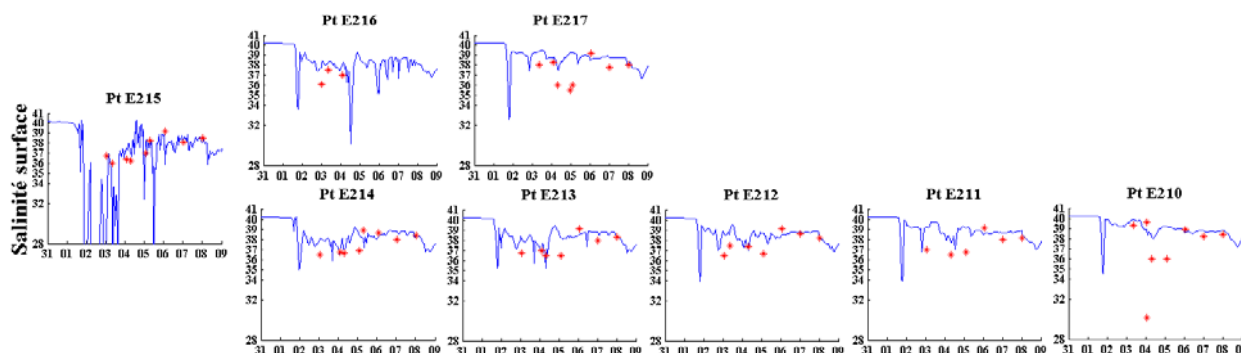


Figure 12 : Comparaison des mesures ponctuelles (points rouges) et des valeurs simulées de salinité (courbe bleue) sur les stations suivies le long des radiales 3 (en bas) et 4 (en haut) au cours de l'épisode 7.

Les tendances observées sur les résultats de simulation sont conformes aux observations *in situ*, à savoir que cet épisode pluvieux n'a engendré des baisses de salinité notables dans ce secteur qu'entre le 2 et le 5 novembre. Les ordres de grandeur des pics de dessalure simulés sont également en bon accord avec les mesures. Les dessalures observées aux stations E207 et E210 ne sont pas reproduites par le modèle. Les panaches simulés ne touchent donc pas ces zones éloignées.

Comparaison aux stations situées dans les zones conchylicoles de Bouzigues, Mèze et Marseillan

Les mesures ponctuelles ne mettent pas en évidence de fortes variations de salinité dans le secteur conchylicole de Bouzigues (Figure 13). Les dessalures les plus importantes ($S \approx 34$) ont été observées les 3 et 5 novembre aux stations E4 et E1 situées sur la frontière est de cette zone.

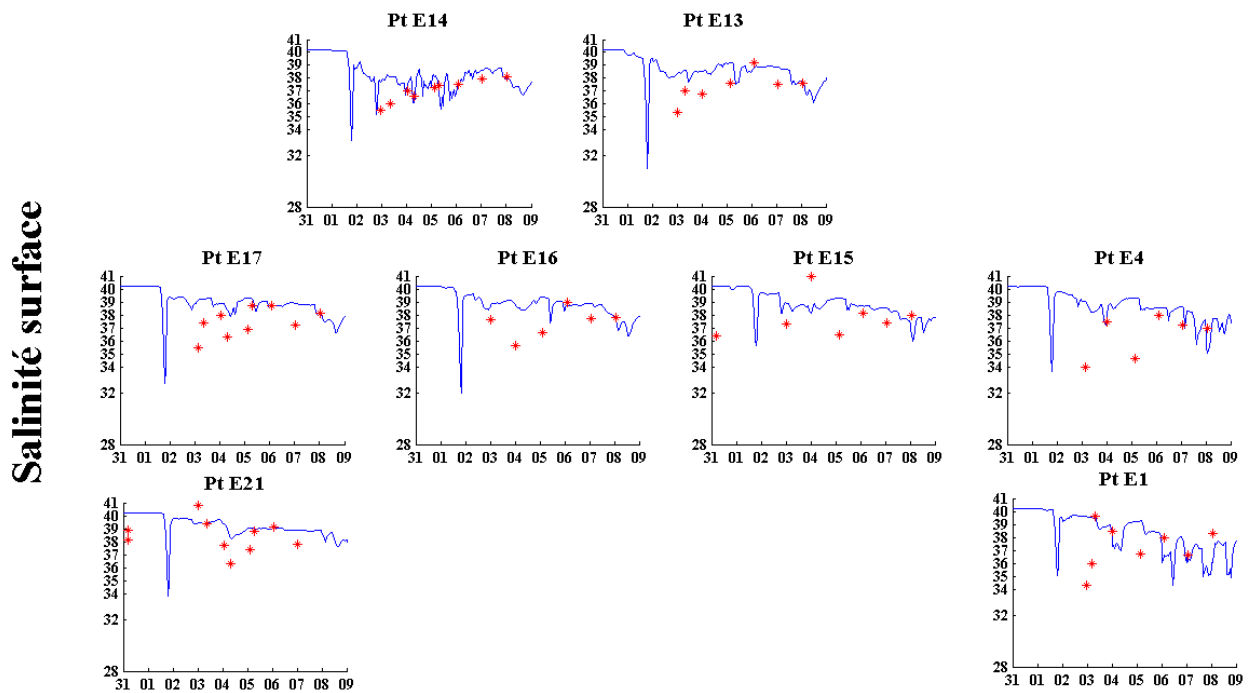


Figure 13 : Comparaison des mesures ponctuelles (points rouges) et des valeurs simulées de salinité (courbe bleue) sur les stations suivies dans la zone conchylicole de Bouzigues au cours de l'épisode 7.

La première phase de pluie du 2 novembre n'a que peu touché la partie ouest du bassin versant et seule la seconde phase de pluie du 4 novembre a impacté le secteur de Marseillan. Ainsi, les variations de salinité observées sont d'autant moins marquées qu'on se déplace vers l'ouest de la lagune (Figure 14). Les plus fortes dessalures ($S \approx 36$) sont observées le 5 novembre sur les stations situées sur la frontière est de la zone de Mèze (stations E5 et E12).

Les résultats des simulations dans les trois secteurs conchylicoles sont cohérents avec ces faibles variations de salinité observées. Toutefois, sur la zone de Bouzigues, des panaches d'eau douce simulés qui atteignent la frontière est de la zone engendrent des dessalures mais celles-ci ne sont pas en phase avec les observations (les baisses de salinité des 3 et 5 novembre ne sont pas simulées). Dans les zones de Mèze et Marseillan, les dessalures simulées sont en phase avec les observations, mais le modèle sous estime ces dessalures d'environ 2 unités.

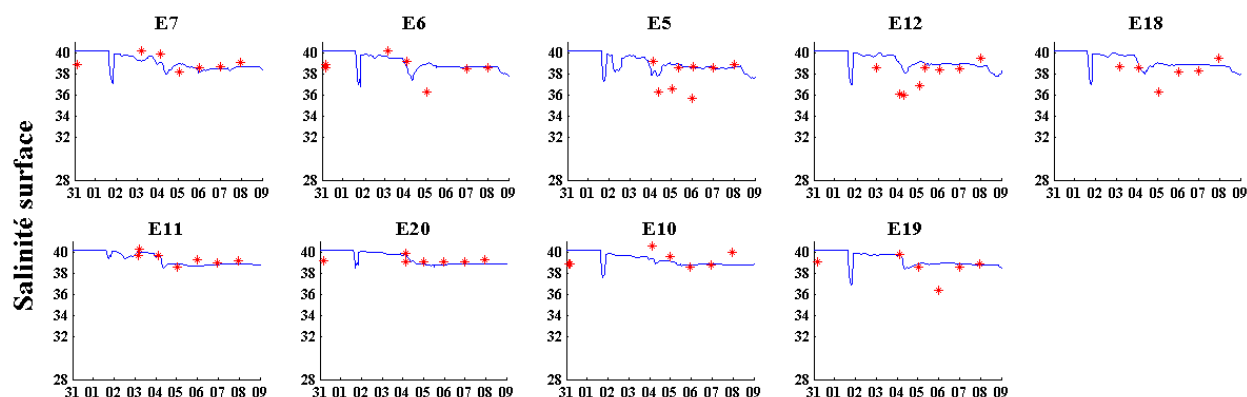


Figure 14 : Comparaison des mesures ponctuelles (points rouges) et des valeurs simulées de salinité (courbe bleue) sur les stations suivies dans les zones conchylicoles de Mèze (en haut) et Marseillan (en bas) au cours de l'épisode 7.

III.1.2. Episode 9 (31 janvier 2009 au 4 février 2009)

• Méthode d'analyse pour la validation du choix des paramètres physiques

La paramétrisation optimale du paramètre de mélange définie pour l'épisode 7 ($C_{KL} = 0,3$) est reprise ici afin de tester la pertinence de ce choix. Par ailleurs, la majeure partie des données de l'épisode 9 utilisées pour valider le modèle ayant été acquises dans la Crique de l'Angle, les conditions de forçage de vent sont celles mesurées par la station météorologique installée dans la Crique de l'Angle.

Le même type d'analyse que celui défini pour l'épisode 7 est utilisé ici :

- 4) comparaison descriptive des panaches de dessalure de la Vène cartographiés journallement à l'aide des sondes embarquées dans le « poisson tracté » Easy-Fish sur l'ensemble de la Crique de l'Angle
- 5) comparaison des données haute fréquence enregistrées par la sonde Salinité-Température placée sur la table Ifremer dans la Crique de l'Angle
- 6) comparaison des données ponctuelles aux points de prélèvement en surface et au fond.

• Comparaison qualitative des panaches de dessalures

Les suivis de la salinité réalisés dans la Crique de l'Angle à l'aide du « poisson tracté » Easy-Fish montrent un panache de la Vène dont la localisation et « l'avancée » varient fortement au cours du temps. Le panache peut, en fonction des conditions de vent, être plaqué sur la rive ouest et sortir de la crique de l'Angle en longeant la pointe de Bouzigues (tel que le 02/02 - Figure 15) ou à l'inverse, longer la rive est (côté Balaruc) et être transporté vers le Petit Etang (tel que le 03/02 - Figure 16). Il peut également rester « bloqué » au fond de la crique de l'Angle et occuper toute la largeur de la crique (tel que le 05/02 - Figure 18).

Les résultats des simulations sont fidèles aux cartographies du panache (forme, localisation, dynamique) tout au long de l'épisode (Figure 15 à Figure 18). Le modèle est donc capable de rendre compte de la forte variabilité spatiale du panache sur des échelles de temps courtes (de l'ordre de la demi-journée). Cependant le modèle sous-estime systématiquement les dessalures observées ; ce biais pouvant être important puisqu'il varie entre 2 et 7 unités de salinité. Ce biais a déjà été mis en évidence par la comparaison géostatistique mesures/modèle sur l'épisode de novembre 2008. Pour l'épisode 9 plusieurs apports d'eau douce n'ont pas été suivis et cette sous-estimation des forçages en eau douce dans le modèle peut expliquer une partie de ce biais.

Une paramétrisation différente des processus de mélange sur la verticale (C_{KL} plus faible, égal à 0,16) a été testée afin de limiter le mélange entre les eaux dessalées de surface et la couche plus profonde d'eaux saumâtres. Cette paramétrisation (résultats non présentés ici) n'améliore pas les résultats des simulations.

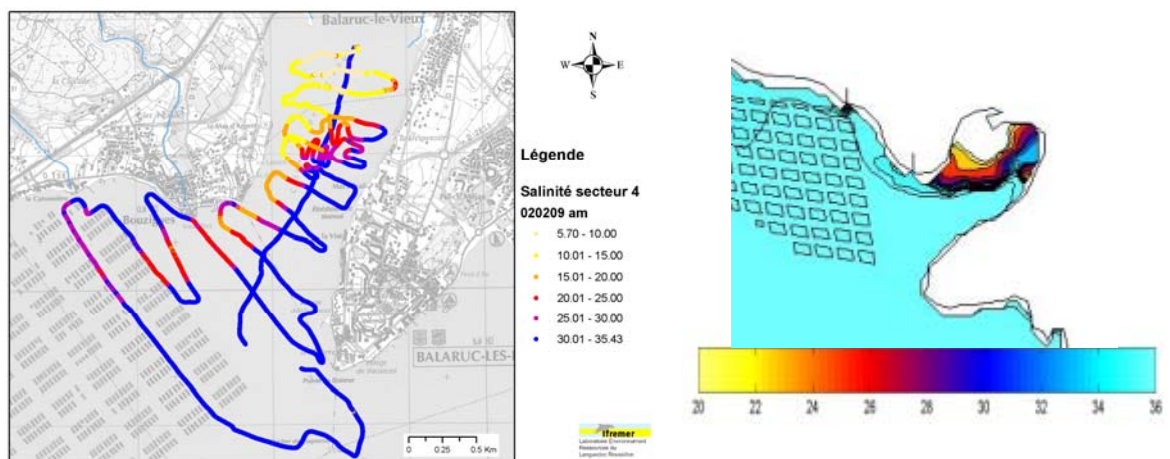


Figure 15 : Comparaison cartographique observations/simulations de la forme du panache de la Vène dans la Crique de l'Angle le 2 février matin

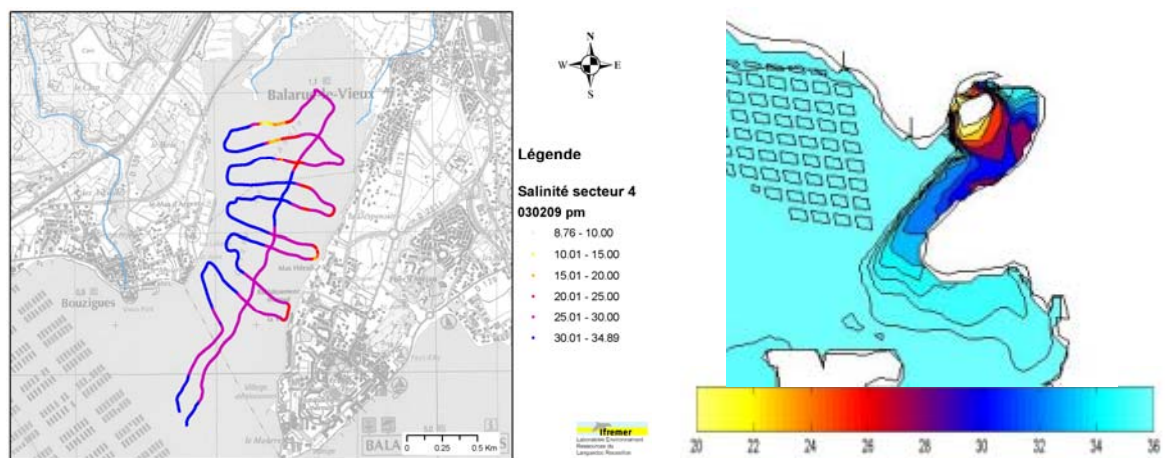


Figure 16 : Comparaison cartographique observations/simulations de la forme du panache de la Vène dans la Crique de l'Angle le 3 février après-midi

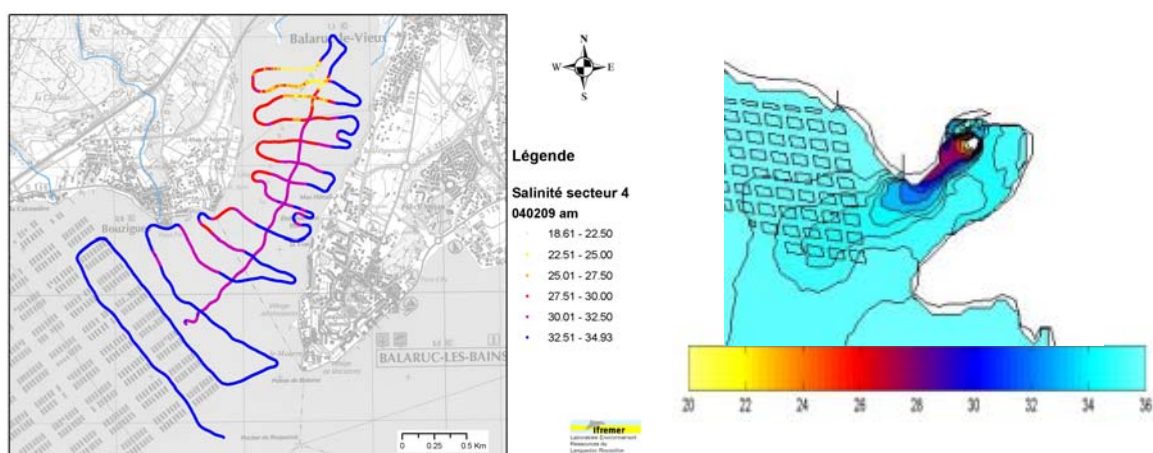


Figure 17 : Comparaison cartographique observations/simulations de la forme du panache de la Vène dans la Crique de l'Angle le 4 février matin

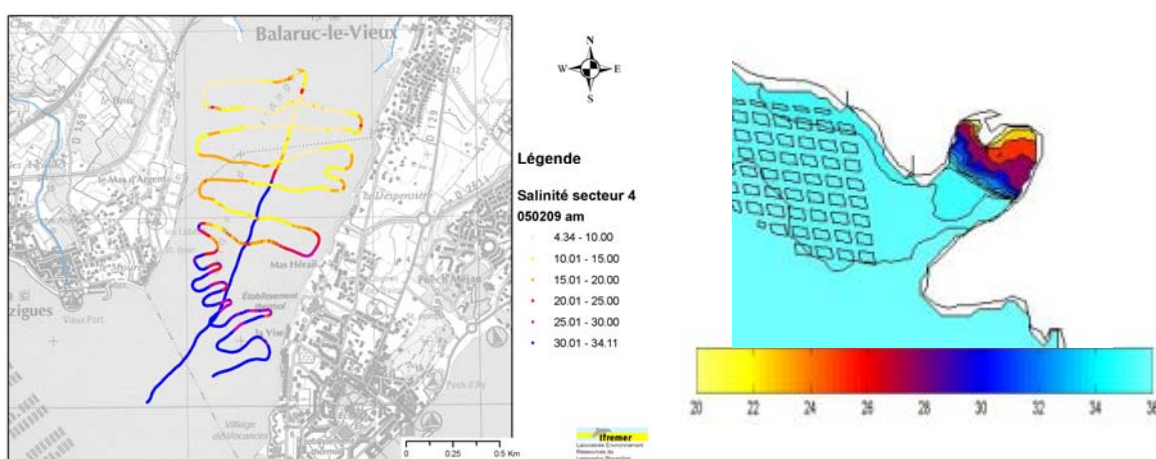


Figure 18 : Comparaison cartographique observations/simulations de la forme du panache de la Vène dans la Crique de l'Angle le 5 février matin

• Comparaison des données haute fréquence enregistrées à la station E281

La salinité mesurée en surface dans la Crique de l'Angle est fortement variable et peut afficher, sur des échelles de temps très courtes, des différences très marquées. Ces observations en point fixe confirment et précisent la rapidité d'évolution des panaches de dessalure dans la crique. Ainsi, en quelques heures, la sonde peut être ou pas dans le panache d'eau dessalée.

En ce sens, le modèle qui simule de fortes variations de salinité durant toute la durée de l'épisode (Figure 19), reproduit globalement bien les observations. La variabilité observée les 3-4 février puis du 8 au 13 février est en particulier bien simulée. Les pics de dessalure observés entre le 4 et le 8 février sont en revanche mal localisés dans le temps.

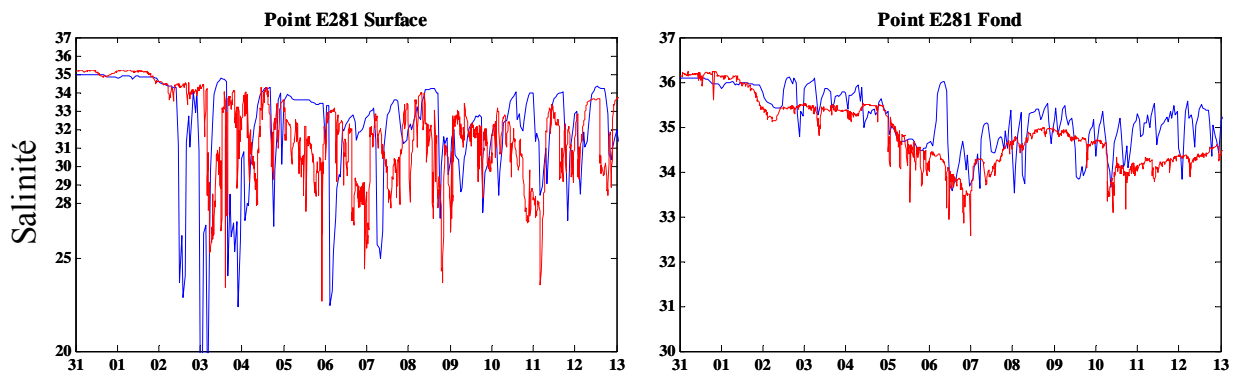


Figure 19 : Comparaison des salinités mesurées et simulées au cours de l'épisode 9 à la station E281 en surface et au fond, en rouge les données mesurées en bleu les résultats des simulations.

Ce décalage temporel, déjà mis à jour lors de l'épisode 7, peut être lié à un décalage dans la localisation spatiale du panache simulé.

Les différences entre la salinité mesurée et simulée peuvent également être liées au fait que la sonde de surface était suspendue à la structure de la table et non pas maintenue à une profondeur constante sous la surface grâce à un flotteur. Avec ce système de fixation, les variations importantes de salinité enregistrées par cette sonde traduisent à la fois les variations dans la localisation spatiale des panaches de dessalure et les variations suivant la verticale dues aux fortes stratifications qui existent dans la Crique de l'Angle et aux variations du niveau de l'étang. L'incertitude sur la bathymétrie dans ce secteur et l'absence de capteur de pression sur la sonde de surface font qu'il n'était pas possible de déterminer à posteriori les variations de la profondeur des mesures. Cette incertitude sur la profondeur de mesure contribue vraisemblablement aux écarts entre résultats de simulation et mesures.

Le signal temporel de la salinité de fond, moins variable que le signal de surface, présente deux baisses de salinité : le premier entre le 4 et le 7 février puis le 10 février. Le modèle reproduit bien la tendance générale jusqu'au 10 février. Toutefois, la baisse de salinité observée le 10 février n'est pas simulée et de ce fait, la salinité simulée au fond est supérieure à la salinité observée de près de une unité.

• Comparaison des mesures ponctuelles de salinité aux stations de prélèvements au cours de l'épisode

Les mesures en surface le long des trois radiales échantillonnées dans la Crique de l'Angle (Figure 20) font également apparaître d'importantes variations de salinité au cours du temps. Cette variabilité est d'autant plus marquée que les stations de mesures sont proches des exutoires de la Vène (station E283) et de l'étang des Moulières (stations E278 et E279).

Dans la couche de fond, même pour de faibles profondeurs (environ 1m), Les salinités sont plus stables, avec des dessalures qui ne descendent pas en dessous de 30 (Figure 21).

Les salinités de surface simulées le long des trois radiales sont en bon accord avec les mesures : les pics de dessalure sont correctement positionnés dans le temps et les erreurs commises sur les amplitudes de ces pics sont, pour la plupart des stations, inférieures à 5 unités de salinité. Seules les dessalures mesurées les 4 et 5 février aux stations E283 et E282 ne sont pas reproduites par le modèle.

Dans la couche de fond, les résultats des simulations sont également en bon accord avec les mesures. En règle générale, le modèle est capable de rendre compte de la stratification verticale. Toutefois, certaines dessalures observées ne sont pas simulées (station E278) et à l'inverse certaines dessalures non observées sont simulées (station E280).

En outre, les salinités de surface et de fond simulées aux stations proches de la sortie de la Crique de l'Angle sont légèrement surestimées en fin d'épisode.

La Crique de l'Angle est alimentée par les eaux continentales et par des eaux saumâtres en provenance d'autres secteurs lagunaires que la Crique de l'Angle elle-même. Or les apports d'eau douce à l'étang hors de la Crique de l'Angle n'ont pas été suivis lors de cette campagne. Cette sous estimation des apports d'eau douce à l'échelle de la lagune et par conséquent une mauvaise estimation, par le modèle, de la diminution globale de la salinité de l'étang a donc des répercussions sur les salinités dans la Crique de l'Angle.

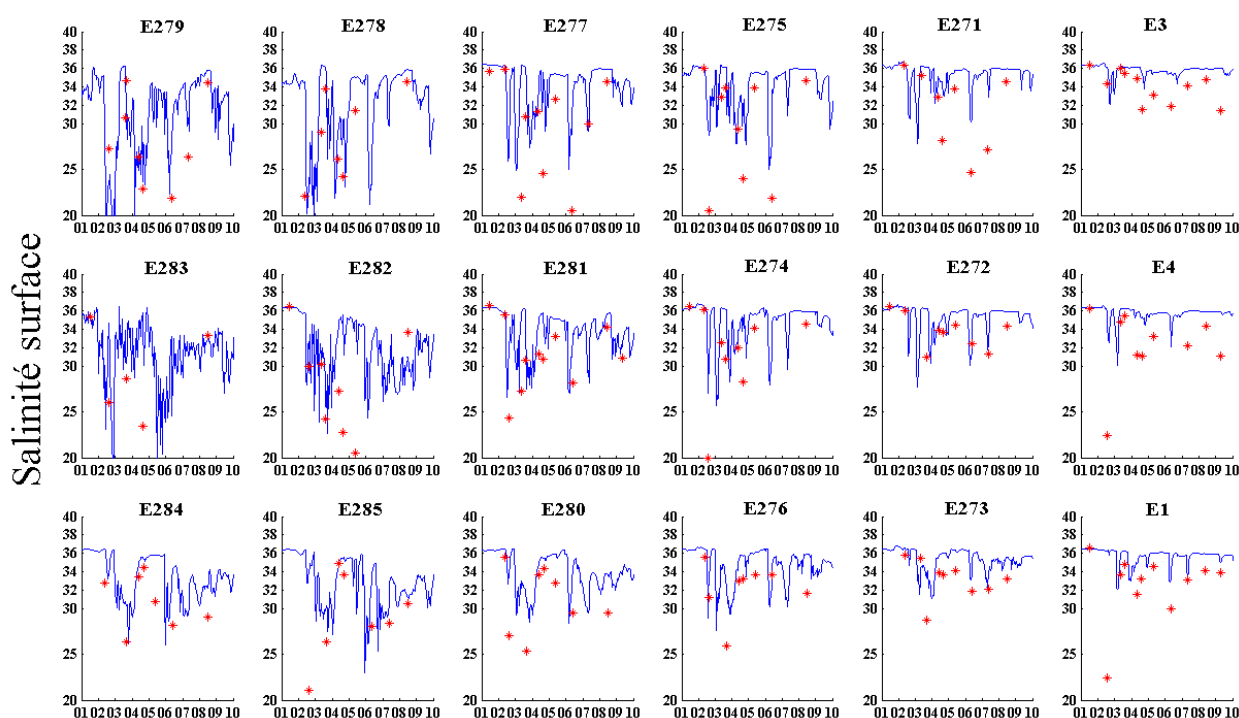


Figure 20 : Comparaison des mesures ponctuelles (points rouges) et des valeurs simulées de salinité de surface (courbe bleue) sur les stations suivies le long des radiales dans la Crique de l'Angle au cours de l'épisode 9.

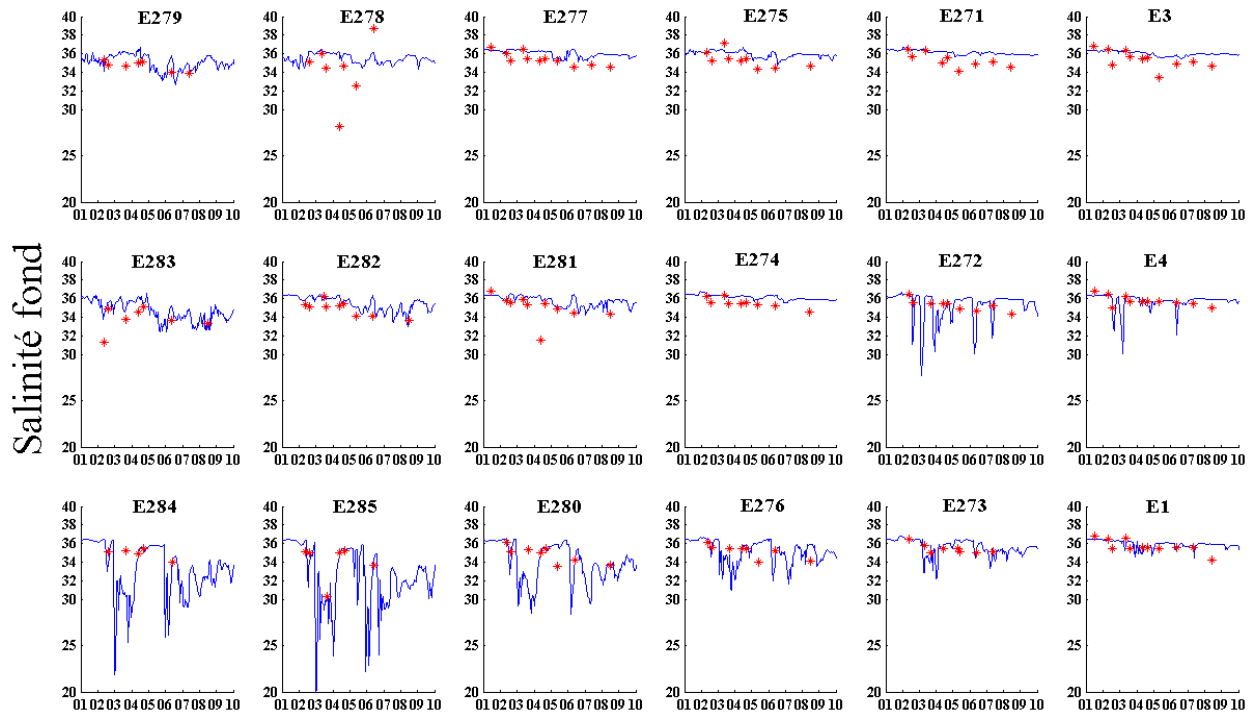


Figure 21 : Comparaison des mesures ponctuelles (points rouges) et des valeurs simulées de salinité de fond (courbe bleue) sur les stations suivies le long des radiales dans la Crique de l'Angle au cours de l'épisode 9.

• Conclusions

La dynamique spatio-temporelle des panaches d'eau douce est fortement dépendante de la direction et de l'intensité du vent. La faible inertie des masses d'eau et la variabilité du vent font que la localisation dans l'espace des panaches de dessalure varie très rapidement.

La confrontation des résultats de simulation aux mesures de salinité enregistrées lors des différents suivis hydrologiques réalisés lors des événements pluvieux n°7 et n°9 a permis de mettre à jour les points forts et les limites d'utilisation du modèle.

Une des limites actuelles du modèle est que le vent utilisé pour forcer la dynamique des masses d'eau est homogène sur toute la lagune. Or les mesures enregistrées sur la table Ifremer à Marseillan et dans la Crique de l'Angle montrent des différences dans l'intensité et les moments de renverse du vent. Cette hétérogénéité spatiale du vent, non prise en compte dans le modèle est de nature à engendrer des erreurs dans la localisation des panaches de dessalure.

La spatialisation des vents sur la lagune pourrait améliorer la précision des résultats de simulation. Il existe en particulier un axe « critique » de direction des vents 145°N – 325°N (correspondant à l'axe perpendiculaire à l'axe principal de la lagune) : selon que la direction du vent est d'un côté ou de l'autre de cet axe critique, la circulation des masses d'eau et la direction de propagation des panaches dans la lagune peut être sensiblement différente. Un vent au 315°N induira un panache qui longe la rive nord de la lagune

d'ouest en est, un vent au 330°N induira un panache qui longe cette même rive nord d'est en ouest. Notons toutefois que les directions de vents établis sont homogènes sur l'ensemble de la lagune (et sans ambiguïté par rapport à l'axe critique). Les erreurs sur les directions de propagation des panaches sont donc généralement commises dans des situations de vent non établi, lors des renverses de vent.

Ces mauvaises représentations du vent dans le modèle sont donc généralement ponctuelles et les incertitudes dans le positionnement des panaches simulés sont acceptables au regard de la précision attendue sur les résultats de simulation. En effet, un des principaux attendus du modèle hydrodynamique est d'être capable de reproduire l'impact des apports continentaux en terme :

- de démarrage et de la durée des « hétérogénéités » engendrées dans la lagune en fonction des caractéristiques des apports,
- d'étendue maximale du panache de dessalure (suivant les 3 directions) en fonction des conditions de vent,
- des dessalures maximales atteintes dans le panache.

Les résultats précédents montrent que les deux premiers objectifs sont atteints puisque le modèle reproduit de façon très satisfaisante la dynamique spatio-temporelle des panaches d'eau douce en fonction de la variabilité du vent. Avec une valeur intermédiaire du paramètre $C_{KL} = 0,3$ la modélisation des processus de mélange sur la verticale est telle que le modèle est capable de reproduire les stratifications observées et l'étendue, dans les trois directions, des panaches simulés est représentative de la réalité terrain.

En revanche, le modèle a tendance à sous estimer les fortes dessalures observées dans les panaches des cours d'eau : un biais systématique entre salinités simulées et observées pouvant aller jusqu'à 7 unités a été mis à jour par l'analyse géostatistique des suivis hydrologiques dans la Crique de l'Angle.

Notons qu'un modèle a toujours tendance à lisser les phénomènes extrêmes et de ce fait, les pics de dessalure simulés sont toujours moins marqués que les pics observés. Les biais importants mis à jour sur les deux épisodes simulés peuvent avoir deux origines :

- les volumes d'eau douce en provenance du bassin versant n'ont pas été échantillonnés de façon exhaustive,
- les erreurs commises sur l'étendue des panaches de dessalure dans les trois directions sont telles que le volume de dilution des eaux continentales dans la lagune est trop important. La salinité dans le panache est alors sur estimée.

La détermination de l'origine de ce biais nécessite une analyse géostatistique fine des panaches cartographiés avec le « poisson tracte » afin de définir le volume de dilution des apports d'eau douce dans la Crique de l'Angle. La comparaison du volume de dilution et des volumes d'eau douce échantillonnés permettrait de préciser dans quelle mesure les principaux apports ont été échantillonnés ou non. La même analyse sur les résultats de simulation permettrait d'estimer les erreurs commises sur le volume de dilution simulé.

Enfin, il convient de vérifier si la sous-estimation des dessalures simulées engendre un biais notable sur l'estimation des niveaux de contamination en *E.coli* dans l'eau.

III.2. Calibration des paramètres biologiques dans l'eau et dans le coquillage

III.2.1. Episode 7 (31 octobre au 6 novembre 2008)

• Méthode d'analyse pour l'optimisation des paramètres biologiques

Le paramètre physique qui contrôle le mélange vertical ($C_{KL} = 0,3$) ayant été calé, il convient à présent de définir les meilleures paramétrisations des modules de contamination de l'eau et des coquillages. Concernant le module « Eau », les trois formulations du taux de survie des entérobactéries en milieu marin (cf. §.II.2) ont été testées : le module à T90 constant a été utilisé avec 3 valeurs différentes du T90 : 12 h, 24 h et 48 h. Les niveaux de contamination en *E.coli* simulés dans les eaux de surface avec ces différentes formulations sont comparés aux mesures ponctuelles acquises sur les quatre radiales du zoom spatial de Mèze et sur les trois secteurs conchylicoles.

Le module de contamination/décontamination des coquillages (cf § II.2..2) a été testé avec différentes valeurs du paramètre de calage ($Fe = 10, 30, 100$).

Par ailleurs, une analyse statistique de l'ensemble des données acquises durant les différentes campagnes de terrain a montré, qu'en temps de pluie, la valeur médiane du rapport $[E.coli]_{COQ}/[E.coli]_{EAU}$ est proche de 5 (OMEGA, 2009). Une estimation des niveaux de contamination dans les coquillages a donc également été faite en appliquant ce facteur d'enrichissement aux niveaux de contamination simulés dans l'eau.

La comparaison mesures / modèle des niveaux de contamination dans les coquillages a été réalisée sur les données ponctuelles acquises dans les trois secteurs conchylicoles.

• Optimisation des paramètres de survie des *E.coli* dans les eaux de la lagune

Comparaison mesures / modèle aux stations du zoom spatial sur le secteur de Mèze

Les niveaux de contamination en *E. coli* enregistrés durant tout l'épisode pluvieux sur les 4 radiales positionnées dans le secteur de Mèze permettent de distinguer deux groupes de stations :

- les stations proches des exutoires ou de la côte (radiale 1 : E201, E202 et E203 ; radiale 2 : E209 ; radiale 3 : E215, E214, E213 et E212 ; radiale 4 : E2),
- les autres stations, plus éloignées des apports directs.

Les signaux de contamination enregistrés aux stations proches des exutoires présentent des évolutions temporelles similaires. Les concentrations maximales dans l'eau sont atteintes les 4 et 5 novembre après-midi au droit du Port de Mèze – station E201 (35000 *E.coli*/100mL) et le 4 novembre après-midi au droit du Pallas – station E215 (11000 *E.coli*/100mL). Un pic de contamination (9000 *E.coli*/100mL) est également enregistré le 4 novembre après-midi à la station E213 proche de l'embouchure du Sesquier. A partir du 6 novembre, les contaminations sur l'ensemble de ces stations diminuent progressivement pour atteindre des niveaux inférieurs à 100 *E.coli*/100mL à la fin de l'épisode.

Les niveaux de contamination maximaux enregistrés aux stations plus éloignées de la côte sont, en toute logique, moins élevés qu'à la côte (inférieurs à 800 *E.coli*/100mL). Cependant en fin d'épisode ces stations affichent encore des niveaux de contamination compris entre 100 et 250 *E.coli*/100mL.

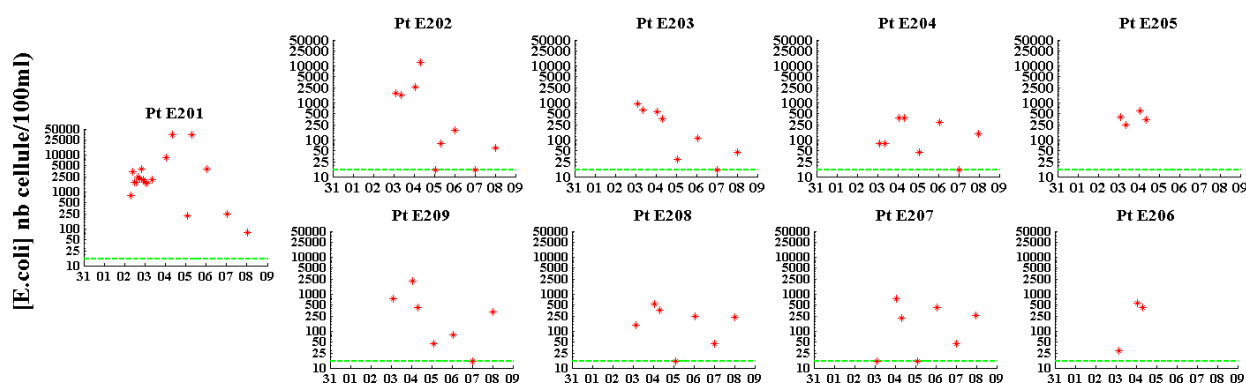


Figure 22 : Evolution temporelle des niveaux de contamination en *E.coli* mesurés dans les eaux de la lagune suivant les radiales 1 (en haut) et 2 (en bas) échantillonnées à partir du Port de Mèze (cf. Figure 19 de l'Annexe 1).

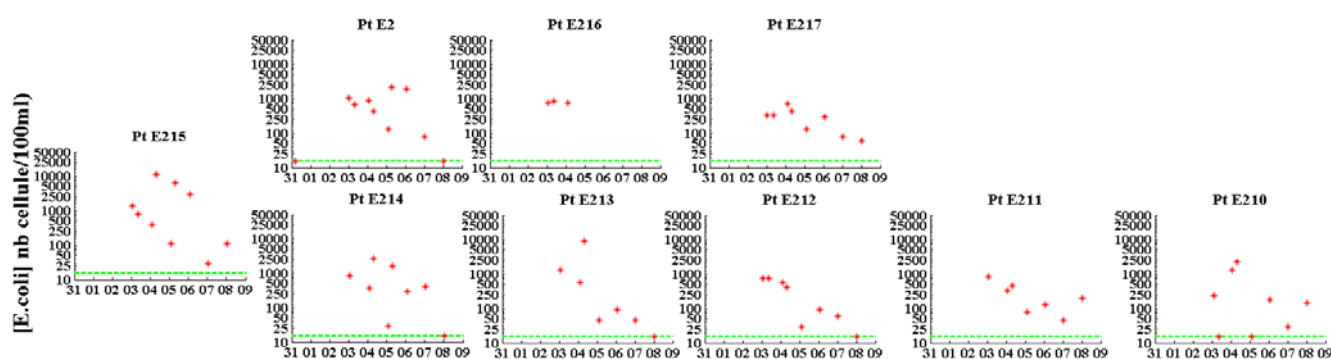


Figure 23 : Evolution temporelle des niveaux de contamination en *E.coli* mesurés dans les eaux de la lagune suivant les radiales 3 (en bas) et 4 (en haut) échantillonnées au droit du Pallas (cf. Figure 19 de l'Annexe 1).

Les niveaux de contamination simulés avec différentes formulations du taux de survie des entérobactéries en milieu marin sont comparés à ces mesures afin de mettre à jour la meilleure paramétrisation possible du module biologique.

Les différences entre les résultats de simulation avec différentes paramétrisations du taux de survie des entérobactéries sont d'autant plus marquées que l'on s'éloigne de la source de contamination. Dans les secteurs proches des exutoires, les processus de mortalité sont compensés par les apports. Les différentes paramétrisations du taux de mortalité donnent donc, dans ces secteurs sous influence directe des apports, des résultats sensiblement équivalents. En revanche, lorsque les apports diminuent ou lorsqu'on s'éloigne des apports, les spécificités de chaque paramétrisation ressortent et les différences s'accroissent.

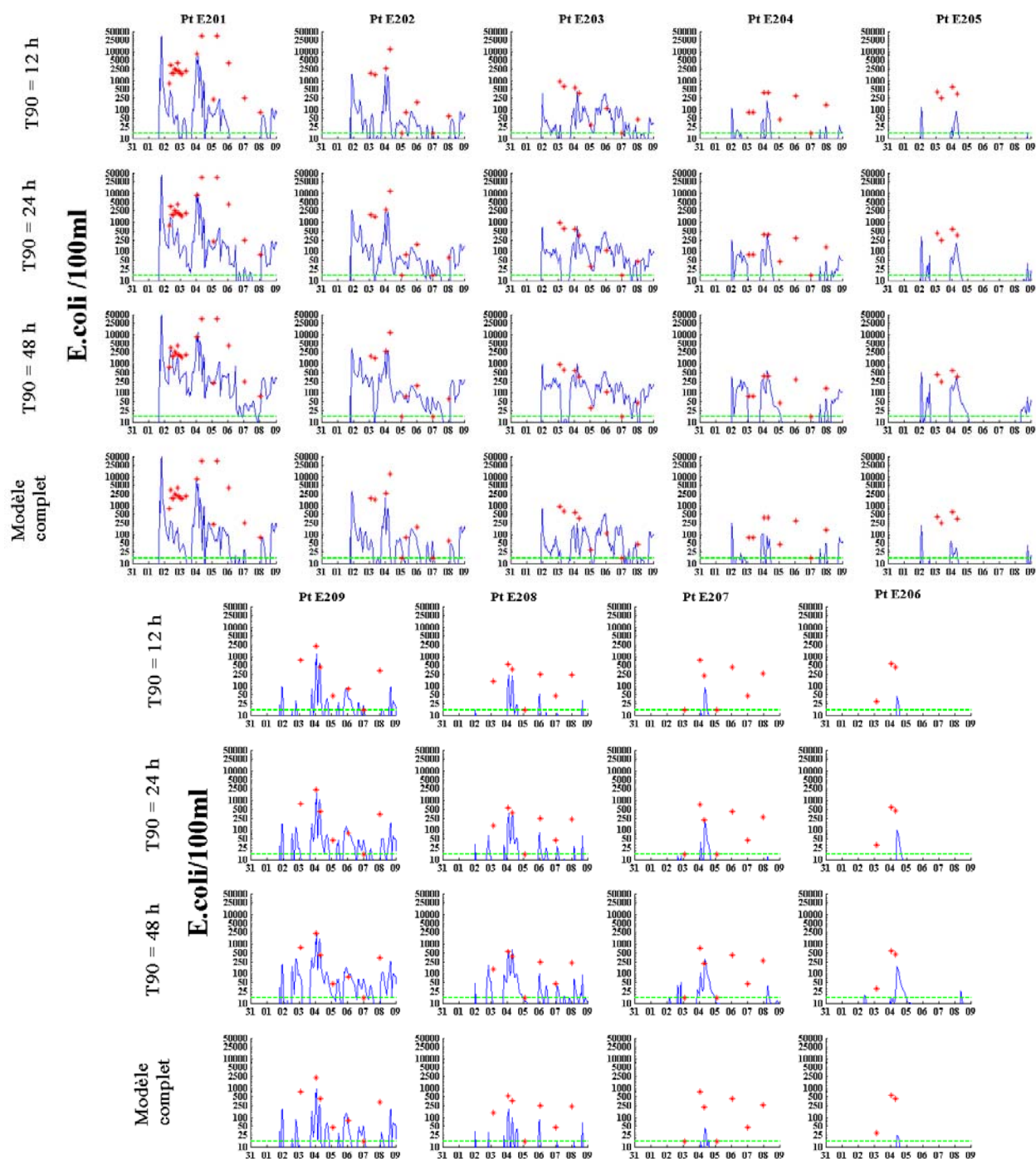


Figure 24 : Comparaison des niveaux de contamination mesurés (points rouges) et simulés (courbes bleues) dans l'eau aux stations échantillonnées sur les radiales 1 (en haut) et 2 (en bas) durant l'épisode 7. Quatre paramétrisations des taux de survie ont été testées.

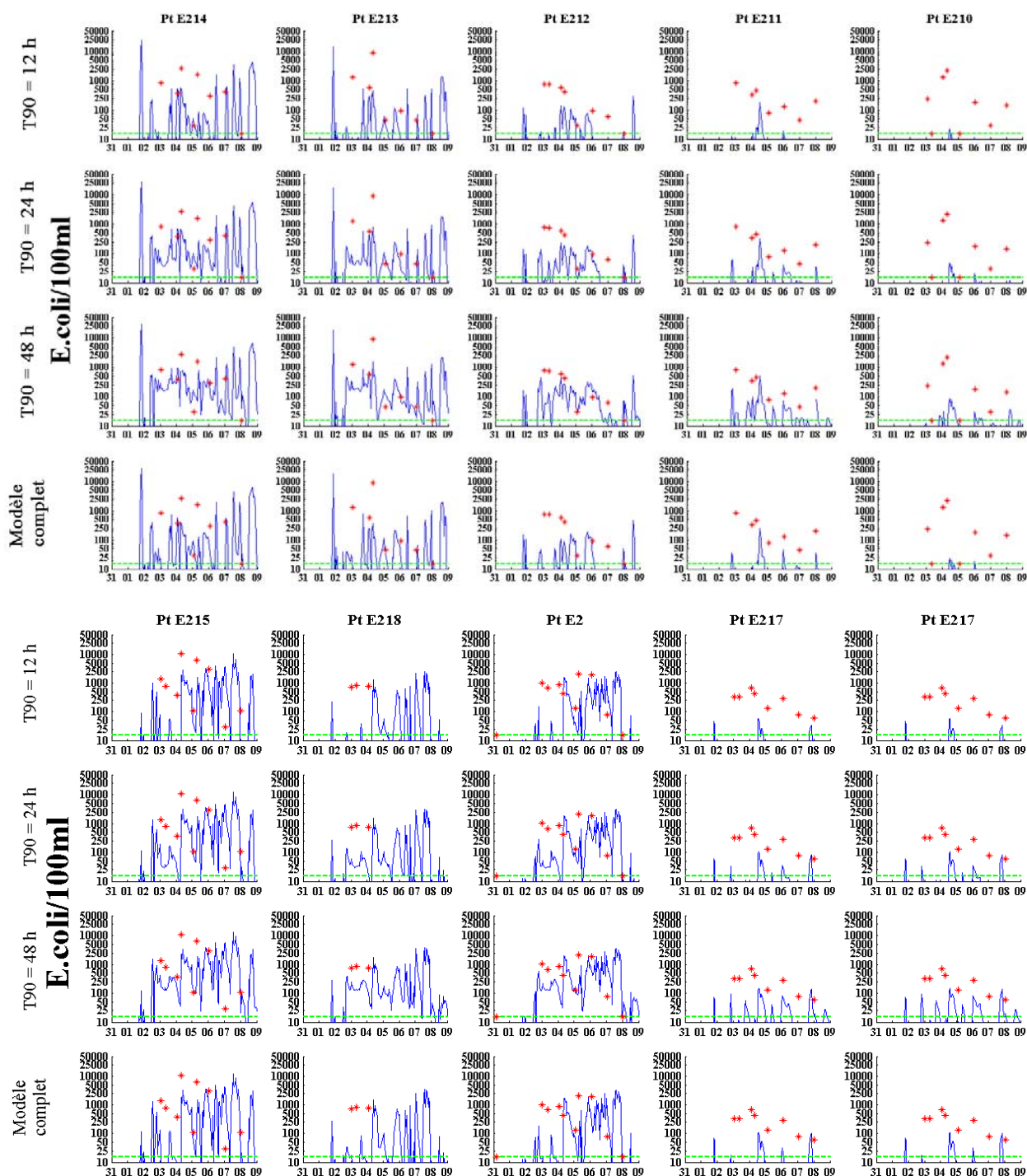


Figure 25 : Comparaison des niveaux de contamination mesurés (points rouges) et simulés (courbes bleues) dans l'eau aux stations échantillonnées sur les radiales 3 (en haut) et 4 (en bas) durant l'épisode 7. Quatre paramétrisations des taux de survie ont été testées.

Les comparaisons mesures / modèle le long des quatre radiales mettent en évidence une sur estimation des processus de mortalité des bactéries dans l'eau pour le module à T90 constant de 12 h et pour le « modèle complet ». En revanche, les résultats de simulation

obtenus avec des taux de survie des entérobactéries égaux à 24 h ou 48 h sont en bon accord avec les mesures et ce, même aux stations plus éloignées de la côte.

L'évolution temporelle des niveaux de contamination en *E.coli* dans l'eau, les instants des pics de contamination et les concentrations maximales atteintes sont correctement simulés pour la plupart des stations proches de la côte. Seuls les niveaux de contamination très élevés mesurés à la station E201 sont sous-estimés par le modèle (Figure 24).

Les contaminations maximales simulées aux stations plus éloignées de la côte entre le 2 et le 5 novembre sont également en bon accord avec les mesures pour des T90 de 24 h et 48 h. De même, les contaminations observées en fin d'épisode sont reproduites par le modèle avec l bon ordre de grandeur.

Comparaison mesures / modèle sur le secteur conchylicole de Bouzigues

Dans le secteur conchylicole de Bouzigues les niveaux de contamination les plus élevés (≈ 1000 *E.coli*/100 mL) sont enregistrés en début d'épisode aux stations proches de la côte (stations E14 et E13). Des concentrations élevées (de l'ordre de 2500 *E.coli*/100 mL) sont également mesurées à la station E1 (sur la frontière est de la zone conchylicole) le 7 novembre.

Aux stations centrales (E15 à E17 et E4), les niveaux de contamination n'affichent pas de réelle tendance d'évolution au cours du temps et varient entre 500 et 100 *E.coli*/100 mL. Le 8 novembre la plupart des stations (5/8) affichent encore des niveaux supérieurs à 100 *E.coli*/100 mL. Une « re-contamination » est même observée ce jour là en certaines stations (E13, E14 et E17).

Là encore, les niveaux de contamination simulés avec un T90 de 24 h et 48 h sont en bon accord avec les mesures sur la plupart des stations. Le modèle à T90 de 48 h est à privilégier car il permet de mieux rendre compte des contaminations observées en fin d'épisode aux stations éloignées. L'étendue des panaches de contaminants simulée avec cette paramétrisation est vraisemblablement plus conforme à la réalité terrain.

Notons cependant que les contaminations observées en début d'épisode aux stations centrales sont sous-estimées (station E17) voire non simulées par le modèle (stations E16 et E15).

De même, les niveaux de contamination mesurés à la station E21 ne sont pas expliqués par le modèle. Il est probable que ces contaminations proviennent d'une source non échantillonnée durant cet épisode pluvieux. Les pollutions aviaires pourraient être une de ces sources (OMEGA, 2008).

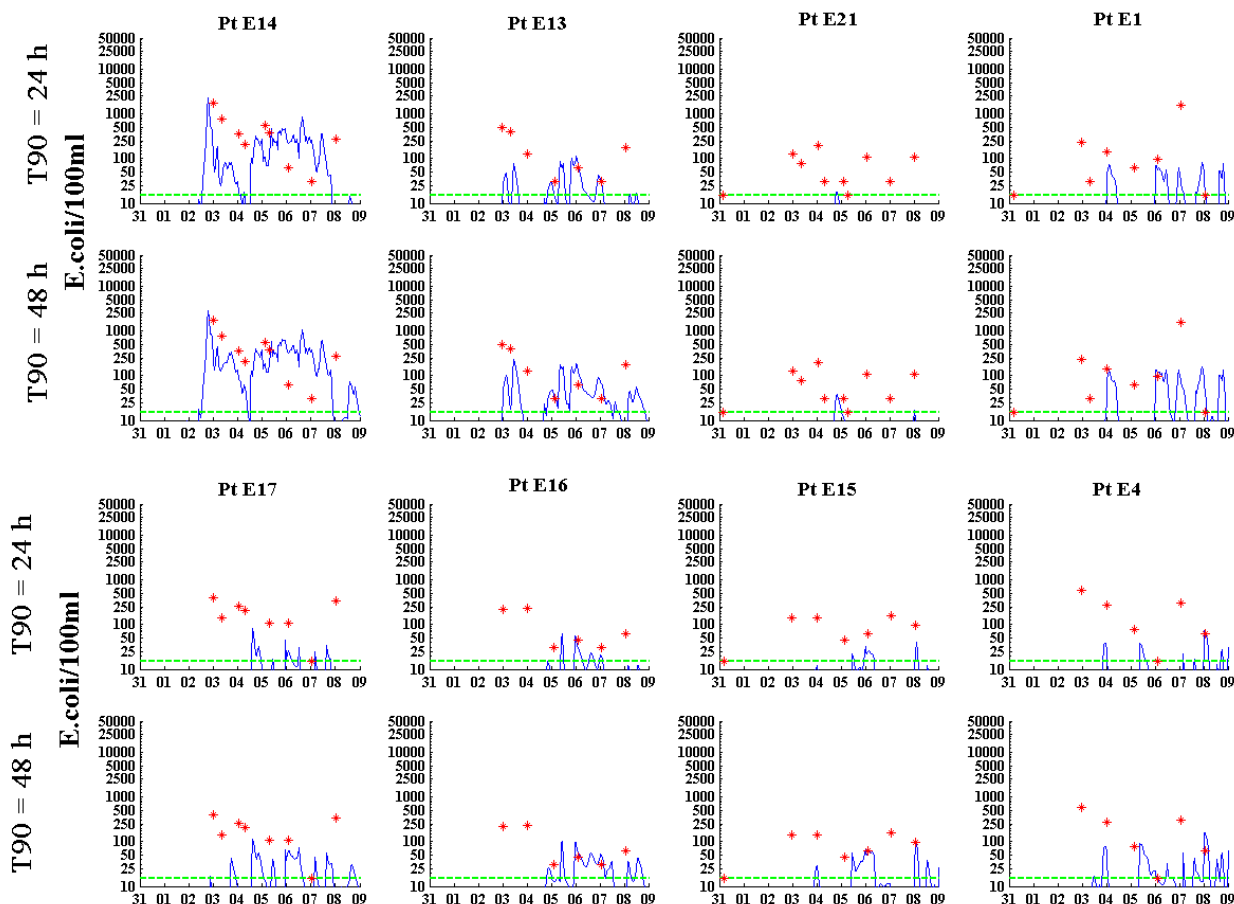


Figure 26 : Comparaison des niveaux de contamination mesurés (points rouges) et simulés (courbes bleues) dans l'eau aux stations échantillonnées sur le secteur conchylicole de Bouzigues durant l'épisode 7. Quatre paramétrisations des taux de survie ont été testées, seules les paramétrisations avec un T90 égal à 24 h et 48 h sont illustrées ici

Comparaison mesures / modèle sur les secteurs conchylicoles de Mèze et Marseillan

Sur ces deux secteurs, les niveaux de contamination observés sont moins importants que sur les secteurs du zoom spatial de Mèze ou de Bouzigues. Les concentrations observées au cours de l'épisode sont toutes comprises entre 15 et 500 *E.coli*/100 mL (Figure 27). Rappelons que seule la deuxième phase de pluie du 4 novembre a été importante sur la partie ouest du bassin versant de la lagune et les flux en *E. coli* apportés sur le secteur de Marseillan ont été plus faibles que ceux apportés par les précipitations du 2 novembre sur la partie est de la lagune.

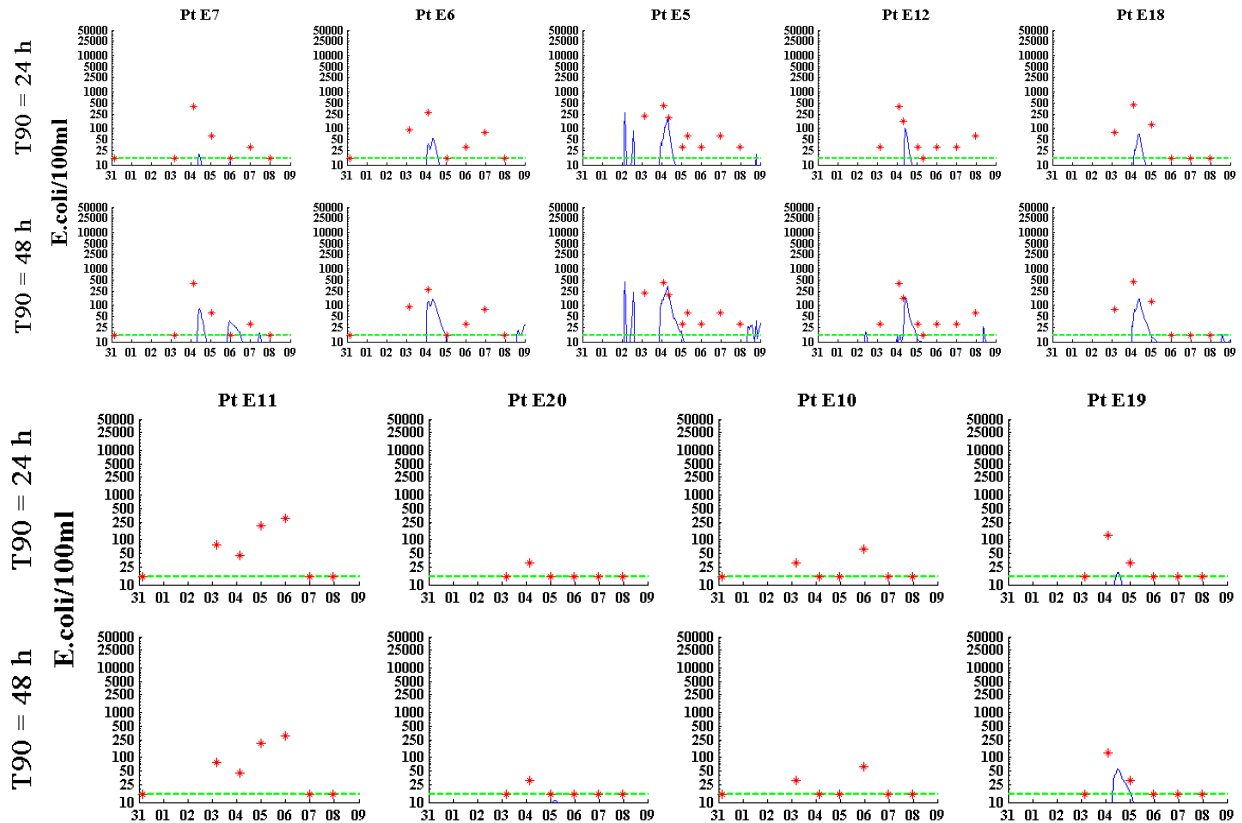


Figure 27 : Comparaison des niveaux de contamination mesurés (points rouges) et simulés (courbes bleues) dans l'eau aux stations échantillonnées sur le secteur conchylicole de Mèze (en haut) et de Marseillan (en bas) durant l'épisode 7. Quatre paramétrisations des taux de survie ont été testées, seules les paramétrisations avec un T90 égal à 24 h et 48 h sont illustrées ici.

Les contaminations simulées dans le secteur de Mèze avec la valeur la plus élevée du taux de survie des *E.coli* dans l'eau (T90 = 48 h) sont du même ordre de grandeur que les valeurs mesurées. Les pics de contaminations aux stations E5 et E12, sur la frontière est de la zone conchylicole et aux stations centrales E6 et E18 sont correctement reproduits avec cette paramétrisation jusqu'au 5 novembre. Après cette date, les faibles contaminations observées (entre 25 et 50 *E.coli*/100 mL) ne sont pas reproduites par le modèle. De même, le pic à 500 *E.coli*/100 mL observé le 4 novembre à la station E7 proche de la côte sur la frontière ouest de ce secteur conchylicole est sous-estimé et ce, même avec un fort taux de survie des *E.coli*.

Dans le secteur de Marseillan des contaminations variant entre 50 et 250 *E.coli*/100 mL sont observées entre le 4 et le 6 novembre aux stations E11, E10 et E19. Les contaminations des stations E11 et E10 sont associées à de très faibles variations de salinité (Figure 14). Les résultats des simulations ne montrent aucune contamination sur ce secteur conchylicole, excepté à la station E19 où le modèle avec un T90 de 48 h identifie une pollution.

Les principaux contributeurs à la contamination des eaux de ce secteur ont été les pluviaux de Marseillan, les apports par les Fontanilles et le Soupié restant faibles. L'analyse des simulations du déroulement de cet épisode montre que le panache de

contamination des pluviaux de Marseillan s'est dispersé vers le sud de la lagune et n'a pas ou peu impacté les parcs conchylicoles (Annexe 2).

En outre, les faibles variations de salinité (reproduites par le modèle) suggèrent que des pollutions aviaires peuvent être à l'origine des contaminations observées dans l'eau aux stations E10 et E11.

• Optimisation des paramètres de survie des *E.coli* dans les coquillages

Différents couples de valeurs des paramètres des modules « Eau » et « Coquillages » (T90, Fe) ont été testés, seuls sont présentés ici les résultats obtenus avec la paramétrisation qui donne les meilleures estimations des contaminations des coquillages à savoir (T90 = 48 h, Fe = 10).

Comparaison mesures / modèle sur le secteur conchylicole de Bouzigues

Les tendances observées dans l'eau se retrouvent dans les coquillages (Figure 28) avec une sur estimation des niveaux de contamination aux stations proches des exutoires (stations C2 et C14), une sous estimation des contaminations en début d'épisode aux stations centrales (C16, C15) et des contaminations observées mais non simulées à la station C21.

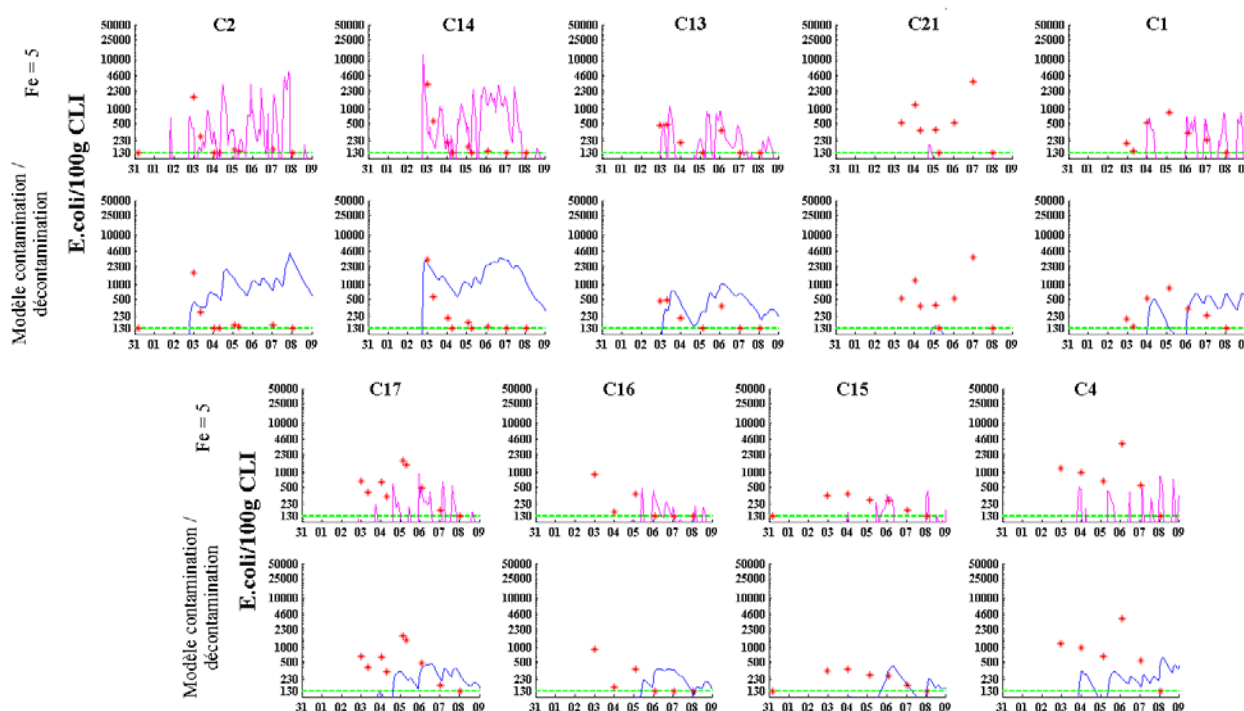


Figure 28 : Comparaison des niveaux de contamination mesurés (points rouges) et simulés (courbes) dans les coquillages aux stations échantillonnées sur le secteur conchylicole de Bouzigues durant l'épisode 7. Les courbes bleues correspondent aux résultats obtenus avec le module de contamination/décontamination des coquillages (Fe = 10), les courbes magenta correspondent aux résultats obtenus en multipliant les concentrations en *E.coli* simulées dans l'eau aux stations de mesures par un facteur 5.

Les écarts entre observations et résultats de simulation (courbes bleues) semblent indiquer que les coquillages n'ont pas eu un comportement identique sur l'ensemble de la zone conchylicole de Bouzigues. En effet, si en C2 et C14 les observations sont surestimées par le modèle, aux stations voisines C13 et C14, le modèle estime correctement les niveaux et les fluctuations de contaminations observés dans le coquillage. Le modèle dynamique de contamination des coquillages prend en compte les cinétiques et contaminations/ décontamination mais ne tient pas compte des ouvertures/fermetures et des vitesses de filtration du coquillage. Cette simplification peut expliquer en partie les surestimations du modèle aux stations C2 et C14 où les coquillages soumis à de forts niveaux de turbidité (OMEGA, 2009) ont certainement eu un comportement variable au cours de l'épisode et différent de celui des coquillages en élevage sur le reste du secteur de Bouzigues, soumis à des turbidités moins élevées.

Par ailleurs, les niveaux de contaminations en *E.coli* dans les coquillages estimés à partir des contaminations dans l'eau (courbes magenta) sont du même ordre de grandeur que ceux simulés avec le modèle dynamique de contamination/décontamination (courbes bleues). Les cinétiques de contamination/décontamination font que les coquillages restent contaminés après le passage de la pollution.

Comparaison mesures / modèle sur les secteurs conchylicoles de Mèze et Marseillan

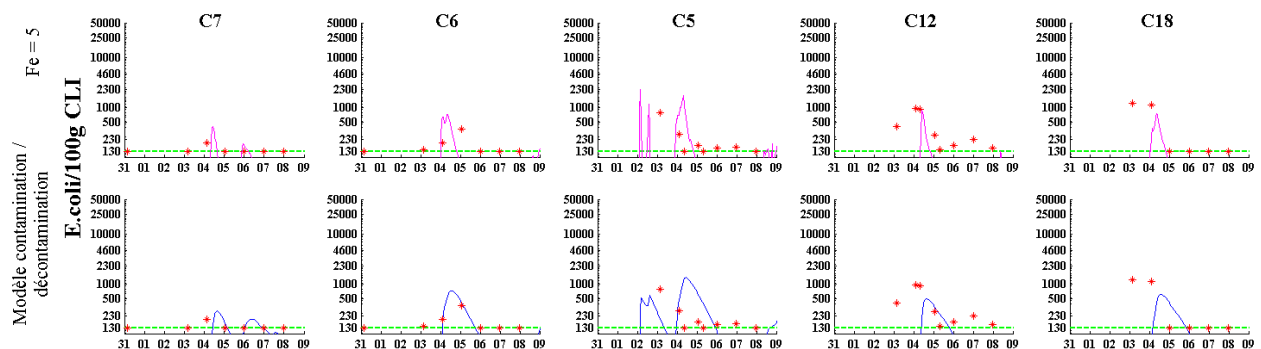


Figure 29 : Comparaison des niveaux de contamination mesurés (points rouges) et simulés (courbes) dans les coquillages aux stations échantillonnées sur le secteur conchylicole de Mèze durant l'épisode 7. Les courbes bleues correspondent aux résultats obtenus avec le module de contamination/décontamination des coquillages ($Fe = 10$), les courbes magenta correspondent aux résultats obtenus en multipliant les concentrations en *E.coli* simulées dans l'eau aux stations de mesures par un facteur 5.

Les niveaux de contamination simulés dans les coquillages du secteur conchylicole de Mèze sont en bon accord avec les observations (Figure 29) et ce pour les deux formulations.

Les niveaux de contaminations dans les coquillages du secteur de Marseillan sont restés faibles aux stations C19 et C20 alors qu'à la station C11 des contaminations proches de 1000 *E.coli*/100 gCLI ont été observées entre le 5 et le 7 novembre. De même, des

contaminations de l'ordre de 500 *E.coli*/100 gCLI ont été enregistrées à la station C10 les 3, 4 et 6 novembre.

Le modèle ne permet pas de reproduire les niveaux de contamination observés dans les coquillages aux stations C10 et C11. Ces résultats sont cohérents avec les faibles niveaux de contamination simulés dans l'eau sur l'ensemble du secteur conchylicole de Marseillan.

III.2.2. Episode suivi dans le cadre d'OMEGA-THAU du 31 janvier au 10 février 2009

• Méthode d'analyse pour la validation du choix des paramètres biologiques

Les paramétrisations optimales des paramètres physiques et biologiques sont reprises ici ($C_{KL} = 0,3$ et $T_{90} = 48$ h) afin de vérifier la pertinence de ces choix et la capacité du modèle à expliquer les niveaux de contamination en *E.coli* observés dans la Crique de l'Angle lors de l'épisode 9.

En outre, les simulations des événements pluvieux précédents (Cesmat *et al*, 2008) ont mis en évidence des différences marquées entre les niveaux de contamination simulés en surface et au fond. L'absence de mesures de concentrations en *E.coli* dans les eaux de fond n'avait pas permis de valider ces résultats. Ainsi, afin d'appréhender la variabilité des contaminations dans la colonne d'eau, lors de cet épisode 9, des mesures de concentration en *E.coli* ont été réalisées en surface et fond à plusieurs stations d'échantillonnage dans la Crique de l'Angle.

• Analyse spatio-temporelle des niveaux de contamination en *E.coli* dans les eaux de surface et de fond

Sur toute la durée de l'épisode pluvieux, 136 couples de données Surface/Fond ont été récoltés (Figure 30).

La stratification dans la Crique de l'Angle est importante et les contaminations au fond sont inférieures d'un facteur 4 aux contaminations de surface (la médiane du rapport $[E.coli]_{\text{Surface}}/[E.coli]_{\text{Fond}}$ est de 0.24 et la moyenne est de 0.84).

Les contaminations de fond sont supérieures aux contaminations de surface pour 17% des échantillons (23 couples sur 136). Ce cas de figure se retrouve essentiellement aux stations en sortie de la Crique de l'Angle (radiale 1 : E271, radiale 2 : E274, E272) et dans les tables conchylicoles (E1, E3, E4). A ces stations, où la bathymétrie est supérieure à 2,5 m, cette inversion des niveaux de contamination pourrait être liée à des phénomènes de sédimentation. En effet, les particules fines auxquelles sont fixées les bactéries vont préférentiellement sédimenter en sortie de la Crique de l'Angle et dans les tables conchylicoles dans des secteurs où la stratification est moins importante et ne « bloque » pas les phénomènes de chute des particules.

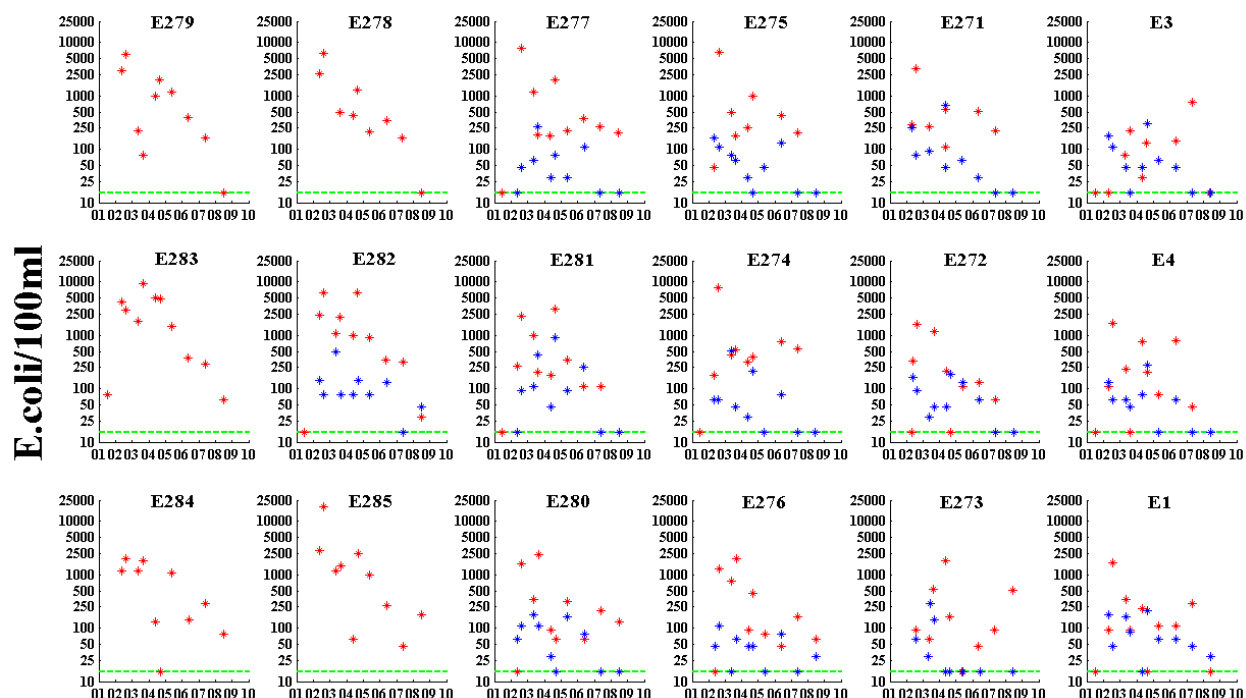


Figure 30 : Niveaux de contamination mesurés en surface (croix rouges) et au fond (croix bleues) dans l'eau aux stations échantillonnées dans la Crique de l'Angle durant l'épisode 9.

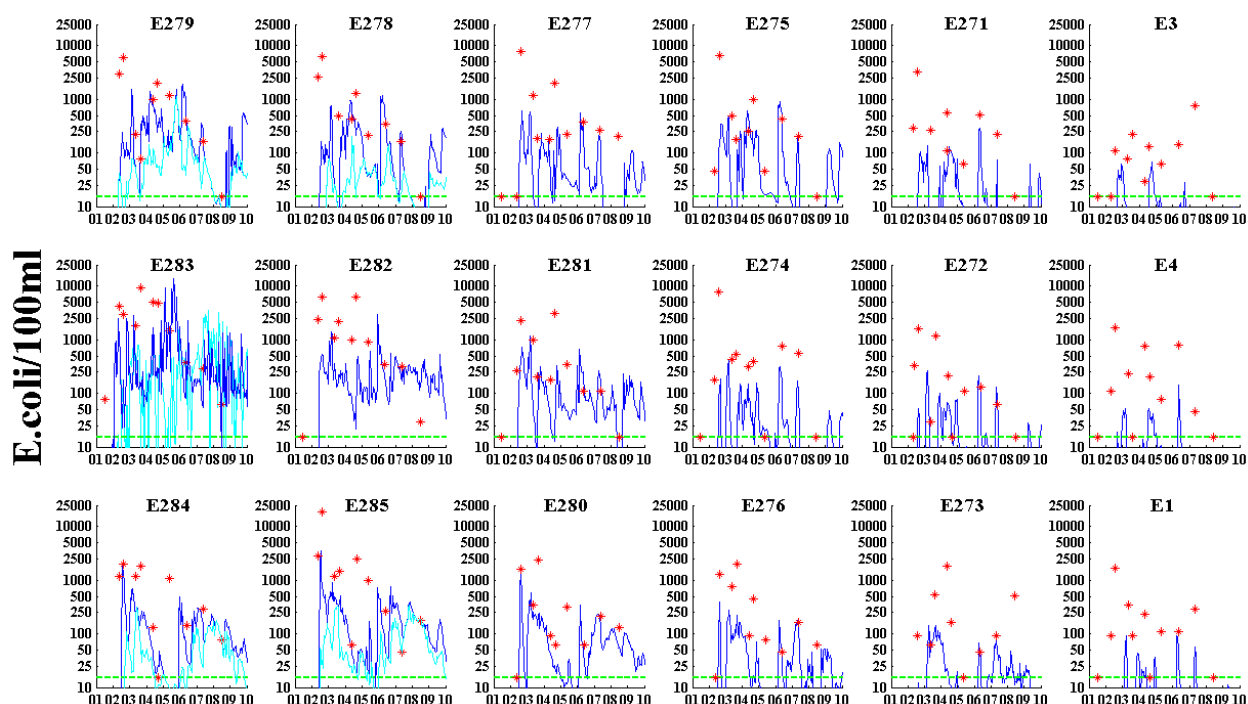


Figure 31 : Comparaison des niveaux de contamination en E.coli observés dans la Crique de l'Angle (en rouge) et simulés (en bleu) dans les eaux de surface au cours de l'épisode 9. Les niveaux de contamination simulés au fond (courbe cyan) ont été rajoutés aux stations très peu profondes pour lesquelles un prélèvement de fond n'avait pas lieu d'être.

Le modèle a tendance à sous estimer les fortes contaminations observées dans la couche de surface en début d'épisode aux stations proches des exutoires de la Vène et de l'étang des Moulières et ce même avec un T90 de 48 heures (Figure 31). Dans les mailles peu profondes (stations E279, E278, E283, E284 et E285), les niveaux de contamination simulés en surface et au fond sont peu différents et cette relative homogénéité des concentrations en *E.coli* sur toute la colonne d'eau peut être une des raisons de la sous estimation des concentrations dans la couche de surface. Une autre raison peut être une caractérisation incomplète des sources de pollution dans ce secteur.

Cette caractérisation incomplète des sources de pollution est vraisemblablement à l'origine des faibles niveaux de contamination simulés en sortie de la Crique de l'Angle et dans la zone conchylicole de Bouzigues. Comme cela a déjà été signalé, seuls les apports dans la Crique de l'Angle ont été suivis lors de cet épisode pluvieux. Or la sortie de la Crique de l'Angle et le secteur conchylicole de Bouzigues sont sous l'influence d'apports par les cours d'eau du nord-est de l'étang (Pallas, Sesquier, Joncas, Bourbou...).

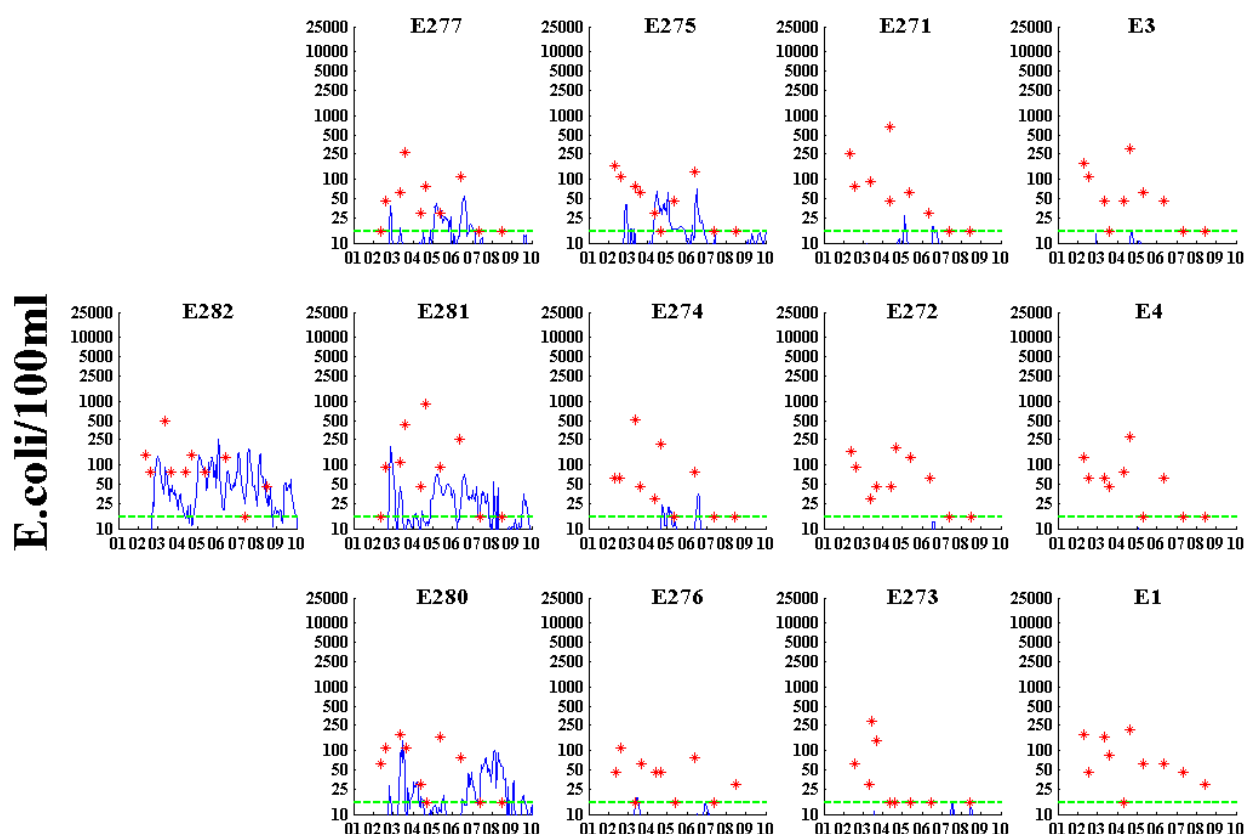


Figure 32 : Comparaison des niveaux de contamination en *E.coli* observés dans la Crique de l'Angle (en rouge) et simulés (en bleu) dans les eaux de fond au cours de l'épisode 9.

Aux stations situées dans le fond de la Crique de l'Angle (stations E277, E282, E281, E280) les niveaux de contamination en *E.coli* simulés et observés sont en bon accord. Lorsqu'on se rapproche de la sortie de la Crique, les niveaux de contamination simulés

dans les couches d'eau de fond sont très faibles et fortement sous estimés. Le modèle de transport sédimentaire est en cours de développement et il n'est pas opérationnel. Les processus de sédimentation des MES ne sont donc pas simulés ici et cette non prise en compte de la chute des particules dans la colonne d'eau est vraisemblablement une des raisons des faibles niveaux de contamination simulés au fond.

• **Analyse spatio-temporelle des niveaux de contamination en *E.coli* dans les coquillages en surface et au fond**

Au cours de cet épisode, 5 points coquillages ont été suivis sur le secteur conchylicole de Bouzigues. Les contaminations observées en ces points sont importantes et souvent sous l'influence du panache de la Vène (observations de terrain) comme l'après midi du 3 novembre où le panache de la Vène atteignait des niveaux de 1000 *E. coli* /100 mL dans l'eau jusqu'au point C22 (OMEGA, 2009).

Les simulations sous estiment les contaminations des coquillages en surface (Figure 33) et aucune contamination des coquillages de fond n'est simulée (résultats de simulation non présentés). Ainsi pour cet épisode, quelle que la soit la formulation retenue, le modèle « Coquillage » représente mal les contaminations observées. Une des raisons à cette sous estimation des niveaux de contamination est que les apports du secteur de Mèze (Pallas, Sesquier, Bourbou), qui ont vraisemblablement contribué à la contamination de l'eau et des coquillages de la zone de Bouzigues, n'ont pas été suivis sur le bassin versant.

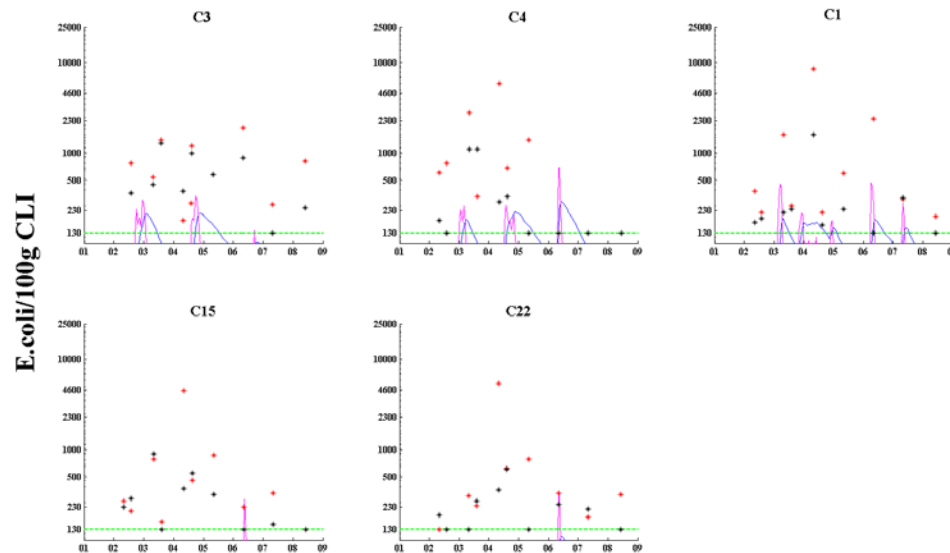


Figure 33 : Comparaison des contaminations observées en surface (croix rouges) et simulées (courbes) dans les coquillages en 5 points stations du secteur de Bouzigues durant l'épisode 9. Les courbes bleues correspondent aux résultats obtenus avec le module de contamination/décontamination des coquillages ($Fe = 10$), les courbes magenta correspondent aux résultats obtenus en multipliant les concentrations en *E.coli* simulées dans l'eau aux stations de mesures par un facteur 5. Les observations des contaminations des coquillages au fond ont été ajoutés sur ce graphe (croix noires).

• Conclusions

La confrontation des niveaux de contamination en *E.coli* simulés et observés dans l'eau a permis de déterminer la meilleure paramétrisation du module biologique, à savoir un T90 constant égal à 48 h. Sur les deux épisodes suivis, le temps de survie des bactéries semble être plus important que celui estimé en milieux méditerranéens par Pommeupuy *et al* (1990). L'analyse des deux épisodes pluvieux précédents avait également montré qu'un T90 de 24 h (épisode octobre 2007) et 48 h (épisode janvier 2008) fournissait les meilleures estimations des contaminations observées (Cesmat *et al*, 2008).

Dans sa configuration actuelle, le modèle est capable de reproduire à la fois les bons ordres de grandeur des contaminations maximales enregistrées dans les eaux de surface près des exutoires des cours d'eau ainsi que les contaminations plus faibles et parfois décalées dans le temps observées aux stations de mesures plus éloignées.

Des écarts importants peuvent cependant exister entre résultats de simulation et observations puisque dans certains cas, le modèle sous estime très fortement les niveaux de contamination (ex : zone de Bouzigues lors de l'épisode 9), voire même ne met à jour aucune contamination dans des secteurs où des contaminations sont observées (ex : secteur de Marseillan lors de l'épisode 7).

Cette incapacité du modèle à reproduire certaines contaminations peut avoir deux origines :

- les flux de contaminant en provenance du bassin versant n'ont pas été échantillonnés de façon exhaustive (ceci est le cas pour l'épisode 9),
- d'autres sources de contamination telles que les pollutions aviaires sont responsables des contaminations observées.

Concernant les niveaux de contamination des eaux de fond, la limite d'utilisation du modèle dans sa version actuelle réside dans le fait que les processus de dynamique sédimentaire (sédimentation/ remise en suspension) ne sont pas pris en compte. L'implémentation de ces processus nécessiterait de nouveaux développements et des expérimentations lourdes pour caler les différents processus. Ce travail, qui constitue une thématique de recherche en soi améliorerait probablement les résultats des simulations sur l'ensemble de la colonne d'eau.

La confrontation des niveaux de contamination en *E.coli* simulés et observés dans les coquillages a montré qu'à partir du moment où les contaminations dans l'eau étaient correctement reproduites par le modèle, les niveaux de contamination simulés dans les coquillages donnaient également une bonne représentation des observations.

En outre, la prise en compte, au sein du modèle, d'une cinétique de contamination et de décontamination des coquillages ne semble pas nécessaire. En effet, les niveaux de contaminations dans les coquillages déduits des niveaux de contamination dans l'eau via un facteur d'enrichissement sont sensiblement équivalents aux contaminations simulées en intégrant une cinétique de contamination/décontamination des coquillages.

Les résultats obtenus à l'issue de cette étude confirment si besoin était la complexité des processus qui entrent en jeu dans les cinétiques de contamination des coquillages. En

particulier, lorsque des conditions environnementales telles que des turbidités élevées ou des dessalures importantes viennent limiter les processus de filtration, les niveaux de contamination dans l'eau ne permettent plus d'expliquer les niveaux de contamination dans les coquillages.

Le parti pris de considérer un facteur d'enrichissement déduit de l'ensemble des observations réalisées durant les campagnes de l'étape 2 trouve ici toute sa justification puisqu'il permet de rendre compte des niveaux de contaminations dans les coquillages lorsque les niveaux de contaminations dans l'eau sont correctement estimés.

IV Conclusion

Les suivis d'événements pluvieux réalisés durant l'étape 2 sur le bassin versant et dans la lagune de Thau ont permis d'acquérir des données qui jusqu'alors n'existaient pas sur cette lagune, à savoir des jeux de données simultanés des débits des principaux cours d'eau et des flux en *E.coli* associés, des contaminations dans les eaux de la lagune sous influence directe des apports par les bassins versants et des contaminations dans les coquillages. De tels jeux de données étaient indispensables pour calibrer et valider un modèle de simulation de survie et de transport des *E.coli* dans les eaux de la lagune et de contamination des coquillages.

Un des principaux objectifs de ce modèle est de rendre compte de l'impact des flux en *E.coli* apportés par les cours d'eau sur la qualité sanitaire des coquillages en élevage dans l'étang de Thau.

L'enjeu ici est donc de développer un modèle capable de simuler le démarrage, la durée et l'étendue d'une pollution microbiologique et les niveaux de contamination atteints dans l'eau et les coquillages en élevage dans les trois secteurs conchylicoles.

La confrontation des résultats de simulation et des observations terrain a permis de mettre à jour les paramètres « clé » du modèle.

Le vent qui régit le transport et la dispersion des panaches de dessalure et de contaminants doit être le plus réaliste possible sur l'ensemble de la lagune. Une mauvaise description de ce forçage (considéré dans le modèle comme homogène sur toute la lagune) peut engendrer, dans des situations de renverse de vent ou des conditions de vent non établi, des erreurs dans l'estimation des zones impactées par un rejet donné.

Les entérobactéries sont apportées dans le milieu lagunaire fixées sur des particules fines. La chute de ces particules dans la colonne d'eau et les processus de sédimentation (voire de remise en suspension des sédiments lors des coups de vent) vont également contribuer à modifier la répartition des *E.coli* au sein de la colonne d'eau. Toutefois, il semble que les principales sources d'erreur commises sur l'estimation des niveaux de contamination dans la colonne d'eau soit une sous estimation des flux de pollution (description incomplète des apports par les bassins versants ou autre source de pollution non prise en compte telle que les pollutions aviaires).

Enfin, lorsque les niveaux de contamination dans l'eau sont correctement estimés, les niveaux de contaminations dans les coquillages peuvent être mal estimés (et en général sur estimés) si les conditions environnementales sont telles que les processus de filtration sont suspendus.

Dans ce contexte, le modèle mis au point dans le cadre du projet OMEGA-Thau pour rendre compte des processus de survie des entérobactéries dans les eaux lagunaires et de contamination des coquillages est relativement « simple » : le module de survie des entérobactéries dans l'eau est basé sur un T90 constant ($T90 = 48$ h), les processus de sédimentation des particules ne sont pas simulés et les entérobactéries sont transportées et dispersées comme un paramètre dissous, la contamination des coquillages est supposée

liée à la contamination dans l'eau via un facteur d'enrichissement ($Fe = 5$) et les processus de contamination et décontamination sont instantanés.

Cependant, la précision obtenue sur les niveaux de contamination simulés dans les eaux de surface des zones conchylicoles et dans les coquillages est suffisante au regard des critères retenus pour qualifier l'état sanitaire des zones conchylicoles de l'étang de Thau.

En l'état, le modèle calibré et validé dans l'étape 3 du projet OMEGA peut être utilisé dans l'étape 4 comme outil d'aide à la gestion environnementale du bassin versant de l'étang de Thau. En particulier, la première utilisation opérationnelle de ce modèle se fait en utilisant des conditions schématiques de vent et d'apports par les différents exutoires et concerne la détermination des Flux Maximaux Admissibles pour chaque exutoire.

V Bibliographie et tables

V.1. Références bibliographiques

Cesmat L., Fiandrino A., 2009. Calibration et validation du modèle hydrodynamique MARS 3D couplé au modèle d'entérobactéries sur la lagune de Thau, Résultats préliminaires (2 épisode pluvieux 1 et 2 et PNEC 2006). Rapport Ifremer, 92p.

Chapelle A., Lazure P., Souchu P., 2001. Modélisation numérique des crises anoxiques (malaïgues) dans la lagune de Thau (France). *Oceanologica Acta* 24, 87-97.

Chapelle A., Menesguen A., Deslous-Paoli J.M., Souchu P., Mazouni N., Vaquer A., Millet B., 2000. Modelling nitrogen, primary production and oxygen in a mediterranean lagoon. Impact of oysters farming and inputs from the watershed. *Ecological Modelling* 127: 161-181.

Fiandrino A., Martin Y., Got P., Bonnefont J.L., Troussellier M., 2003. Bacterial contamination of Mediterranean coastal seawater as affected by riverine inputs: simulation approach applied to a shellfish breeding area (Thau lagoon, France). *Water Research* 37(8): 1711-1722.

Géovariations, 2009. Suivi de la qualité microbiologique de l'étang de Thau - Solutions géostatistiques d'analyse et de cartographie des processus. Ref : E/0906/ P6231/1-2. 14 p.

Lazure P., 1992. Etude de la dynamique de l'étang de Thau par modèle numérique tridimensionnel. *Vie et Milieu* 42: 137-145.

Lazure P., Dumas F., 2008. An external-internal mode coupling for a 3D hydrodynamical model for applications at regional scale (MARS). *Advances in Water Resources* 31 :233-250.

Martin Y., Troussellier M., Bonnefont J.L., 1998. Adaptive responses of E.coli to marine environmental stresses: a modelling approach based on viability and dormancy concept. *Oceanologica acta*: 21(6):951-964.

OMEGA Thau, 2008. Ifremer. Phase 1 - Etape 2. Etude des contaminations microbiologiques par temps sec de l'étang de Thau. RST/LER/LR/08-06, 115 p.

OMEGA Thau, 2009. Egis, BR Li, Ifremer. Phase 1 – Etape 2. Bilan des suivis des campagnes de mesures sur le bassin versant et la lagune de Thau. Rapport d'événement n°7. Pluie du 1^{er} au 6 novembre 2008.

OMEGA Thau, 2009b. Egis, BR Li, Ifremer. Phase 1 – Etape 2. Bilan des suivis des campagnes de mesures sur le bassin versant et la lagune de Thau. Rapport d'événement n°9. Pluie du 1^{er} au 6 novembre 2008. Pluie du 31 janvier 2009 au 4 février 2009.

PNEC, 2008. Rapport de synthèse 2002-2007 du chantier lagunes méditerranéennes du PNEC. (101 p).

Pommepuy M., Guillaud J.F., Martin Y., Dupray E., Derrien A., L'yavanc J., Cormier., 1990. Le devenir des bactéries en zone littorale. La mer et les rejets urbains, Bendor 89-100.

Règlement (CE) n° 1666/2006 de la Commission du 6 novembre 2006 modifiant le règlement (CE) n°2076/2005 portant dispositions d'application transitoires des règlements du parlement européen et du Conseil (CE) n°853/2004, (CE) n°854/2004 et (CE) n°882/2004. J.O.C.E., L 320 du 18 novembre 2006.

Règlement (CE) n° 854/2004 du Parlement Européen et du Conseil du 29 avril 2004 fixant les règles spécifiques d'organisation des contrôles officiels concernant les produits d'origine animale destinés à la consommation humaine. J.O.C.E., L 139 du 30 avril 2004.

Stanisnière J.Y., com pers. Modélisation selon la température, la salinité et la teneur en MES des processus de contamination et de décontamination d' *Escherichia coli* chez *Mytilus edulis* et *Crassostrea gigas*.

Tran D., com pers. Approche écophysiologiques des processus de contamination/décontamination des bivalves filtreurs (*C. gigas* et *M. edulis*) par les bactéries entériques.

Troussellier M., Bonnefont J.L., Courties C., Derrien A., Dupray E., Gauthier M., Gourmelon M., Joux F., Lebaron P., Martin Y., Pommeypuy M., 1998. Response of enteric bacteria to environmental stresses in seawater. *Oceanologica acta* 21(6) :965-981

V.2. Liste des Figures

FIGURE 1 : (A GAUCHE) : BATHYMETRIE ET GRILLE DE CALCUL UTILISEES SUR LA LAGUNE DE THAU (RESOLUTION 100 M, 169*77 CASES) ; (A DROITE) : LOCALISATION ET NOM DES EXUTOIRES SUIVI DANS LE CADRE DU PROJET OMEGA-THAU.	10
FIGURE 2 : EVOLUTION SUR 72 HEURES DES CONCENTRATIONS EN E. COLI DANS L'EAU POUR LES 3 FORMULATIONS DE LA MORTALITE DES E. COLI DANS DES CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES TELLES QUE $S=37$, $T=20^{\circ}\text{C}$, POUR DES VALEURS DE L'INTENSITE LUMINEUSE ENREGISTREES A FREJORGUES DU 1 AU 3 SEPTEMBRE 2007.	12
FIGURE 3 : MODELE SIMPLIFIE DE PRISE EN COMPTE DES PROCESSUS ECOPHYSIOLOGIQUES DE CONTAMINATION/DECONTAMINATION PAR LES BACTERIES ENTERIQUES	13
FIGURE 4 : ESPACE DES PHASES (EAU/COQUILLAGE) DU SYSTEME DYNAMIQUE PRESENTE	14
FIGURE 5 : SALINITE MESUREE A L'AIDE DU « POISSON TRACTE » (EN HAUT) ET SIMULEE (AVEC UN $C_{KL} = 0,3$) PAR LE MODELE MARS (EN BAS), LE 6 NOVEMBRE APRES-MIDI.	18
FIGURE 6 : SALINITE MESUREE A L'AIDE DU « POISSON TRACTE » (EN HAUT) ET SIMULEE (AVEC UN $C_{KL} = 0,3$) PAR LE MODELE MARS (EN BAS), LE 3 NOVEMBRE (A GAUCHE) ET LE – NOVEMBRE AU MATIN (A DROITE).	18
FIGURE 7 : COMPARAISON DES SALINITES MESUREES ET SIMULEES AU COURS DE L'EPISODE 7 A LA STATION C2 EN SURFACE ET AU FOND, EN ROUGE LES DONNEES MESUREES EN BLEU LES RESULTATS DES SIMULATIONS.	20
FIGURE 8 : COMPARAISON DES SALINITES MESUREES ET SIMULEES AU COURS DE L'EPISODE 7 EN SURFACE ET AU FOND, EN ROUGE LES DONNEES MESUREES EN BLEU LES RESULTATS DES SIMULATIONS DANS UNE MAILLE DE LA GRILLE DE CALCUL SITUEE A 400 M A L'OUEST DE LA STATION C2 (ENTRE LE PALLAS ET LE SESQUIER).	20
FIGURE 9 : COMPARAISON DES SALINITES MESUREES ET SIMULEES AU COURS DE L'EPISODE 7 AUX STATIONS C9 (EN HAUT) ET C11 (EN BAS) EN SURFACE ET AU FOND, EN ROUGE LES DONNEES MESUREES EN BLEU LES RESULTATS DES SIMULATIONS.	22
FIGURE 10 : HAUTEUR D'EAU SIMULEE DANS L'ETANG A LA STATION C2 AU COURS DE L'EPISODE 7.	23
FIGURE 11 : COMPARAISON DES MESURES PONCTUELLES (POINTS ROUGES) ET DES VALEURS SIMULEES DE SALINITE (COURBE BLEUE) SUR LES STATIONS SUIVIES LE LONG DES RADIALES 1 (EN HAUT) ET 2 (EN BAS) AU COURS DE L'EPISODE 7.	24
FIGURE 12 : COMPARAISON DES MESURES PONCTUELLES (POINTS ROUGES) ET DES VALEURS SIMULEES DE SALINITE (COURBE BLEUE) SUR LES STATIONS SUIVIES LE LONG DES RADIALES 3 (EN BAS) ET 4 (EN HAUT) AU COURS DE L'EPISODE 7.	24
FIGURE 13 : COMPARAISON DES MESURES PONCTUELLES (POINTS ROUGES) ET DES VALEURS SIMULEES DE SALINITE (COURBE BLEUE) SUR LES STATIONS SUIVIES DANS LA ZONE CONCHYLICOLE DE BOUZIGUES AU COURS DE L'EPISODE 7.	25
FIGURE 14 : COMPARAISON DES MESURES PONCTUELLES (POINTS ROUGES) ET DES VALEURS SIMULEES DE SALINITE (COURBE BLEUE) SUR LES STATIONS SUIVIES DANS LES ZONES CONCHYLICOLES DE MEZE (EN HAUT) ET MARSEILLAN (EN BAS) AU COURS DE L'EPISODE 7.	26
FIGURE 15 : COMPARAISON CARTOGRAPHIQUE OBSERVATIONS/SIMULATIONS DE LA FORME DU PANACHE DE LA VENE DANS LA CRIQUE DE L'ANGLE LE 2 FEVRIER MATIN	27
FIGURE 16 : COMPARAISON CARTOGRAPHIQUE OBSERVATIONS/SIMULATIONS DE LA FORME DU PANACHE DE LA VENE DANS LA CRIQUE DE L'ANGLE LE 3 FEVRIER APRES-MIDI	27
FIGURE 17 : COMPARAISON CARTOGRAPHIQUE OBSERVATIONS/SIMULATIONS DE LA FORME DU PANACHE DE LA VENE DANS LA CRIQUE DE L'ANGLE LE 4 FEVRIER MATIN	28
FIGURE 18 : COMPARAISON CARTOGRAPHIQUE OBSERVATIONS/SIMULATIONS DE LA FORME DU PANACHE DE LA VENE DANS LA CRIQUE DE L'ANGLE LE 5 FEVRIER MATIN	28
FIGURE 19 : COMPARAISON DES SALINITES MESUREES ET SIMULEES AU COURS DE L'EPISODE 9 A LA STATION E281 EN SURFACE ET AU FOND, EN ROUGE LES DONNEES MESUREES EN BLEU LES RESULTATS DES SIMULATIONS.	29
FIGURE 20 : COMPARAISON DES MESURES PONCTUELLES (POINTS ROUGES) ET DES VALEURS SIMULEES DE SALINITE DE SURFACE (COURBE BLEUE) SUR LES STATIONS SUIVIES LE LONG DES RADIALES DANS LA CRIQUE DE L'ANGLE AU COURS DE L'EPISODE 9.	30
FIGURE 21 : COMPARAISON DES MESURES PONCTUELLES (POINTS ROUGES) ET DES VALEURS SIMULEES DE SALINITE DE FOND (COURBE BLEUE) SUR LES STATIONS SUIVIES LE LONG DES RADIALES DANS LA CRIQUE DE L'ANGLE AU COURS DE L'EPISODE 9.	31

FIGURE 22 : EVOLUTION TEMPORELLE DES NIVEAUX DE CONTAMINATION EN E.COLI MESURES DANS LES EAUX DE LA LAGUNE SUIVANT LES RADIALES 1 (EN HAUT) ET 2 (EN BAS) ECHANTILLONNEES A PARTIR DU PORT DE MEZE (CF. FIGURE 19 DE L'ANNEXE 1).	34
FIGURE 23 : EVOLUTION TEMPORELLE DES NIVEAUX DE CONTAMINATION EN E.COLI MESURES DANS LES EAUX DE LA LAGUNE SUIVANT LES RADIALES 3 (EN BAS) ET 4 (EN HAUT) ECHANTILLONNEES AU DROIT DU PALLAS (CF. FIGURE 19 DE L'ANNEXE 1).	34
FIGURE 24 : COMPARAISON DES NIVEAUX DE CONTAMINATION MESURES (POINTS ROUGES) ET SIMULES (COURBES BLEUES) DANS L'EAU AUX STATIONS ECHANTILLONNEES SUR LES RADIALES 1 (EN HAUT) ET 2 (EN BAS) DURANT L'EPISODE 7. QUATRE PARAMETRISATIONS DES TAUX DE SURVIE ONT ETE TESTEES.	35
FIGURE 25 : COMPARAISON DES NIVEAUX DE CONTAMINATION MESURES (POINTS ROUGES) ET SIMULES (COURBES BLEUES) DANS L'EAU AUX STATIONS ECHANTILLONNEES SUR LES RADIALES 3 (EN HAUT) ET 4 (EN BAS) DURANT L'EPISODE 7. QUATRE PARAMETRISATIONS DES TAUX DE SURVIE ONT ETE TESTEES.	36
FIGURE 26 : COMPARAISON DES NIVEAUX DE CONTAMINATION MESURES (POINTS ROUGES) ET SIMULES (COURBES BLEUES) DANS L'EAU AUX STATIONS ECHANTILLONNEES SUR LE SECTEUR CONCHYLICOLE DE BOUZIGUES DURANT L'EPISODE 7. QUATRE PARAMETRISATIONS DES TAUX DE SURVIE ONT ETE TESTEES, SEULES LES PARAMETRISATIONS AVEC UN T90 EGAL A 24 H ET 48 H SONT ILLUSTRÉES ICI.....	38
FIGURE 27 : COMPARAISON DES NIVEAUX DE CONTAMINATION MESURES (POINTS ROUGES) ET SIMULES (COURBES BLEUES) DANS L'EAU AUX STATIONS ECHANTILLONNEES SUR LE SECTEUR CONCHYLICOLE DE MEZE (EN HAUT) ET DE MARSEILLAN (EN BAS) DURANT L'EPISODE 7. QUATRE PARAMETRISATIONS DES TAUX DE SURVIE ONT ETE TESTEES, SEULES LES PARAMETRISATIONS AVEC UN T90 EGAL A 24 H ET 48 H SONT ILLUSTRÉES ICI.	39
FIGURE 28 : COMPARAISON DES NIVEAUX DE CONTAMINATION MESURES (POINTS ROUGES) ET SIMULES (COURBES) DANS LES COQUILLAGES AUX STATIONS ECHANTILLONNEES SUR LE SECTEUR CONCHYLICOLE DE BOUZIGUES DURANT L'EPISODE 7. LES COURBES BLEUES CORRESPONDENT AUX RESULTATS OBTENUS AVEC LE MODULE DE CONTAMINATION/DECONTAMINATION DES COQUILLAGES ($Fe = 10$), LES COURBES MAGENTA CORRESPONDENT AUX RESULTATS OBTENUS EN MULTIPLIANT LES CONCENTRATIONS EN E.COLI SIMULEES DANS L'EAU AUX STATIONS DE MESURES PAR UN FACTEUR 5.	40
FIGURE 29 : COMPARAISON DES NIVEAUX DE CONTAMINATION MESURES (POINTS ROUGES) ET SIMULES (COURBES) DANS LES COQUILLAGES AUX STATIONS ECHANTILLONNEES SUR LE SECTEUR CONCHYLICOLE DE MEZE DURANT L'EPISODE 7. LES COURBES BLEUES CORRESPONDENT AUX RESULTATS OBTENUS AVEC LE MODULE DE CONTAMINATION/DECONTAMINATION DES COQUILLAGES ($Fe = 10$), LES COURBES MAGENTA CORRESPONDENT AUX RESULTATS OBTENUS EN MULTIPLIANT LES CONCENTRATIONS EN E.COLI SIMULEES DANS L'EAU AUX STATIONS DE MESURES PAR UN FACTEUR 5.	41
FIGURE 30 : NIVEAUX DE CONTAMINATION MESURES EN SURFACE (CROIX ROUGES) ET AU FOND (CROIX BLEUES) DANS L'EAU AUX STATIONS ECHANTILLONNEES DANS LA CRIQUE DE L'ANGLE DURANT L'EPISODE 9.	43
FIGURE 31 : COMPARAISON DES NIVEAUX DE CONTAMINATION EN E.COLI OBSERVES DANS LA CRIQUE DE L'ANGLE (EN ROUGE) ET SIMULES (EN BLEU) DANS LES EAUX DE SURFACE AU COURS DE L'EPISODE 9. LES NIVEAUX DE CONTAMINATION SIMULES AU FOND (COURBE CYAN) ONT ETE RAJOUTES AUX STATIONS TRES PEU PROFONDES POUR LESQUELLES UN PRELEVEMENT DE FOND N'AVAIT PAS LIEU D'ETRE.	43
FIGURE 32 : COMPARAISON DES NIVEAUX DE CONTAMINATION EN E.COLI OBSERVES DANS LA CRIQUE DE L'ANGLE (EN ROUGE) ET SIMULES (EN BLEU) DANS LES EAUX DE FOND AU COURS DE L'EPISODE 9.	44
FIGURE 33 : COMPARAISON DES CONTAMINATIONS OBSERVEES EN SURFACE (CROIX ROUGES) ET SIMULEES (COURBES) DANS LES COQUILLAGES EN 5 POINTS STATIONS DU SECTEUR DE BOUZIGUES DURANT L'EPISODE 9. LES COURBES BLEUES CORRESPONDENT AUX RESULTATS OBTENUS AVEC LE MODULE DE CONTAMINATION/ DECONTAMINATION DES COQUILLAGES ($Fe = 10$), LES COURBES MAGENTA CORRESPONDENT AUX RESULTATS OBTENUS EN MULTIPLIANT LES CONCENTRATIONS EN E.COLI SIMULEES DANS L'EAU AUX STATIONS DE MESURES PAR UN FACTEUR 5. LES OBSERVATIONS DES CONTAMINATIONS DES COQUILLAGES AU FOND ONT ETE AJOUTES SUR CE GRAPHE (CROIX NOIRES).	45

V.3. Liste des Tableaux

<i>TABLEAU 1 : INDICATEURS STATISTIQUES ASSOCIES A LA COMPARAISON ENTRE VALEURS DE SALINITE SIMULEES PAR MARS ET MESUREES PAR LA SONDE EASY-FISH : BIAIS, COEFFICIENT DE DETERMINATION (R^2) ET ECART QUADRATIQUE MOYEN (EQM).</i>	17
<i>TABLEAU 2 : RANG MOYEN (SUR TOUS LES JOURS DE SIMULATIONS) DES INDICATEURS DE COMPARAISON MODELE/MESURES</i>	17

Annexe 1

Présentation des données de forçage, de calibration & de validation

1. Données de forçage

1.1. Pluviométrie

1.1.1. Matériels et Méthodes

Lors des campagnes de terrain, les mesures de pluie ont été acquises au niveau de 7 pluviomètres implantés de manière homogène dans les bassins versants bordant l'étang de Thau. Les gestionnaires et lieux d'implantation sont décrits ci-dessous :

- Météo France : Sète
- CCNBT : STEP de Villeveyrac
- EGIS EAU : Lagunage de Poussan
- PAPERI : Lagunage de Mèze, Lagunage des Onglous, Mas de Plagnol, Cimetière de Pomérois.

Les cumuls pluviométriques quart d'heure par quart d'heure, estimés à partir d'images radars par la société Predict, et calculés pour trois secteurs de la lagune (Est/Centre/Ouest), ont été utilisées comme données de forçage du modèle Mars 3 D (*Figure 1*).

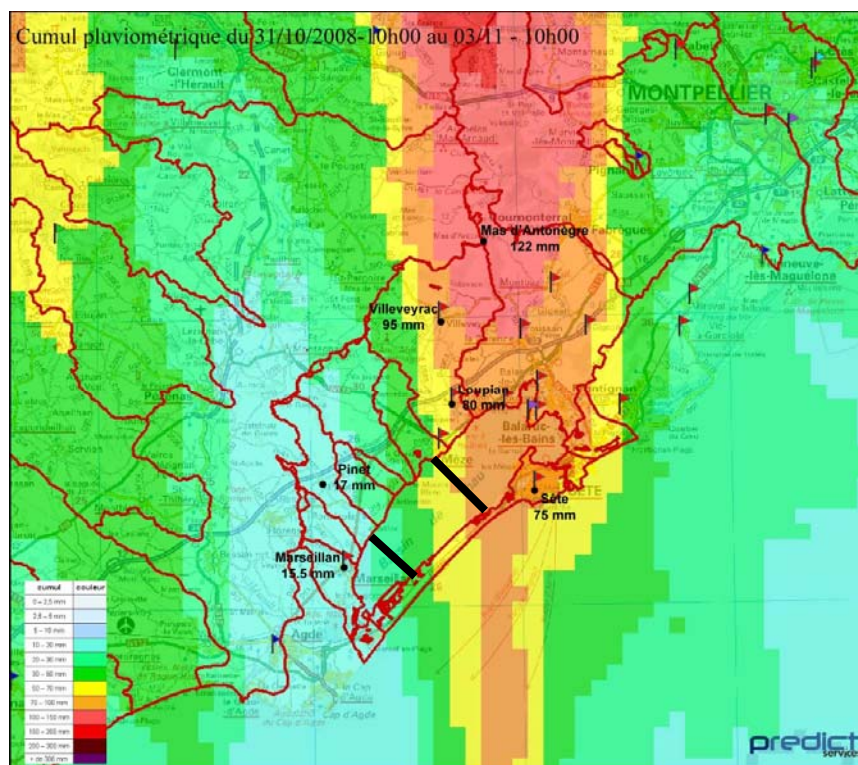


Figure 1. Cumuls pluviométriques du 31/10/2008 à 10 :00 au 03/11/2008 à 10h mesurés par images radars en différents secteurs de la lagune de Thau et du bassin versant (source : Predict). Les traits noirs délimitent les 3 secteurs pour lesquels des cumuls pluviométriques de 15 minutes ont été utilisés comme forçage du modèle Mars 3 D.

1.1.2. Evènement n°7 du 31 octobre au 6 novembre 2008

L'évènement n°7 a duré 7 jours, s'étalant du 31 octobre au 6 novembre 2008. Sur cette période, le cumul moyen mesuré est de 138,7 mm (*Tableau 1*). On compte 2 jours sans pluie avant l'épisode pluvieux. L'évènement précédent a duré 1 jour avec un cumul moyen de 2.4 mm. Cet évènement se compose de deux épisodes pluvieux distincts et successifs n'ayant pas la même répartition spatiale.

Pluviomètre	Lagunage de Mèze	Lagunage de Poussan	Cimetière de Pomérols	Mas de Plagnol	Lagunage des Onglous	Sète	Moyenne
Cumul (mm)	136.2	178.4	85.8	/	106.2	154.2	138.7

Tableau 1. Cumul pluviomètre (mm) enregistré du 31/10 au 06/11/2008 au niveau des 7 pluviomètres installées sur le bassin versant de la lagune de Thau, et pluviométrie moyenne.

Le cumul journalier maximum, mesuré lors du premier pic de pluie le 01/11/2008 au pluviomètre du lagunage de Poussan est de 91,2 mm/j, avec une intensité maximale de 52.2 mm/h. Le 04/11/2008, le cumul journalier maximum est mesuré au pluviomètre du lagunage des Onglous (61.4mm/j, intensité maximale de 26.4 mm/h).

En se basant sur les études statistiques des données pluviométriques de la ville de Sète, la période de retour de l'évènement complet (7 jours) est comprise entre 2 et 3 ans et la période de retour de la pluie journalière maximale (24h) est comprise entre 1 et 2 ans. En ce qui concerne la répartition spatiale, l'évènement a été plus important, en termes de lame d'eau précipitée et d'intensité, sur l'Est du bassin versant de l'étang de Thau qu'à l'Ouest (*Tableau 1*).

1.1.3. Evènement n°9 du 31 janvier au 4 février 2009

L'évènement n°9 a duré 8 jours, s'étalant du 31 Janvier au 7 Février 2009. Sur cette période, le cumul moyen mesuré a été 66.4 mm (*Tableau 2*). On compte 4 jours sans pluie avant l'épisode pluvieux. L'évènement précédent a duré 5 jours avec un cumul moyen de 23.3 mm.

Pluviomètre	Lagunage de Mèze	Lagunage de Poussan	Cimetière de Pomérols	Mas de Plagnol	Lagunage des Onglous	Sète	Moyenne
Cumul (mm)	78	76.6	74.8	20.4	68.4	80.2	66.4

Tableau 2. Cumul pluviomètre (mm) enregistré du 31/01 au 07/02/2009 au niveau des 7 pluviomètres installées sur le bassin versant de la lagune de Thau, et pluviométrie moyenne.

Le 31/01/2009 le cumul journalier maximum mesuré au pluviomètre du lagunage de Cimetière de Pomérols est de 34.2 mm/j, avec une intensité maximale de 3.4mm/h. Le 02/02/2009 au pluviomètre du Lagunage de Poussan, l'intensité maximale est de 6,8 mm/h. Cette épisode est relativement homogène en espace et en temps (en moyenne 16mm/j pendant 4 jours), mais relativement faible en intensité (au maximum 6.8mm/h le 02/02/09 à Poussan).

En se basant sur les études statistiques des données pluviométriques de la ville de Sète, la période de retour de l'évènement complet (8 jours) est comprise entre 1 et 2 ans et la période de retour de la pluie journalière maximale (24h) est proche de 1 an. En ce qui concerne la

répartition spatiale, l'évènement a été plus important en termes de lame d'eau précipitée et d'intensité sur l'Est du bassin versant de l'étang de Thau qu'à l'Ouest (*Tableau 2*).

1.2. Vents

1.2.1. Matériels et Méthodes

Les mesures de vent (vitesse et direction) présentées dans ce rapport correspondent aux données fournies par les stations d'acquisition automatique Campbell installées par le CNRM (Centre National de Recherche Météorologique) de Météo France sur une table conchylicole de Marseillan et dans la Crique de l'Angle pour la période d'avril 2008 à février 2009. Les données acquises sont moyennées sur des intervalles de 10 minutes. Les données météorologiques des épisodes suivis précédemment étaient acquises à une fréquence horaire ou tri-horaire à la station Météo France du sémaphore de Sète. Les forçages météorologique des épisodes n°7 et n°9 sont donc bien plus précis que ceux des épisodes précédemment suivis, du fait de la fréquence d'acquisition des données plus élevée et de la localisation des stations permettant une mesure du vent directe sur l'étang.

1.2.2. Evènement n°7 du 31 octobre au 6 novembre 2008

Les données des stations météorologiques de Marseillan et Crique de l'Angle sont relativement similaires (*Figure 2*). Les tendances de renverses de vent se font simultanément et il existe peu d'écart en direction des vents. L'intensité des vents dans la crique de l'angle a tendance à être moins importante que l'intensité des vents sur l'étang au niveau du secteur conchylicole de Marseillan.

Les données acquises mettent en évidence une période de vents forts venant du Sud-Est à partir du 31/10 et jusqu'au 03/11, avec une intensité moindre au niveau de la Crique de l'Angle.

A partir du 03/11, l'intensité devient faible puis la direction s'inverse le 04/11, avec des vents de secteur Nord et Ouest.

Les 07, 08 et 09/11, l'intensité du vent mesurée par les deux stations est quasi-nulle.

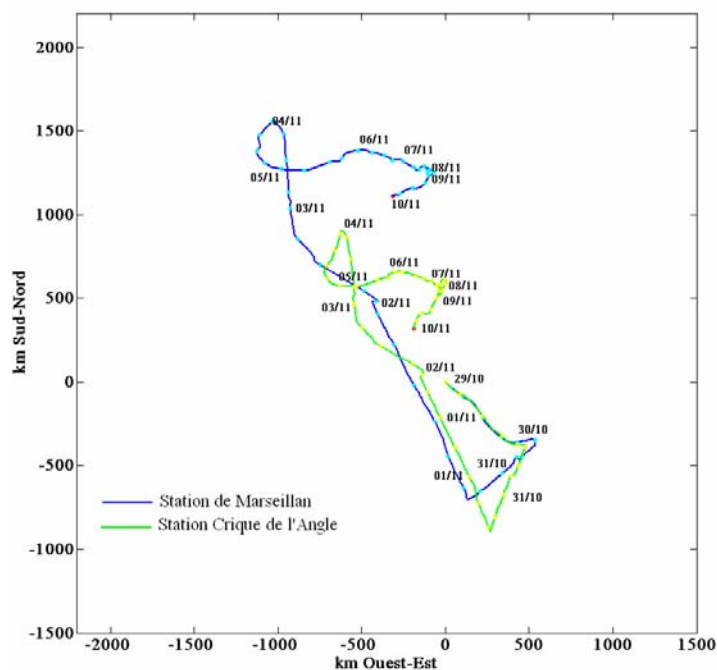


Figure 2. Trajet suivi par une particule de poids nul sous l'effet du vent enregistré du 29 octobre au 10 novembre 2008 par les stations du CNRM sur l'étang de Thau : Zone conchylicole de Marseillan (en bleu) ; dans la Crique de l'Angle (en vert).

1.2.3. Evènement n°9 du 31 janvier au 4 février 2009

Les vents mesurés au niveau de la Crique de l'Angle sont de moindre intensité et viennent d'une direction décalée de quelques degrés vers le Nord par rapport aux vents mesurés à Marseillan (**Figure 3**). Ces différences s'expliquent par le fait que la Crique de l'Angle est un secteur abrité et dont l'orientation (18° par rapport au Nord) est différente de celle du reste du plan d'eau de l'étang (53° par rapport au Nord).

Avant les premières pluies, les vents soufflent du Nord-Ouest (le 28/01) puis du Nord-Est, avec un pic d'intensité le 31/01. La renverse de vent vers une direction Sud-Est survient le 01/02 en milieu de journée, soit 1 jour et demi après le début des pluies (le 31/01 matin). Ce régime de vents marins se maintient jusqu'au matin du 03/02, avec une baisse d'intensité à partir du 02/02 en milieu de journée. Le 03/02 matin, l'orientation passe au Nord-Ouest (tramontane) pendant une journée puis tourne au Nord-Est jusqu'au 04/02 vers 18h. Les vents soufflent ensuite du Sud pendant un jour et demi. Le 06/02, le vent vient de l'Ouest puis repasse à un régime de tramontane à partir du 07/02, avec une journée d'accalmie le 09/02, où les vents sont quasi-nuls.

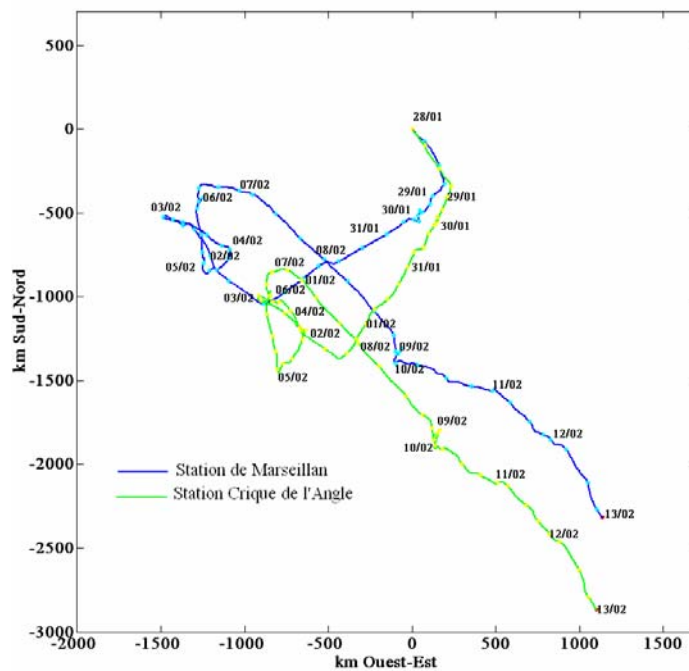


Figure 3. *Trajet suivi par une particule de poids nul sous l'effet du vent enregistré du 28 janvier au 13 février 2009 par les stations du CNRM sur l'étang de Thau : Zone conchylicole de Marseillan (en bleu) ; dans la Crique de l'Angle (en vert).*

1.3. Pression atmosphérique et hauteur d'eau

1.3.1. Matériels et Méthodes

La hauteur d'eau en mer et la pression atmosphérique de pression sont utilisées pour simuler les échanges mer/lagune et les débits dans les graus.

Les données de pression atmosphérique présentées dans ce rapport ont été enregistrées au sémaphore de Sète (données MétéoFrance) et les données de hauteur d'eau ont été acquises dans les canaux de Sète par la Cellule Qualité des Eaux Littorales du Languedoc-Roussillon (CQEL-LR).

1.3.2. Evènement n°7 du 31 octobre au 6 novembre 2008

La pression atmosphérique mesurée à Sète est inférieure à la pression d'équilibre (1 013 hPa) du 29/10 au 05/11/2008 matin, où elle remonte progressivement. Elle atteint un premier minimum le 31/10 (~ 998 hPa), avant le premier passage pluvieux et un deuxième minimum au moment du deuxième passage pluvieux (**Figure 4**).

Les pressions étant inférieures à la pression d'équilibre, le niveau d'eau dans le canal de Sète augmente à partir du 30/10, ce qui engendre l'entrée d'eau de mer dans l'étang de Thau. Du 30/10 au 02/11, l'augmentation du niveau d'eau enregistrée est de 60 cm. Le 05/11, la tendance s'inverse, avec une baisse du niveau et la sortie de l'eau de l'étang vers la mer. Le cycle de variation du niveau reprend son rythme habituel à partir du 06/11 (cycle semi-diurne, à inégalité diurne), avec une tendance toujours à la baisse.

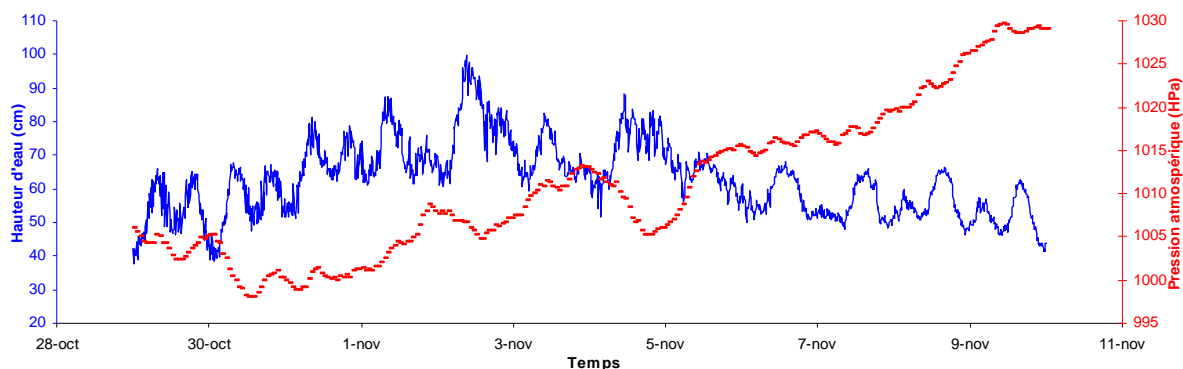


Figure 4. Pression atmosphérique (hPa) et hauteur d'eau (en cm au-dessus du zéro hydrographique) enregistrées du 29/10 au 10/11/08 au niveau du canal de Sète (données Météo-France/CQEL).

1.3.3. Evènement n°9 du 31 janvier au 4 février 2009

La pression atmosphérique mesurée à Sète est inférieure à la pression d'équilibre (1 013 hPa) du 30/01 au soir jusqu'au 10/02 en milieu de journée (**Figure 5**). Elle atteint un premier minimum le 02/02 et un deuxième le soir du 06/02.

Les baisses de pressions engendrent une augmentation du niveau d'eau dans les canaux de Sète et l'entrée d'eaux marines dans l'étang. Le niveau augmente de plus de 40 cm entre le 30/01 et le 02/02, où le niveau dépasse 1 m et reste élevé jusqu'au 06/02. Les périodes de vent de secteurs Nord-Est et Nord-Ouest (03 et 04/02) sont associées à des augmentations de pression et des diminutions des niveaux d'eau (vidange de l'étang). Avec l'installation du régime de tramontane et la baisse de pression, la hauteur d'eau dans le canal redescend significativement à partir du 07/02, passe par un pic (> 80 cm) le 10/02 matin et revient à un niveau proche des conditions initiales le 11/02.

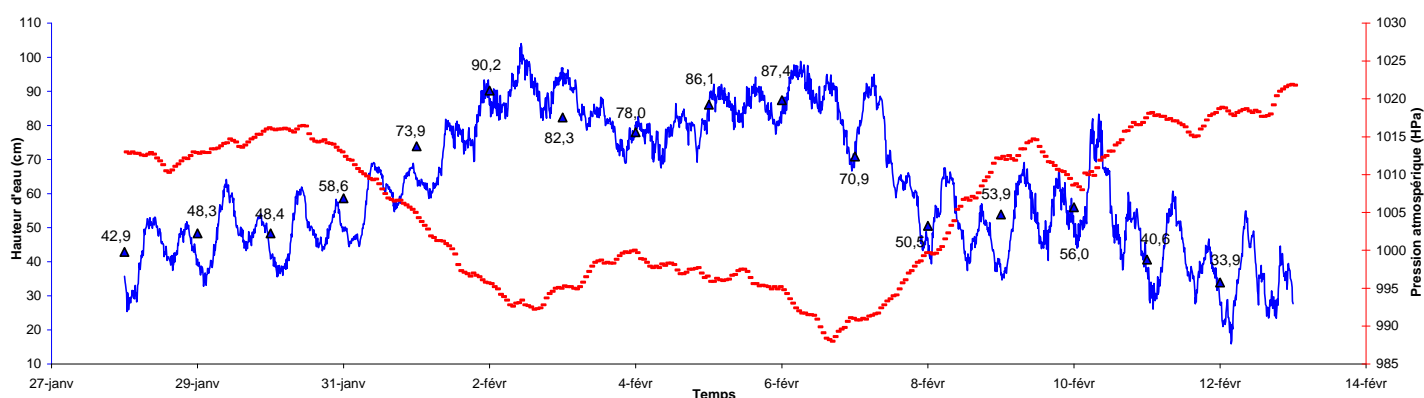


Figure 5. Pression atmosphérique (hPa) et hauteur d'eau (en cm au-dessus du zéro hydrographique) enregistrées du 28/01 au 13/02/09 au niveau du canal de Sète (données Météo-France/CQEL).

1.4. Débits

1.4.1. Matériels et Méthodes

Sur le bassin versant, les débits ont été mesurés par Paperi et Egis Eau au niveau de points fixes et mobiles instrumentés (Figure 6).



Figure 6. Localisation des points de suivi débitmétrique fixe (rouge) et mobile (orange).

Des mesures ponctuelles ont permis de compléter le dispositif. Les exutoires dont les débits ont été suivis et utilisés pour forcer le modèle, ainsi que la fréquence d'acquisition des mesures de débit sont présentés sur le **Tableau 3**.

Fréquence de mesure	Episode n°7	Episode n°9
5 minutes	Etang des Moulières, Fontanilles, Pallas, Vène, Soupié	
30 minutes	Canal du Midi, Aygues-Vacques, Sesquier, vieux port de Mèze	Agau, réseaux pluviaux Est et Ouest de la commune de Bouzigues, canal du Rhône à Sète, Vène, Moulières, le Joncas
Ponctuelle (max-min : 30 min- 24h)	Port de Marseillan (n=21)	

Tableau 3. Exutoires dont les débits suivis ont été utilisés pour forcer le modèle Mars 3 D pour les épisodes n°7 et n°9 et fréquence d'acquisition des mesures.

1.4.2. Evènement n°7 du 31 octobre au 6 novembre 2008

Durant cette campagne, les apports en eau douce des bassins versants ont été répartis selon un gradient croissant de l'Ouest vers l'Est (de Marseillan à Balaruc-les-Bains), à mettre en parallèle avec une distribution analogue de la pluviométrie sur le territoire de Thau.

Malgré une influence marquée, du niveau de l'étang sur les débits aux points de suivi du Sesquier et de l'étang des Moulières, tous les bassins versants ont considérablement réagi à cet épisode pluvieux significatif, mais composite et hétérogène en termes de spatialité des cumuls globaux et des intensités pluviométriques.

La Vène représente l'apport en eau douce le plus important sur la période étudiée, avec plus de 1 300 000 m³ écoulés en 10 jours, soit environ 50% des apports mesurés pendant cette même période ; elle est suivie par l'étang des Moulières (16% en considérant les débits entrants dans la lagune), le Pallas (14%), le vieux port de Mèze (7%) et le canal du Midi (8%). Ainsi, plus de 90% des apports en eau douce ont été apportés en 5 points du bassin de Thau (en considérant le vieux port de Mèze comme point unique).

La répartition dans le temps de ces apports a été variable d'un point à un autre du territoire de Thau, du fait des caractéristiques de chaque bassin versant, et de la répartition spatiale et temporelle de la pluie. On constate ainsi un premier pic de crue généralisé autour de la journée du 02/11/08 (Q_{\max} La Vène ~ 4 m³/s, Pallas ~ 3,5 m³/s, les Moulières 2.6 ~ 4 m³/s), puis un second autour des 04/11/08 et 05/11/08 (**Figure 7**). Ces deux phases d'apport correspondent aux deux phases de pluies enregistrées au cours de l'épisode. Entre ces pics, seuls la Vène, l'étang des Moulières, et le Pallas dans une moindre mesure, restent en charge, le ressuyage des autres cours d'eau se faisant beaucoup plus rapidement. Les débits les plus forts sont enregistrés dans la première phase de l'apport mais la quantité totale d'eau douce apportée est plus importante dans la seconde phase. Le débit de la Vène est resté au dessus de 1 m³/s tout au long de l'évènement et jusqu'au 12/11/08. Les débits des autres exutoires ont rapidement chuté, seul le

débit du Pallas a maintenu son écoulement jusqu'au 07/11/2008. Des débits positifs sont enregistrés pour le Canal du Midi à partir du second pic de pluie jusqu'à la fin de l'épisode.

En ce qui concerne les STEP, des fluctuations importantes ont à nouveau été relevées à des échelles de temps relativement courtes. Leur contribution aux apports en eau douce à la lagune de Thau a été négligeable en temps de pluie.

Les réseaux pluviaux de Mèze et de Marseillan ont eu au cours de l'événement des débits maximum respectivement de 2 m³/s et de 0.5 m³/s.

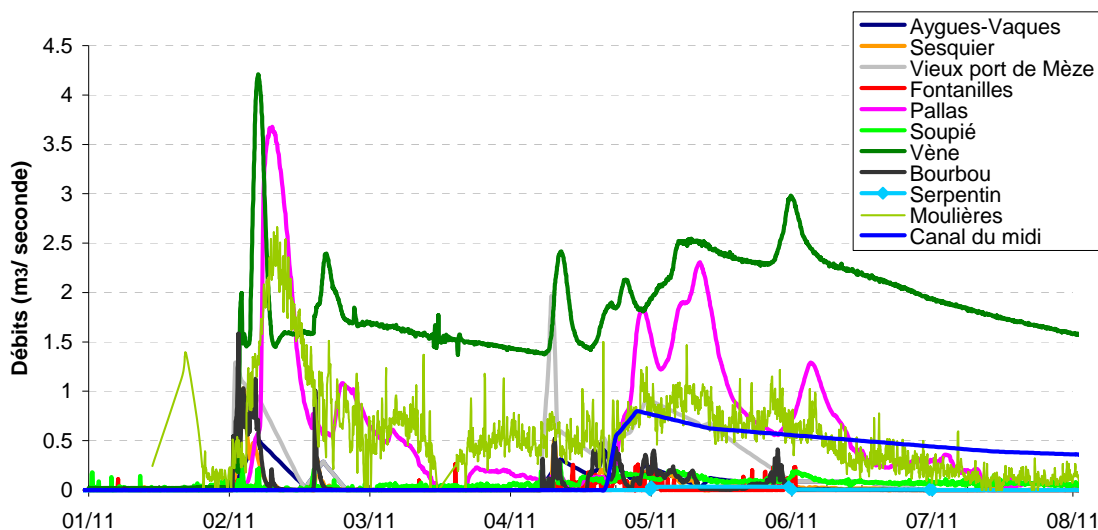


Figure 7 : Débits (m3/s) des différents exutoires suivis en points fixes du 01 au 15/11/2008 (données EGIS/Paperi) et utilisés comme données de forçage du modèle MARS 3 D. Remarques : i) les débits négatifs sont représentés comme étant nuls sur le graphique.

1.4.3. Evènement n°9 du 31 janvier au 4 février 2009

Les résultats de la campagne de suivi de la pluie du 31/01 au 04/02/2009 montrent une réponse des bassins versants relativement rapide et forte à cette pluie peu intense mais persistante, probablement liée à l'état de saturation des sols. Sur le secteur de la Crique de l'Angle suivi :

- la Vène a contribué pour près de 90% des apports en douce mesurés du 30/01/09 au 07/02/09 ; le débit maximum est enregistré dans la matinée du 03/02 avec une valeur de 4.4 m³/s puis diminue lentement en se maintenant au dessus de 1 m³/s jusqu'au 10/02/2009 (Figure 8),
- l'étang des Moulières contribue pour environ 10% de ces apports, avec des débits de plus de 0.5 m³/s pendant plus de 4 jours; le débit maximum enregistré atteint 1.7 m³/s dans l'après-midi du 03/02 (Figure 8),
- l'Agau, le Joncas et les exutoires d'eaux pluviales de Bouzigues Est et Ouest ont relativement peu contribué. Les principaux apports de l'Agau sont mesurés les 02 et 03/02 avec un débit maximum proche de 1 m³/s (Figure 9).

La Figure 8 présente également les débits mesurés à l'exutoire du Canal du Rhône à Sète dans l'étang des eaux blanches. Ces données, bien que sous-échantillonnées par rapport à la

dynamique complexe de cet exutoire, ont été utilisées comme forçage du modèle compte tenu des volumes importants d'eaux apportés ($Q_{\max} \sim 5.5 \text{ m}^3/\text{s}$ le 04/02).

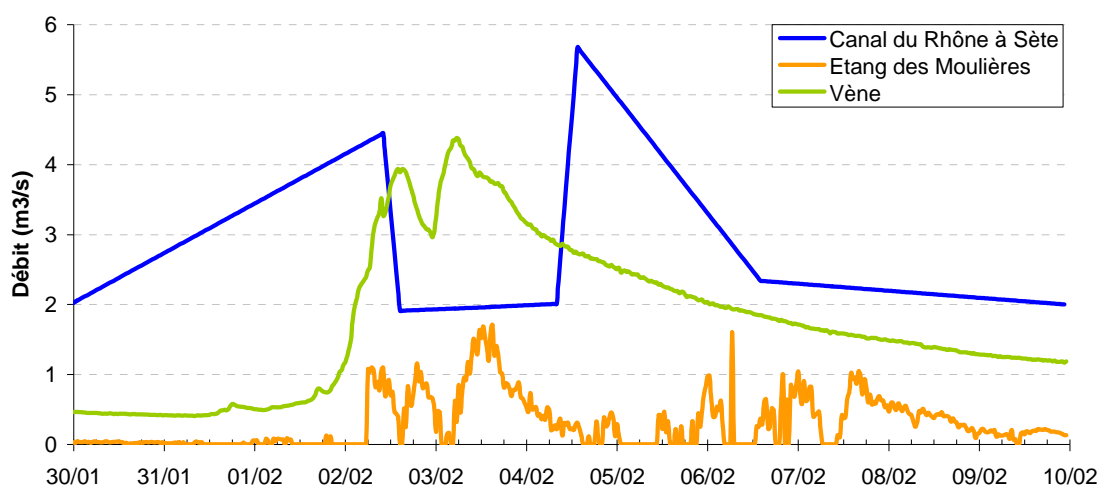


Figure 8. Débits enregistrés au cours de l'épisode n°9 aux exutoires de La Vène, de l'étang des Moulières (données Egis Eau/Paperi).

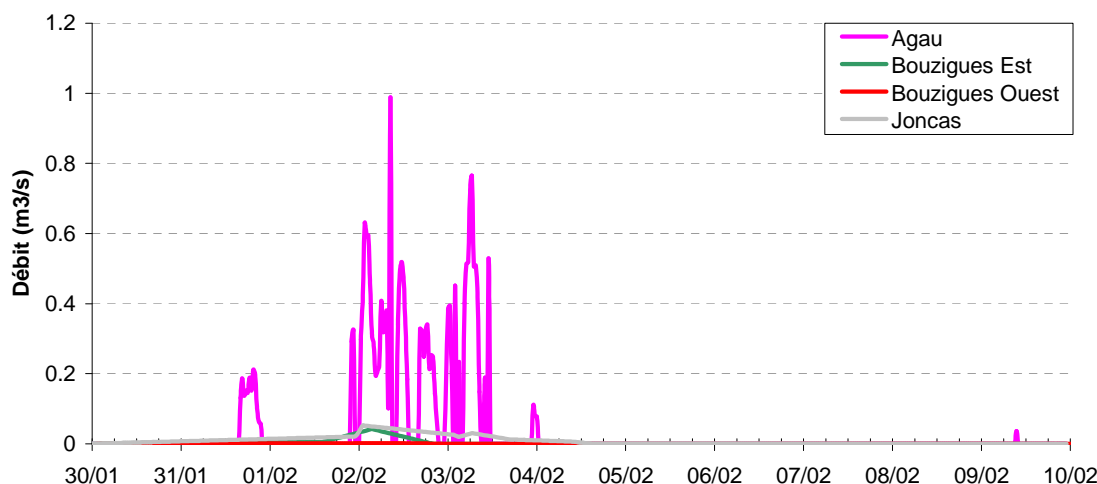


Figure 9. Débits enregistrés au cours de l'épisode aux exutoires de L'Agau, le Joncas et des eaux pluviales des secteurs Ouest et Est de Bouzigues (données Egis Eau/Paperi).

1.5. Flux en *Escherichia coli*

1.5.1. Matériels et Méthodes

Des préleveurs automatiques ont été installés au niveau de l'ensemble des points de débitmétrie continue pour le suivi de l'événement n°7 (Figure 6) et uniquement au niveau des 3 points situés dans la Crique de l'Angle (P57bis, P57triA, P58) pour le suivi de l'événement n°9. Les paramètres de programmation (seuil de déclenchement et stratégie d'échantillonnage) de ces appareils sont présentés dans chaque rapport d'événement. Les échantillons ont été constitués à

partir d'un seul flacon à un pas de temps adapté aux caractéristiques des pluies. Les fréquences initialement envisagées étaient les suivantes:

- 15 à 30 mn pendant les deux premières heures (4 à 8 éch.),
- 2 heures pendant les six heures suivantes (3 éch.),
- 8 heures pendant les seize heures suivantes (2 éch.)
- puis 12 heures (2 éch.).

En complément de ce dispositif, les exutoires ayant fait l'objet de mesures de débits ponctuelles ont été échantillonnés pendant la pluie, à intervalles rapprochés jusqu'à la pointe de débit, et plus espacés pendant la décrue. La fréquence de prélèvement a été adaptée au du type de pluie et au nombre d'exutoire suivis par secteur. Après la pluie, les prélèvements ont été réalisés une fois par jour si l'écoulement les valeurs en *E. coli* étaient significatives. Au total, le nombre d'échantillons initialement prévu était de 3 à 10 par point et par pluie au cours des deux premiers jours de suivi.

Les préleveurs sont isothermes et garnis d'accumulateurs de froid. Les prélèvements ont été réalisés dans des flacons stériles ou au moins soigneusement nettoyés et désinfectés.

Tous les échantillons d'eau prélevés ont fait l'objet d'une recherche et d'un dénombrement de la bactérie *Escherichia coli* (*E. coli*) selon la méthode NF EN ISO 9308-3.

Les flux en *Echerichia coli* ont été calculés par le produit du débit et de la concentration en *Escherichia coli* dans l'eau.

1.5.2. Evènement n°7 du 31 octobre au 6 novembre 2008

La description temporelle des flux instantanés en *E. coli* mesurés au cours de la campagne est présentée sur la **Figure 10**. Dans la nuit du 1er au 2 novembre, les bassins versant du Sesquier, du Bourbou et des pluviaux de Mèze réagissent rapidement aux fortes pluies. Les bassins versants du Pallas et de la Vène se mettent en situation de crue et d'apport maximal avec un temps différé de quelques heures par rapport aux pluies. Les flux atteignent au maximum des valeurs de 5.10^9 *E. coli* /s pour le Sesquier, de $4.5 \cdot 10^9$ *E. coli* /s pour le pluvial de Mèze, de 3.10^9 *E. coli* /s pour le Pallas et la Vène, ou enfin de 2.10^9 *E. coli* /s pour le Bourbou. Si le Sesquier, les pluviaux de Mèze et le Bourbou rejettent des quantités par seconde comparables ou supérieures à celles de la Vène et du Pallas, en revanche ces apports couvrent une fenêtre de temps moins grande (environ 6 h). La Vène et le Pallas apportent des quantités importantes pendant près de 24 h, jusqu'à la soirée du 2 novembre. Sur le secteur de Marseillan, les flux apportés en *E. coli* sont négligeables sur la période du 1er au 3 novembre.

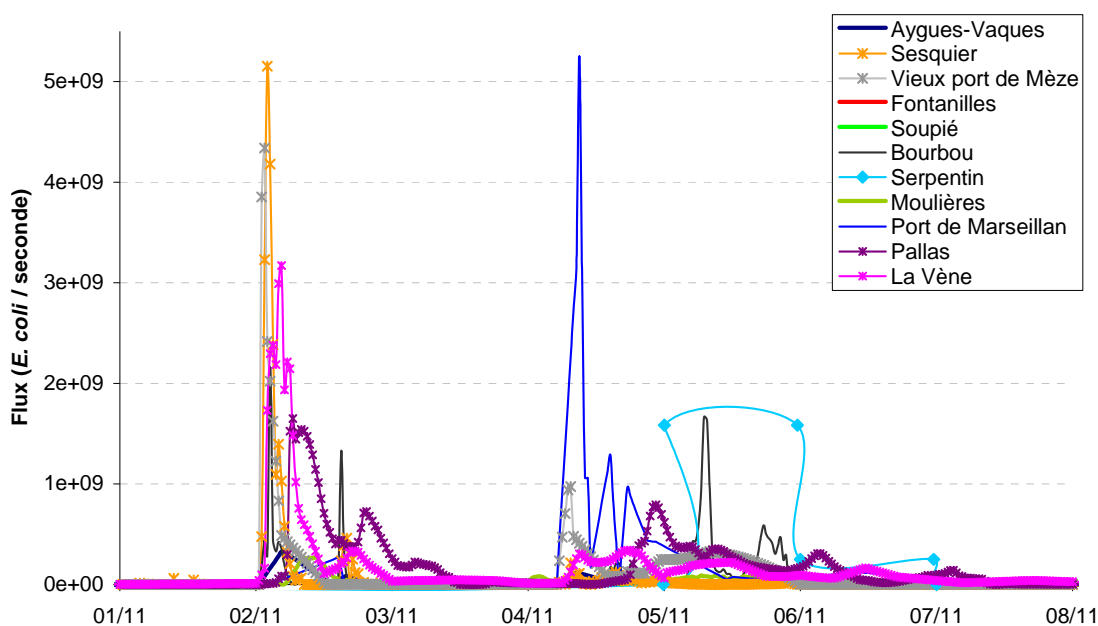


Figure 10 : Flux d'*E. coli* (unités par seconde) mesurés au cours de l'épisode n°7 au niveau des principaux exutoires dans la lagune suivis.

La quantité totale de *E. coli* mesurée au niveau des exutoires suivis et utilisée comme forçage du modèle Mars 3 D est de 14,8 unités Log_{10} (**Figure 11**). Près de 90% de l'apport global en *E. coli* mesuré au cours de cette campagne a été échantillonné en 5 points du bassin de Thau. Il s'agit du nouveau PR Serpentin à Balaruc-les-Bains (24%), du bassin versant du Pallas (16%), de celui de celui de la Vène (15%), de celui du port de plaisance de Marseillan (14%) et de celui du vieux port de Mèze (11%) (**Figure 11**). A noter cependant que les flux mesurés au niveau du Vieux Port de Mèze sont deux fois plus importants que ceux utilisés comme forçage du modèle, les flux mesurés dans la zone technique et la rive droite sud du Vieux Port de Mèze n'ont pas été prises en compte car elles ont été fournies a posteriori. Il est intéressant de noter que le déversement du PR du Serpentin a apporté en quelques heures, a priori à peu près autant d'*E. coli* que les bassins versants du Pallas et de la Vène réunis, en plusieurs jours (Figure 10).

Le centre-ville de Loupian¹ (Bourbou), le Sesquier (Mèze), l'étang des Moulières (Poussan), l'Ayguet-Vaques (Mèze) et le Soupié (Marseillan) contribuent également pour 6% à 1% de l'apport global mesuré.

¹ **Note :** L'analyse conjointe du comportement fondamentalement différent du « bassin versant pilote » du centre-ville de Loupian durant cette campagne, avec les résultats de l'autosurveillance des réseaux d'assainissement indique une probable contamination des eaux pluviales en amont du point de prélèvement, par des débordements répétés du réseau d'eaux usées en amont du PR Eglise de Loupian (situé quelques mètres en-dessous du point de prélèvement). Au moins un débordement du réseau a été constaté par la SDEI le 02/11/08 de 15h à 18h, qui se superpose exactement avec le pic de pollution mesuré cet après-midi là.

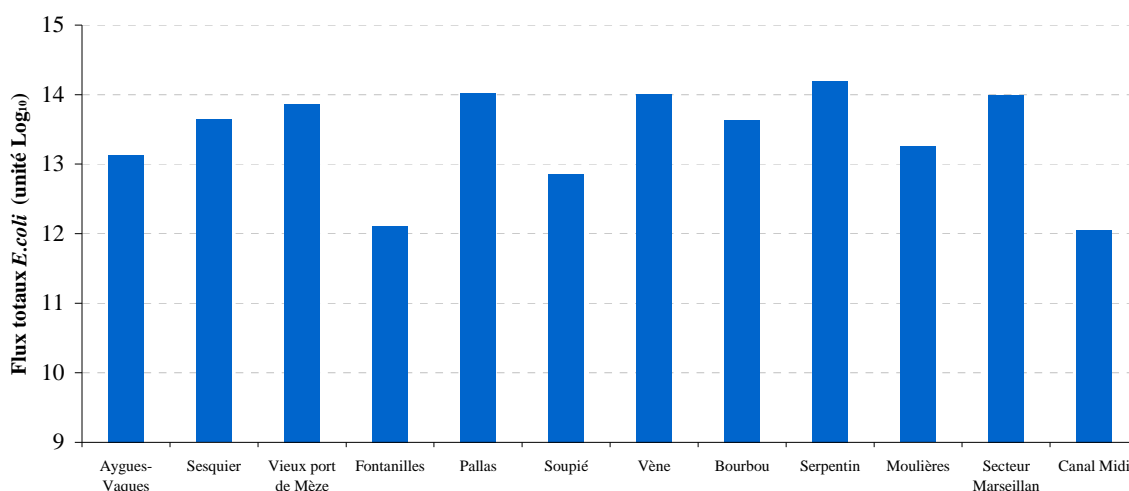


Figure 11 : Flux totaux de *E. coli* (en unité Log₁₀) apportés dans la lagune par les principaux exutoires suivis au cours de l'épisode 7.

D'autre part, les résultats de cette campagne montrent :

- des apports absolus considérables des bassins versants suivis (2 à 15 fois plus d'apports en *E. coli* durant cet épisode pluvieux que lors des épisodes pluvieux précédents cumulés), souvent en accord avec les résultats de l'étape 1 ;
- une réponse des bassins versants spatialisée et très variable dans le temps, en lien avec l'évolution composite et hétérogène de la pluie durant cet épisode (distribution globalement croissante d'Ouest en Est) ; les apports sont ainsi centrés autour des 2, 4 et 5 novembre 2008, en lien avec les 3 pics de pluie enregistrés sur ces mêmes journées. Les flux apportés par l'ensemble des points fixes suivis sur la deuxième période de l'épisode pluviaux (le mardi 4 novembre) sont moins importants en intensité ou en quantité totale apportée d'*E. coli*. La différence entre les quantités d'*E. coli* apportées entre les 2 phases des pluies durant l'épisode pourrait s'expliquer par le lessivage du lit des rivières et du réseau pluvial au cours de la première phase (pluie du 2 novembre), et l'élimination d'une partie du stock d'*E. coli* présent dans le lit des rivières ou le réseau pluvial.
- une contribution des stations d'épuration en *E. coli* importante en situation d'étiage (bruit de fond de la contamination des milieux récepteurs), et négligeable par temps de pluie (< 2% sur cette campagne) ;
- un probable phénomène de déphasage et d'abattement dans les zones humides telles que l'étang du Bagnas ou l'étang des Moulières (mis en évidence également en janvier 2008) ;
- une importante contribution en *E. coli* des réseaux d'eaux pluviales des centres urbains de Mèze et Marseillan², dont les réseaux d'assainissement sont pourtant

² **Note :** Seules ces deux communes situées en bordure de la lagune étaient suivies durant cette campagne de mesures. Néanmoins, la contribution aux apports en *E. coli* de l'ensemble du secteur 1 est imputable à 85% au seul exutoire pluvial du port de plaisance à Marseillan, dont l'apport est

séparatifs. Ces résultats confirment de probables interférences des réseaux d'assainissement eaux usées et eaux pluviales, et/ou un déstockage de bactéries accumulées dans les sédiments des réseaux non curés ;

- une contribution relativement faible des centres-villes de Pomérols et Pinet (par rapport aux apports de Mèze et Marseillan), et plus globalement des bassins versant des Fontanilles, du Soupié, du Canal du Midi et de l'étang du Bagnas.

Le descriptif détaillé des dysfonctionnements des postes de relevage enregistrés au cours de l'événement est détaillé dans le rapport de synthèse de l'étape 2 du projet.

1.5.3. Evènement n°9 du 31 janvier au 4 février 2009

Parmi les sept exutoires échantillonnés au cours de l'épisode n°9 à l'Est de la lagune (Figure 12 et Figure 13), la Vène et l'Agau présentent, à leur exutoire dans la crique de l'Angle, **les flux instantanés d'*E. coli*** les plus importants avec des valeurs atteignant dans la matinée du 02/02 respectivement $5,4 \cdot 10^8$ *E. coli* / seconde et $6,55 \cdot 10^8$ *E. coli* / seconde. Les flux de la Vène se maintiennent au dessus de 10^8 *E. coli* / seconde jusqu'au 5 février tandis que les apports de l'Agau sont négligeables à partir du 3 février. L'étang des Moulières contribue également aux apports d'*E.coli* dans la Crique de l'Angle, les apports sont plus tardifs que ceux de la Vène et de l'Agau, et centrés sur les journées du 3 et du 4 février ; le flux instantané maximum est atteint le 04/02 à 5h30 ($1,45 \cdot 10^8$ *E. coli* / seconde). La contribution du canal du Rhône à Sète est également déphasée par rapport à celle de la Vène et de l'Agau, les flux instantanés d'*E. coli* mesurés à l'exutoire du canal du Rhône à Sète³ dans le petit étang (Etang des eaux blanches) sont significatifs à partir du 4 février, journée au cours de laquelle la valeur maximale proche de $3 \cdot 10^8$ *E. coli* / seconde est enregistrée, puis se maintiennent à des niveaux élevés a priori au moins jusqu'au 6 février 2009.

Environ 80% de l'apport global en *E. coli* mesuré au cours de cette campagne a été échantillonné au niveau des exutoires de la Vène et du canal du Rhône à Sète dans la zone investiguée du bassin de Thau. Ces deux principales sources de contamination de l'épisode ont contribué de manière équivalente, la quantité d'*E. coli* apportée par ces deux exutoires est respectivement de 13,7 et 13,9 unités Log₁₀ de cellules (Figure 14). L'essentiel du reste des apports en *E. coli* a été mesuré à parts à peu près égales aux exutoires des bassins versants de l'étang de l'Agau et des Moulières, avec des apports totaux respectifs respectivement de 13,1 et 13,2 unités Log₁₀ (soit une contribution pour environ 10% chacun des apports mesurés en *E. coli* durant cette campagne de suivi). Le Joncas et le secteur de Bouzigues (réseaux pluviaux Est et Ouest de la commune) apportent de faibles quantités d'*E. coli* à la lagune avec respectivement des quantités totales de 10,7 et 10,8 unités Log₁₀ d'*E. coli*

D'autre part, les résultats de cette campagne ont montré pour cet épisode:

similaire à celui de la Vène ou du Pallas durant cette campagne (15% et 16% des apports totaux respectivement).

³ **Note** : Les résultats de l'échantillonnage réalisé à l'exutoire du canal du Rhône à Sète semblent indiquer un apport potentiellement important de cette zone du bassin de Thau (et donc a priori du secteur de Frontignan). Néanmoins, la dynamique de ce canal, comme celle du canal Royal à Sète, devrait être mieux caractérisée pour appréhender ses apports de manière plus fiable.

- des apports en *E. coli* probablement importants du centre-ville urbain de Balaruc-le-Vieux⁴ (contribution significative du bassin versant de l'Agau) ;
- une contribution a priori prépondérante du secteur de Montbazin ainsi qu'une faible contribution des secteurs de Cournonsec et Gigan aux apports en *E. coli* mesurés à l'exutoire du bassin versant de la Vène ;
- une contribution des réseaux d'eaux pluviales de Bouzigues et Poussan négligeable en *E. coli*, particulièrement au regard des précédents résultats acquis précédemment aux exutoires des réseaux d'eaux pluviales des centres urbains de Mèze et Marseillan;
- une contribution en *E. coli* de la station d'épuration de Montbazin significative en temps sec (bruit de fond de la contamination des milieux récepteurs) et faible en temps de pluie ; négligeable pour la station d'épuration de Gigan en temps sec comme en temps de pluie ; et très importante pour la station de Poussan-Bouzigues en temps sec comme en temps de pluie.

Le descriptif détaillé des dysfonctionnements des postes de relevage enregistrés au cours de l'événement est détaillé dans le rapport de synthèse de l'étape 2 du projet.

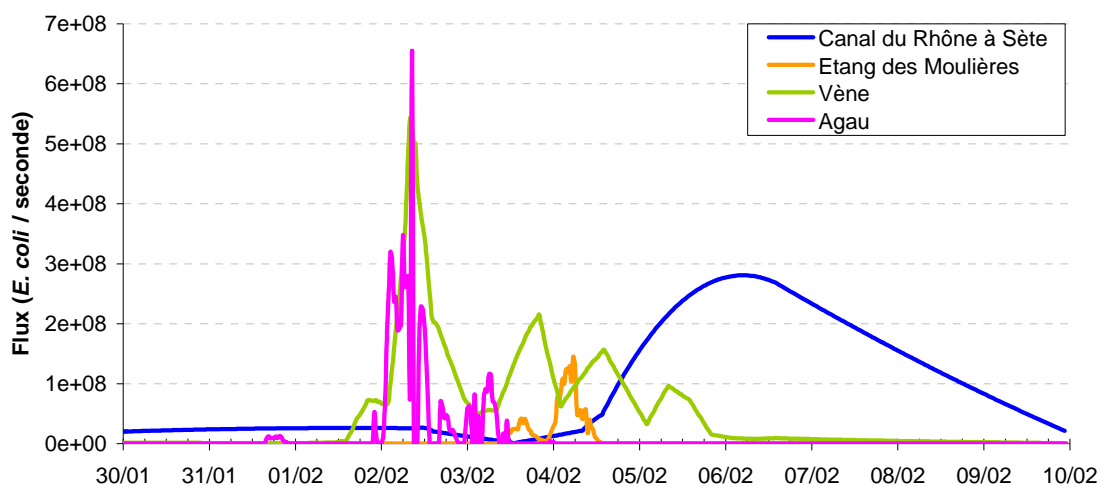


Figure 12. Flux instantanés (*E. coli* / seconde) mesurés au cours de l'épisode n°9 au niveau des exutoires de la Vène, l'Agau, l'étang des Moulières et le canal du Rhône à Sète.

⁴ **Note :** Plus réduits en termes de flux, les apports de l'Agau ont néanmoins été significatifs et plus contaminés en *E. coli* dans la mesure où ce cours d'eau a contribué pour 16% des apports en *E. coli* avec seulement 2% des apports en eau douce. Mais excepté un pic de concentration à 10^5 *E. coli*/100ml atteint le 02/02/09 au matin, les concentrations mesurées restent dans une gamme de concentrations attendues en sortie d'un réseau d'eaux pluviales séparatif d'un tissu urbain discontinu, ici celui de Balaruc-le-Vieux.

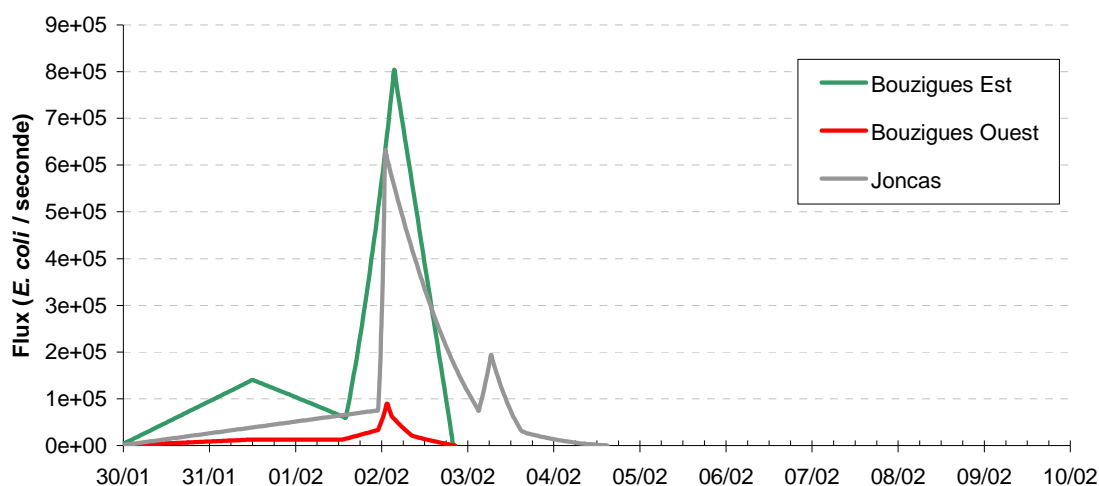


Figure 13. Flux instantanés (*E. coli* / seconde) mesurés au cours de l'épisode n°9 au niveau des exutoires de l'Agau, de Bouzigues Est et Ouest.

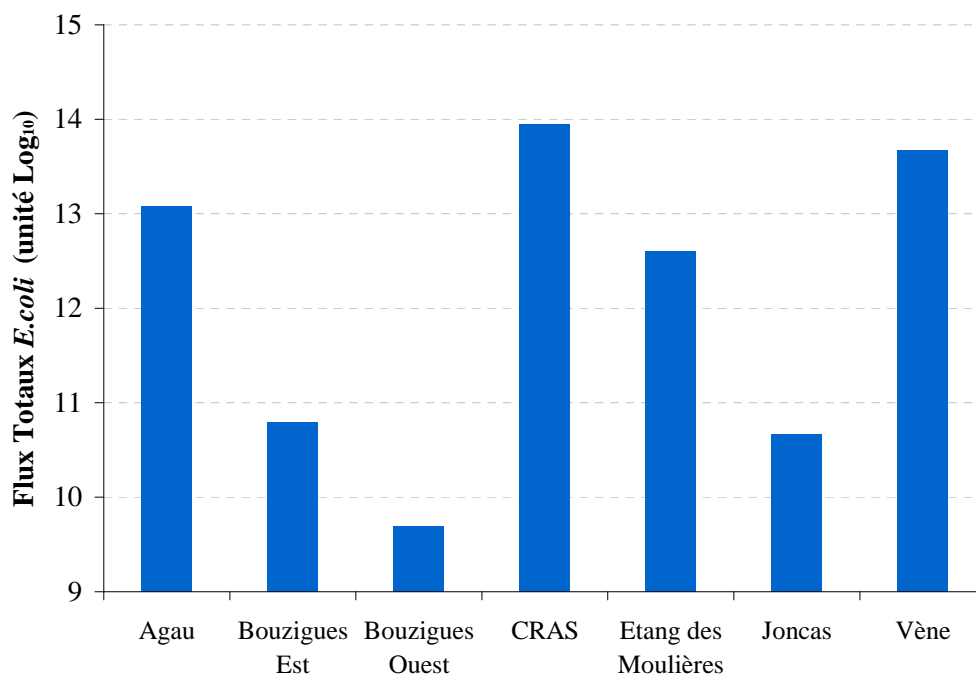


Figure 14. Quantités totales apportées (nombre d'*E. coli* en unité Log₁₀) au cours de l'épisode n°9 par les exutoires de la Vène, l'Agau, l'étang des Moulières, le Joncas, secteur de Bouzigues et le canal du Rhône à Sète (CRAS).

2. Données de calibration et validation

2.1. Localisation des points de suivi ponctuel

2.1.1. Evènement n°7 du 31 octobre au 6 novembre 2008

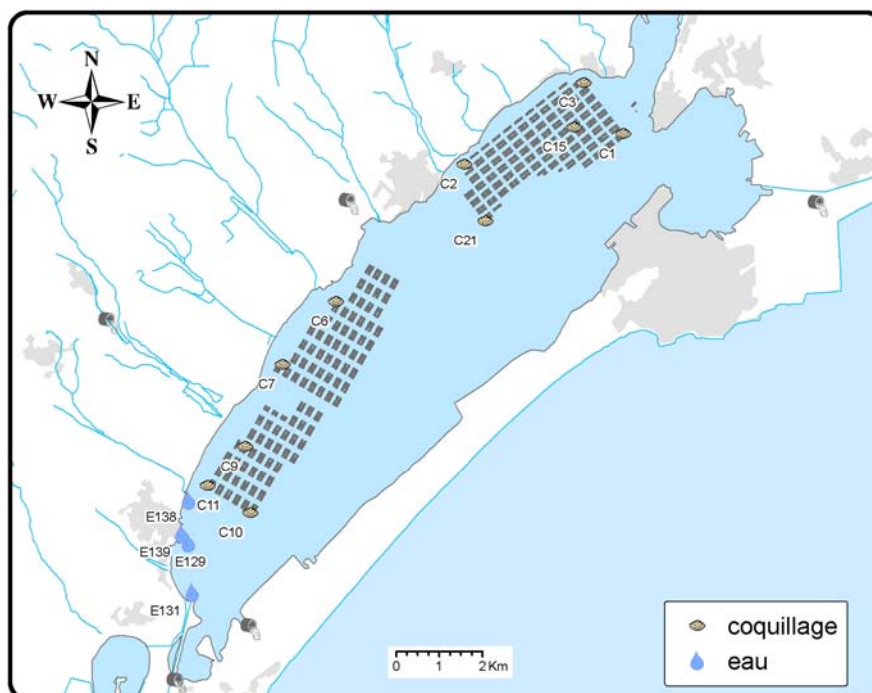


Figure 15. Localisation des points de prélèvement pour l'état initial.

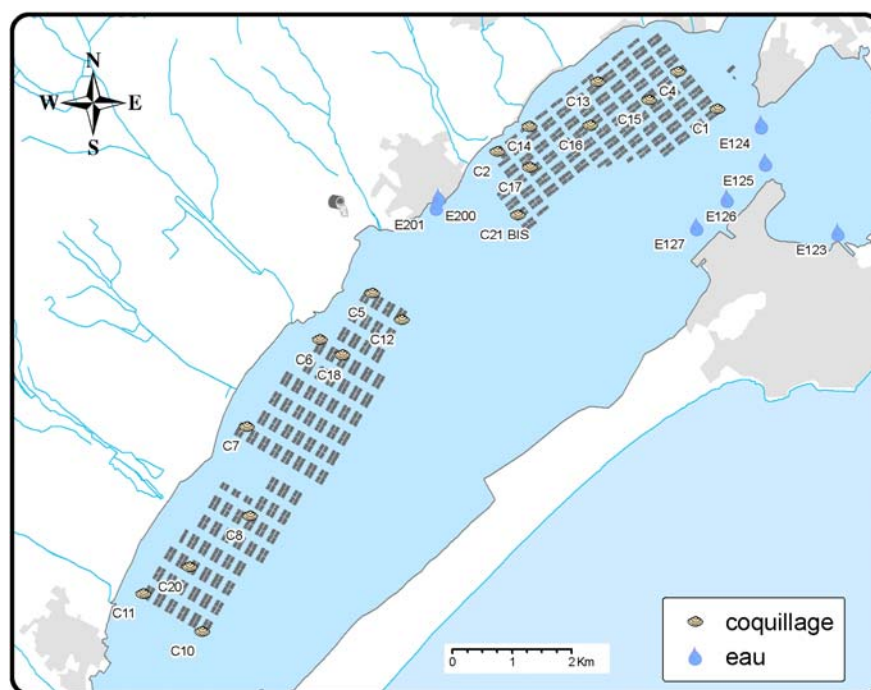


Figure 16. Localisation des points de prélèvement de la stratégie "lagune" et « zoom Sète ».

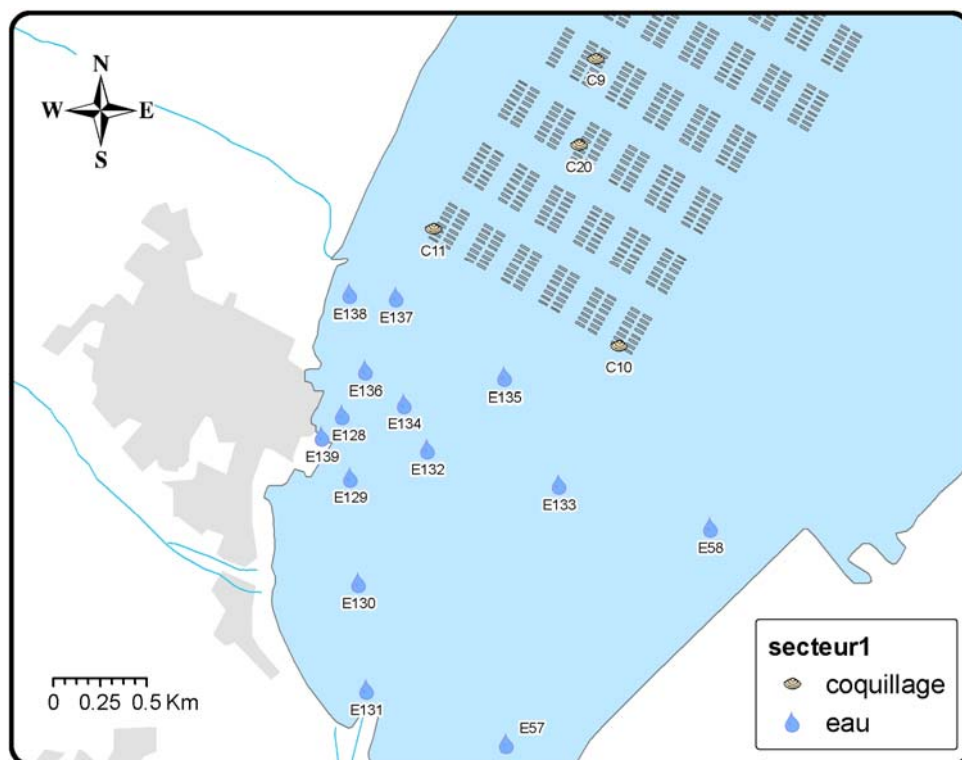


Figure 17. Localisation des points de prélèvement pour le zoom spatial du secteur 1 (« zoom Marseillan »).

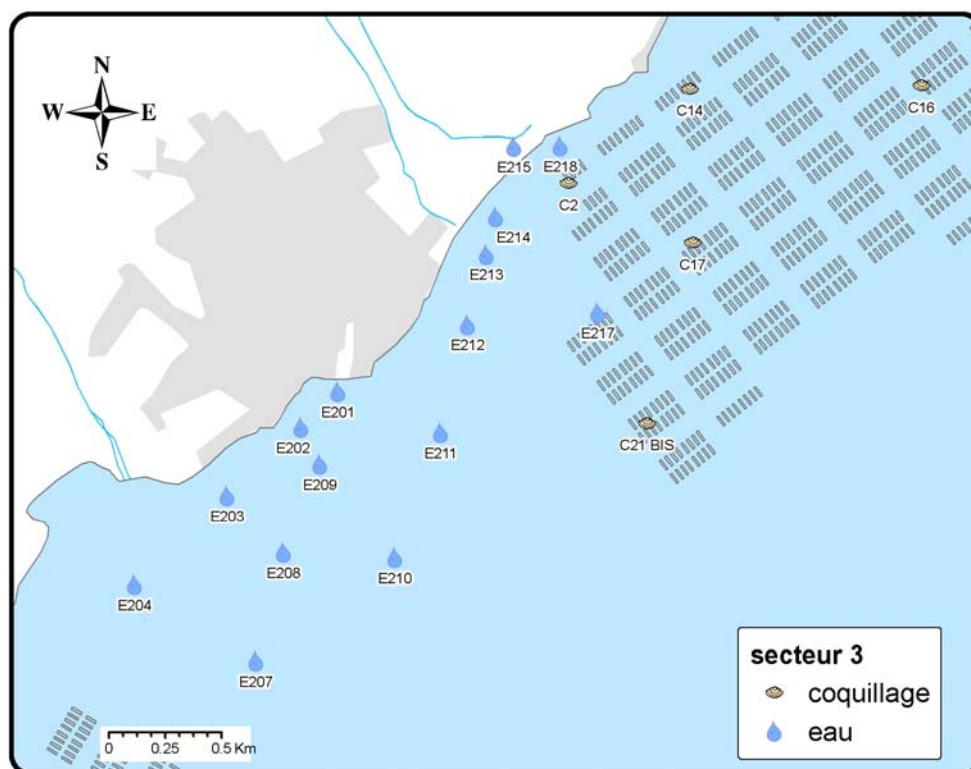


Figure 18. Localisation des points de prélèvement pour le zoom spatial du secteur 3 (« zoom Mèze »).

2.1.2. Evènement n°9 du 31 janvier au 4 février 2009

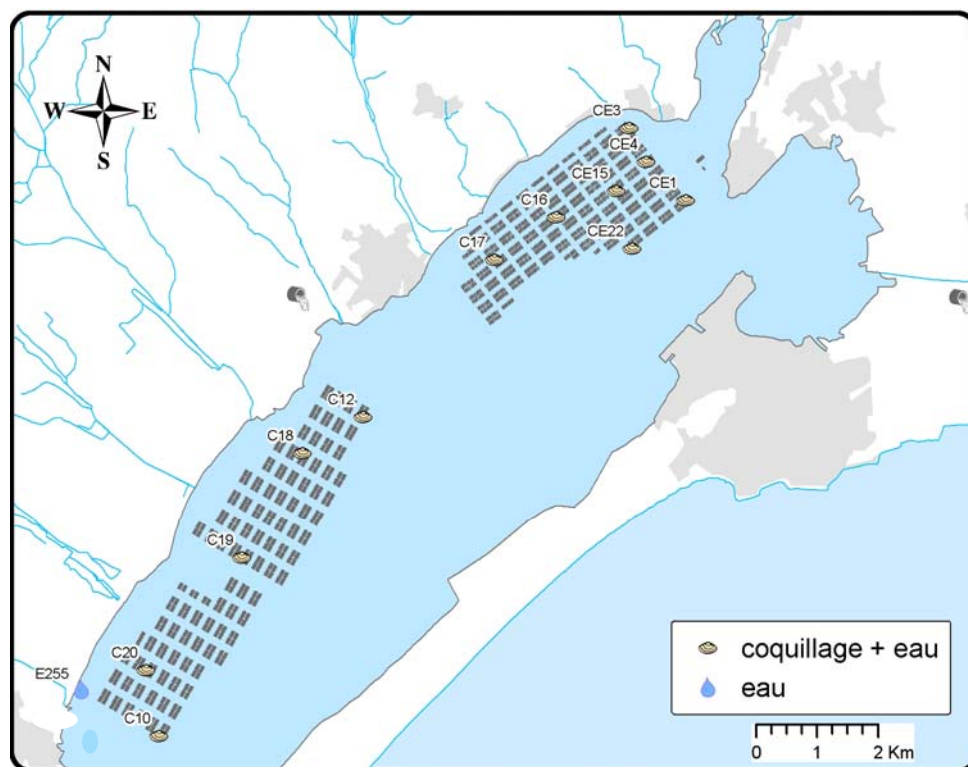


Figure 19. Localisation des points de prélèvement dans les parcs conchylicoles.

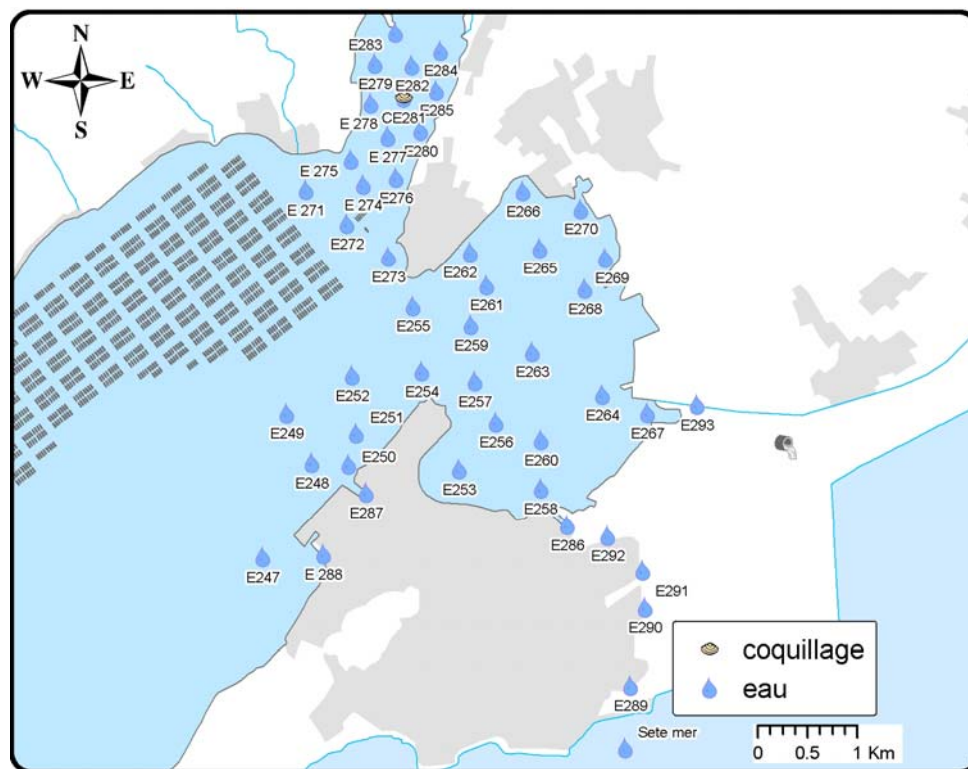


Figure 20. Localisation des points de prélèvement d'eau et de coquillages dans la Crique de l'Angle, dans l'étang des Eaux Blanches et face au Barrou et à l'Ile de Thau.

2.2. Stratégie d'échantillonnage et de mesures ponctuelles

2.2.1. Evènement n°7 du 31 octobre au 6 novembre 2008

La **stratégie de prélèvements d'eau et de coquillages et de mesures hydrologiques ponctuelles** mise en œuvre dans la lagune pour l'évènement n°7 a été la suivante :

- état initial le 31/10/2008 entre 12h30 et 14h30, au niveau de 10 points fixes répartis sur l'ensemble de la zone d'élevage (dont C2 et C10 en sub-surface et en profondeur) et sur 4 points de prélèvements d'eau supplémentaires localisés dans le secteur d'étude n°1 « Marseillan » ciblé par la campagne de suivi (*Figure 20*),
- du 02/11/08 à 17h au 03/11/08 à 11h10 : prélèvements d'eau en surface en vue d'analyses *E. coli* complétés de mesures de la température et de la salinité en surface et profondeur, au niveau des points E200 et E201, localisés respectivement au droit de l'exutoire pluvial du Port de Mèze et à la sortie du Port de Mèze (*Figure 16*). Ces prélèvements et mesures hydrologiques ont été effectués toutes les 2 heures, par une équipe de P2A développement à partir d'une embarcation légère,
- prélèvements en vue d'analyses *E. coli*, complétés de mesures de la température et de la salinité en différents points de la colonne d'eau, par une équipe mixte Ifremer/SMBT à bord de l'embarcation "Gryphéa" :
 - du 03/11 au 08/11 une fois par jour, au niveau de 5 points eau de surface localisés autour de la ville de Sète (« zoom Sète ») : au large du canal Royal, du Barrou et entre la pointe de Balaruc-les-Bains et le Barrou (*Figure 16*),
 - du 03/11 au 08/11 une fois par jour, au niveau de 19 points eau et coquillage de sub-surface, dont 2 points échantillonnés également en profondeur, répartis dans les 3 secteurs conchylicoles de la lagune (« secteur Marseillan », « secteur Mèze » et « secteur Bouzigues ») (*Figure 16*),
 - du 03/11 au 08/11 deux fois par jour, au niveau de 14 à 17 points eau de surface répartis au large de Mèze, et définis dans la stratégie zoom spatial du secteur 3 (« zoom Mèze ») (*Figure 18*),
 - les après-midi des 03, 04 et 05/11, prélèvements complémentaires d'eau et de coquillages au niveau de 6 à 7 points eau et coquillage de surface échantillonnés le matin dans les secteurs conchylicoles de Bouzigues et Mèze,
 - suite aux pluies des 04 et 05/11 survenues sur l'ensemble du bassin versant, le 05/11 au niveau de 14 points eau de surface localisés au large de la vieille ville de Marseillan (« zoom Marseillan ») (*Figure 17*), et du 06/11 au 08/11 au niveau des points eau de surface (E138, E139 et E131),
 - le 10/11, mesures hydrologiques réalisées par le Lycée de la Mer de Sète au niveau de 4 points localisés au droit de l'exutoire de La Vène.

Au total, 21 embarquements ont été effectués dans le cadre de cette campagne, donnant lieu à la réalisation de :

- 52 analyses de dénombrements d'*E. coli* dans des échantillons d'huîtres,
- 250 analyses de dénombrements d'*E. coli* dans des échantillons d'eau,
- environ 300 mesures ponctuelles de la salinité et de la température de l'eau de la lagune.

2.2.2. Evènement n°9 du 31 janvier au 4 février 2009

La stratégie de prélèvements d'eau et de coquillages en vue d'analyses *E. coli* et de mesures hydrologiques ponctuelles mise en œuvre à partir du 1^{er} février 2009 dans la lagune a été la suivante :

- état initial le 30/01/2009 matin, en sub-surface au niveau de 5 points « eau + coquillages » situés à l'Est de la zone conchylicole de Bouzigues (CE1, CE3, CE4, CE15, CE22) et du point CE281 situé au centre de la Crique de l'Angle (table Ifremer), dans la couche superficielle sur 17 points « eau » localisés dans la Crique de l'Angle, dans l'Etang des Eaux Blanches et face au Barrou et à l'Ile de Thau (**Figure 20**),
- le 01/02/09 matin : dans les secteurs de la Crique de l'Angle, de Bouzigues et de l'étang des Eaux Blanches mais sur un nombre limité de points,
- du 02 au 04/02/09 : le matin et l'après-midi dans la Crique de l'Angle et le secteur de Bouzigues ; uniquement le matin dans l'étang des Eaux Blanches et autour de la ville de Sète (**Figure 19**, **Figure 20**),
- le 04/02/09 après-midi : prélèvements complémentaires de coquillages dans le cadre de l'alerte REMI au niveau des points C10, C12, C16, C17, C18, C19 et C20 (**Figure 19**),
- du 05 au 07/02/09 matin : prélèvements et mesures hydrologiques sur les points de la **Figure 19** et la **Figure 20** situés dans l'étang à l'Est de Mèze,
- le 08/02/09 matin : prélèvements et mesures hydrologiques sur les points de la **Figure 19** et la **Figure 20** situés à l'Est de Mèze et uniquement au droit des exutoires pour le secteur dans l'étang des Eaux Blanches et autour de la ville de Sète,
- les 09 et 11/02/09 matin : prélèvements et mesures hydrologiques limités aux secteurs de la Crique de l'Angle et de Bouzigues.

Au total, 24 embarquements (14 Gryphea + 10 Chlamys) ont été effectués dans le cadre de cette campagne, donnant lieu à la réalisation de :

- 130 (+ 7 analyses REMI) analyses de dénombrements d'*E. coli* dans des échantillons d'huîtres,
- environ 400 analyses de dénombrements d'*E. coli* dans des échantillons d'eau,
- et environ 400 mesures ponctuelles de la salinité et de la température de l'eau de la lagune.

2.3. Paramètres suivis

2.3.1. Température et salinité

Les **mesures ponctuelles de la température et de la salinité** dans la lagune ont été réalisées à partir d'embarcation par le LER/LR au moyen de sondes WTW LF 197 S.

Les **mesures à haute fréquence de la température et de la salinité** ont été réalisées par le LER/LR au moyen de (Figure 21):

- quatre sondes de mesures à haute fréquence (acquisition toutes les 10 minutes) TPS35 NKE-MICREL fixées et suspendues sur des tables conchylicoles avant le démarrage de la campagne au niveau de stations fixes suivantes :

	Evènement n°7	Evènement n°9
Sub-surface (à – 1 m)	C11, C9, C2	CE282
Profondeur	C2	CE282

Tableau 4. Localisation des sondes TPS35 NKE-MICREL (stations et niveau) pour le suivi des évènements n°7 et n°9.

- de la sonde hydrologique multi-paramètre "Easyfish" (fréquence d'acquisition de l'ordre de la seconde) tractée par une équipe Ifremer à bord de l'embarcation "Chlamys" le long de transects prédéfinis (**Tableau 5**). Cet outil permet d'acquérir des données hydrologiques géoréférencées par un système de positionnement global différentiel (D-GPS) afin de bien caractériser l'étendue des panaches de dessalure. Les paramètres température et salinité ont été mesurés à haute-fréquence

	Evènement n°7	Evènement n°9
Secteur 3 (face à Mèze)	03/11 et 04/11 matin	
Secteur 4 Crique de l'Angle et Est des parcs de Bouzigues	03/11 après-midi, 05/11 matin, 06/11 matin et après-midi 07/11 matin et 08/11 matin	02 au 05/02/09 : le matin et l'après-midi 106 et 07/02/09 : le matin.

Tableau 5. Localisation des transects de mesures de la sonde Easyfish lors du suivi des évènements n°7 et n°9.

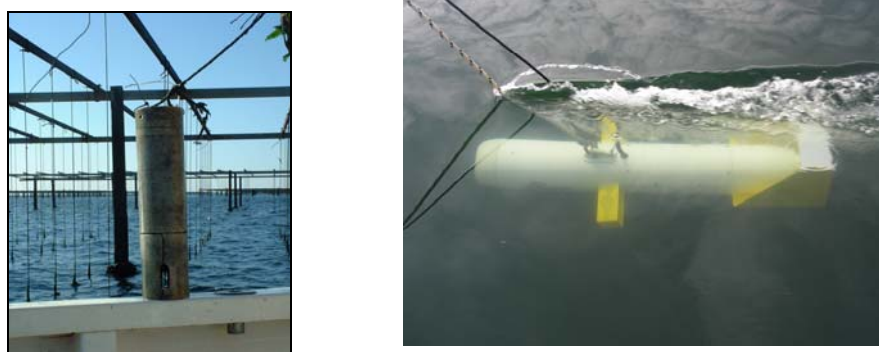


Figure 21 : Capteur/enregistreur TPS(à gauche) et sonde Easyfish (à droite)

2.3.2. *Escherichia coli*

2.3.2.1. Méthodes de prélèvement des échantillons

Les prélèvements d'eau et de coquillages dans la lagune ont été effectués par le LER/LR à partir d'embarcations.

Les prélèvements d'eau pour les analyses microbiologiques (*E.coli*) sont effectués à l'aide d'une perche à prélèvement pour les échantillons de sub-surface et d'une bouteille hydrobios pour les échantillons en profondeur, préalablement rincés au niveau du point de prélèvement. Les échantillons sont transférés, en évitant toute contamination, dans des flacons stériles de 500 mL, identifiés par un numéro unique.

Les prélèvements de coquillages pour les analyses microbiologiques (*E.coli*) sont effectués à partir d'huîtres de taille commerciale (2 à 4), collées ou en pochons et mises à disposition par les conchyliculteurs exploitant les tables concernées par les prélèvements. Les huîtres sont positionnées en sub-surface (21 points) ou en profondeur (2 points). La quantité d'huîtres prélevée est de 10 pour les analyses de *E.coli* et de 20 pour les analyses virales. Les coquillages prélevés sont placés dans des sacs en plastique étanches identifiés par un numéro unique.

Le transport des échantillons d'eau et de coquillages est effectué dans des glacières maintenues par des blocs de froid à une température comprise entre 1 et 4°C pour les échantillons d'eau, et 2 à 15°C pour les échantillons de coquillages. Le délai maximal à ne pas dépasser entre l'heure de prélèvement des échantillons et l'analyse est de 24 heures.

2.3.2.2. Méthodes d'analyses

Les échantillons d'eau ont été analysés selon la méthode normalisée NF EN ISO 9308-3, méthode du nombre le plus probable, miniaturisée pour ensemencement en milieu liquide. L'échantillon d'eau dilué estensemencé dans une série de puits d'une microplaque contenant le milieu de culture MUG (4-méthylumbelliféryl- β -D-glucuronide) déshydraté. Les microplaques sont examinées sous rayonnement ultraviolet à 366 nm dans l'obscurité après une période d'incubation de 36 h minimum et 72 h maximum à 44°C +/- 0.5°C. La présence d'*E. coli* est indiquée par une fluorescence bleue résultant de l'hydrolyse du MUG. Les résultats sont donnés en nombre le plus probable (NPP) par 100 mL (Afnor, 1999).

Les échantillons de coquillages ont été analysés selon la méthode normalisée NF V08-106 (Afnor, 2002), technique indirecte par impédancemétrie directe de dénombrement des *E. coli*

dans les coquillages vivants. Après broyage et décantation 15 à 30 minutes d'une suspension composée de 75 à 100 g de chair et de liquide intervalvaire de coquillages diluée au 1/3 dans du tryptone sel, une dilution au 1/10^{ème} de cette suspension est introduite dans deux cellules de milieux de culture sélectif Bac Trac. Les cellules de milieux équipées d'électrodes sont ensuite incubées à 44°C dans l'auto-analyseur microbiologique Bac Trac 4300, qui mesure en continu la variation d'impédance du milieu induite par la croissance des *E. coli*. La variation de conductance du milieu de culture, en fonction du temps, est comparable à une courbe de croissance microbienne classique. La durée de la phase de latence (exprimée à travers le temps de détection) est proportionnelle au nombre de bactériesensemencées initialement dans le milieu.

Les analyses de recherche et de dénombrement des *Escherichia coli* dans les échantillons ont été effectuées par des laboratoires accrédités COFRAC (Ifremer Sète, LDV 34).