

Département Océanographie et Dynamique des Ecosystèmes
Laboratoire Environnement & Ressources Morbihan-Pays de Loire
La Trinité sur mer

TREGUIER Cathy,
HITIER Benoist

2013 – RST/LER/MPL/13.03

Recherche de l'origine de la contamination microbiologique en rivière de Pénerf

Partie 2 - Hiérarchisation des flux et modélisation de la contamination



Photo aérienne de la rivière de Pénerf - © David Ledan/SIAGM.

Fiche documentaire

<p>Numéro d'identification du rapport : RST/LER/MPL/13.03</p> <p>Diffusion : libre <input type="checkbox"/> restreinte X <input checked="" type="checkbox"/> interdite <input type="checkbox"/></p> <p>Validé par : Anne Pellouin-Grouhel</p>	<p>date de publication : mars 2013</p> <p>nombre de pages : 55</p> <p>bibliographie (Oui / Non)</p> <p>illustration(s) : 35 figures, 6 tableaux</p> <p>langue du rapport : Française</p>
<p>Titre et sous-titre du rapport : Recherche de l'origine de la contamination microbiologique en rivière de Pénerf. Partie 2 : Hiérarchisation des flux et modélisation de la contamination</p>	
<p>Auteur(s) principal(aux) : TREGUIER Cathy HITIER Benoist</p>	<p>Organisme / Direction / Service, laboratoire Ifremer/LER/MPL/la Trinité/mer.</p>
<p>Collaborateur(s) : ALLENOU Jean-Pierre MANACH Soazig RETHO Michaël GABELLEC Raoul CHAUVIN Jacky</p>	<p>Organisme / Direction / Service, laboratoire Ifremer/LER/MPL/la Trinité/mer.</p>
<p>Cadre de la recherche : Programme : REMI</p> <p>Projet : Etudes microbiologiques locales Autres (préciser) :</p>	

Résumé :

Dans le cadre de la recherche de l'origine des contaminations en rivière de Penerf, une étude a été menée en partenariat entre l'Ifremer et le SIAGM de juillet 2010 à décembre 2011.

Des échantillons d'eau douce aux 8 principaux exutoires, ainsi que des coquillages ont été prélevés à une fréquence bimensuelle afin de dénombrer les indicateurs de contamination fécale *Escherichia coli*. Le calcul des débits au niveau du bassin versant a permis de reconstituer les flux de bactéries fécales provenant des exutoires étudiés.

La contamination des points de prélèvement coquillages situés plus en amont s'avère être supérieure, en moyenne, à la contamination des points REMI situés en aval. Cependant, aucune relation statistique significative n'a pu être mise en évidence entre les résultats de colimétrie de ces différents points.

La hiérarchisation de ces flux a permis d'identifier les secteurs les plus contributifs, l'Epinais et la Drayac. Cependant, les proportions observées sur ces deux exutoires varient en fonction des mois de l'année et de la pluviométrie. Ainsi, l'Epinais représente près de 50 % des apports par temps sec et la Drayac contribue à 40 % du flux total par temps de pluie.

Un modèle hydrodynamique de l'estuaire de Penerf a été construit afin de modéliser les flux issus des différents exutoires.

Ce modèle permet d'estimer correctement les concentrations en *E.coli* dans l'estuaire durant la période hivernale, mais les sous-estime en été. Ce résultat peut être dû à des sources de contaminations saisonnières, non prises en compte par le modèle.

Enfin, le panache maximum de chaque rejet a pu être représenté géographiquement afin de connaître son impact sur les zones conchylicoles. Les contaminations les plus significatives sont observées, pour le point Pentes par le rejet du Born, et sur le point Port Groix, par le Loc et la Drayac.

Mots-clés :

Contamination fécale, *Escherichia coli*, bassin versant, Penerf, flux, qualité des zones de production conchylicoles, modélisation

Commentaire :

SOMMAIRE

1	INTRODUCTION	6
2	PRESENTATION DU SECTEUR D'ETUDE	6
2.1	<i>Situation géographique.....</i>	6
2.2	<i>Sources de contamination.....</i>	7
3	CALCUL ET HIERARCHISATION DES FLUX	8
3.1	<i>MATERIEL ET METHODES.....</i>	8
3.1.1	Points de prélèvement	8
3.1.2	Analyses	10
3.1.3	Acquisition de données haute fréquence	11
3.1.4	Mesure des débits	11
3.1.5	Reconstitution des flux journaliers d'E.coli	12
3.2	<i>RESULTATS DE COLIMETRIE DANS L'EAU.....</i>	12
3.3	<i>RESULTATS DE COLIMETRIE DANS LES COQUILLAGES</i>	13
3.3.1	Comparaison entre les points coquillages	13
3.3.2	Saisonnalité des contaminations.....	15
3.4	<i>DONNEES HAUTE FREQUENCE DE SALINITE</i>	17
3.5	<i>HIERARCHISATION DES FLUX BACTERIENS.....</i>	19
3.5.1	Reconstitution des concentrations en E. coli.....	19
3.5.2	Reconstitution des flux bactériens.....	21
3.5.3	Relations entre flux bactériens et contamination des coquillages	21
3.5.4	Contribution de chaque sous-bassin versant au flux total	22
3.5.5	Caractérisation des flux en fonction des mois	23
3.5.6	Caractérisation des flux en fonction de la pluviométrie	24
3.6	<i>SYNTHESE DES OBSERVATIONS.....</i>	25
4	IMPACT DES FLUX SUR LES ZONES CONCHYLICOLES PAR MODELISATION.....	27
4.1	<i>DESCRIPTION DU MODELE</i>	27
4.2	<i>VALIDATION DU MODELE.....</i>	28
4.2.1	Validation des hauteurs d'eau	29
4.2.2	Validation des vitesses de courant.....	29
4.2.3	Validation de la salinité	30

4.3	<i>MODELISATION DES FLUX DE BACTERIES FECALES</i>	31
4.3.1	Comparaison des concentrations en E.coli calculées et observées sur les points de prélèvement, et contribution relative de chaque rejet	32
4.3.2	Panaches maximum par rejet.....	42
4.4	<i>SYNTHESE DES OBSERVATIONS</i>	50
5	DISCUSSION - CONCLUSION	51
	BIBLIOGRAPHIE	55
	ANNEXES	57

1 INTRODUCTION

La dégradation de la qualité sanitaire des zones de production de coquillages de la rivière de Pénérf, illustrée par la multiplication des alertes microbiologiques ont conduit le SIAGM¹ à engager, depuis 2009, une démarche de reconquête de la qualité des eaux de l'estuaire.

Une étude préliminaire (Tréguier *et al.*, 2010) avait permis :

- de dresser un état des lieux des sources de contamination potentielles dans ce secteur,
- d'effectuer une caractérisation spatiale et temporelle des contaminations identifiées, à partir des résultats des différents réseaux de surveillance existants (réseau microbiologique REMI de l'Ifremer, réseau eaux « estuaires bretons » de la DDTM, et réseau « eaux douces » du SIAGM).

Cette étude avait conclu à la nécessité de renforcer les suivis existants afin de couvrir l'ensemble du territoire. De plus, les débits des cours d'eau, indispensables pour estimer les flux de bactéries, n'étaient pas disponibles en l'absence de station de mesure automatisée.

Afin de compléter les connaissances, l'Ifremer et le SIAGM ont mené, en partenariat, une étude visant à acquérir des données nécessaires à une caractérisation précise des flux de bactéries impactant les zones conchylicoles de la rivière de Pénérf.

Les objectifs principaux de cette étude sont de (i) estimer les flux de bactéries issues de chacun des principaux sous-bassins versants de l'estuaire, (ii) hiérarchiser ces flux, (iii) estimer leur impact respectif sur les zones conchylicoles grâce à l'utilisation d'un modèle hydrodynamique.

2 PRESENTATION DU SECTEUR D'ETUDE

Le secteur géographique étudié a fait l'objet d'une présentation détaillée au cours de la phase I de la présente étude (Tréguier *et al.*, 2010). Ne seront rappelés ici que les éléments principaux.

2.1 Situation géographique

Le bassin versant côtier de la rivière de Pénérf est situé en Bretagne sud, sur la façade littorale du Morbihan, entre le golfe du Morbihan à l'ouest et l'estuaire de la Vilaine à l'est (figure 1).

Il s'étend sur une superficie de 136 Km², la partie estuarienne couvrant environ 20 Km².

¹ SIAGM : Syndicat Intercommunal d'Aménagement du Golfe du Morbihan



Figure 1 : Localisation géographique du bassin versant de la rivière de Pénerf.

2.2 Sources de contamination

La figure 2 résume les principales sources de contamination relevées au cours de la première phase de l'étude.

Le territoire est principalement rural en amont du bassin versant et beaucoup plus urbain en aval avec deux communes très touristiques le Tour du Parc et Damgan. En amont sont recensées de nombreuses exploitations agricoles, ainsi que quelques industries agro-alimentaires.

Enfin, 5 stations d'épurations rejettent leur effluent dans l'estuaire, et une station (Damgan) rejette directement en mer.

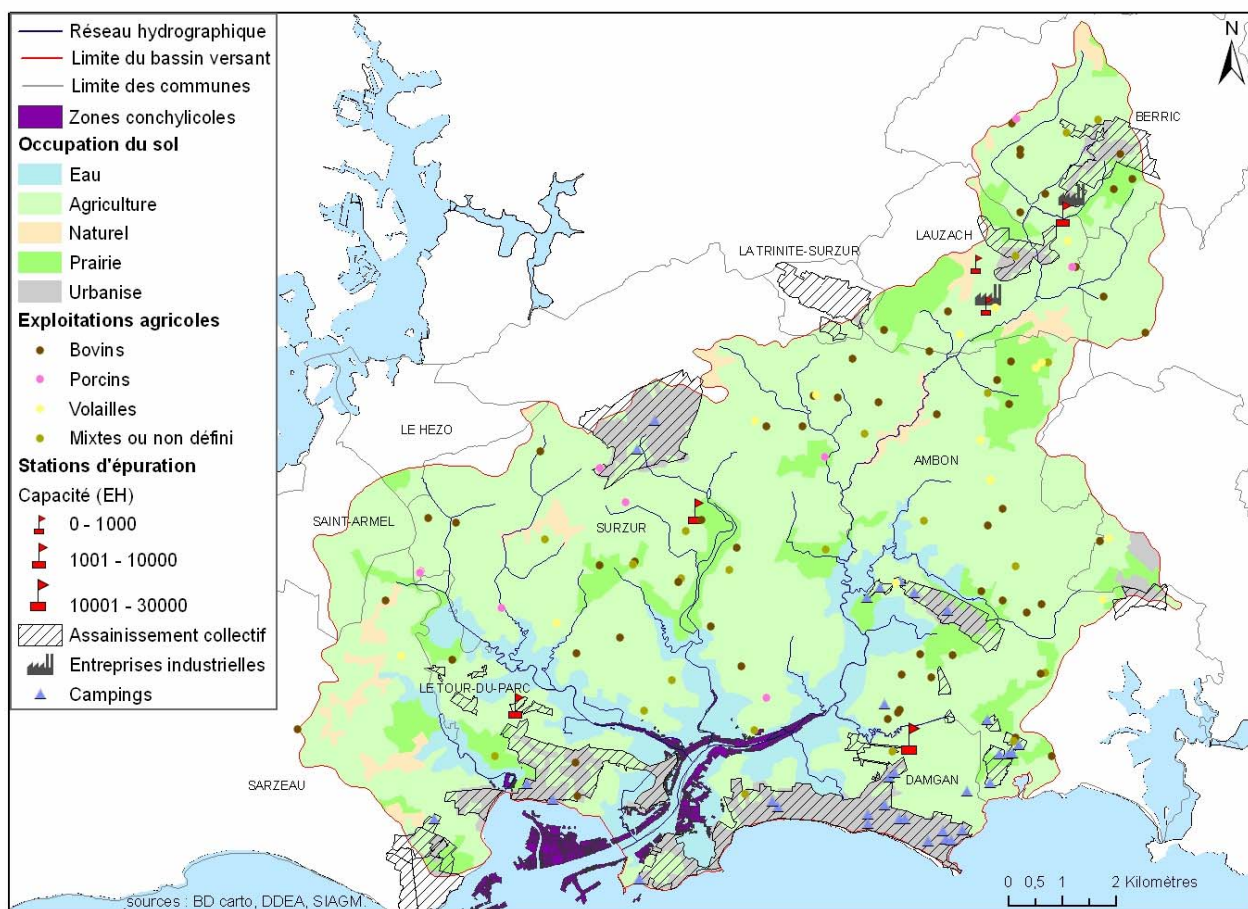


Figure 2 : Principales sources de pollution potentielles sur le bassin versant de Pénérf.

3 CALCUL ET HIERARCHISATION DES FLUX

3.1 MATERIEL ET METHODES

Le suivi complémentaire prévu en rivière de Pénérf, a été réalisé du mois d'août 2010 au mois de septembre 2011 selon une fréquence bimensuelle. L'échantillonnage s'est ensuite poursuivi avec une fréquence mensuelle entre octobre et décembre 2011. Ce suivi portait sur trois domaines différents, le dénombrement des *Escherichia coli* dans l'eau douce et dans les coquillages, et les mesures haute fréquence de salinité dans l'estuaire.

3.1.1 Points de prélèvement

3.1.1.1 Eaux douces

Trois points du réseau de suivi (comportant 8 points) mis en place par le SIAGM dès 2006, ont été conservés et complétés par 5 points supplémentaires (figure 3) permettant de couvrir les principaux exutoires arrivant dans l'estuaire.

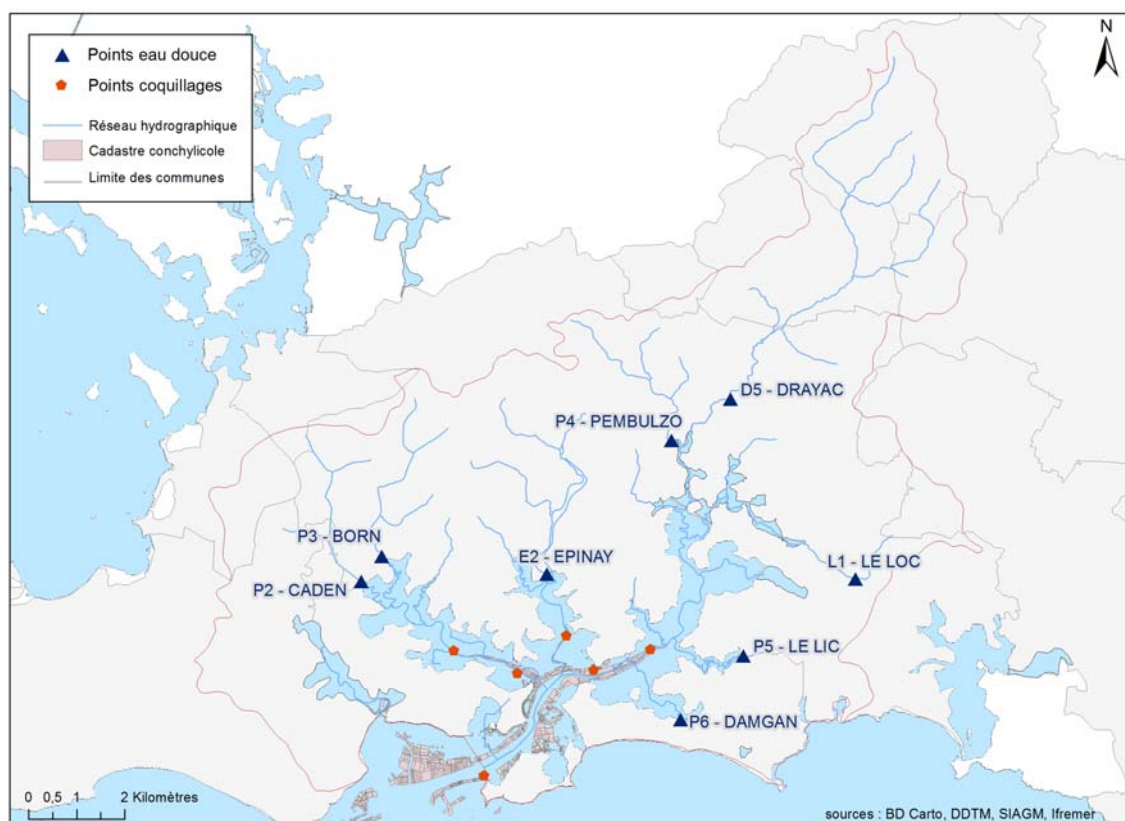


Figure 3 : Points de suivi du réseau eaux douces

Les points du réseau de suivi initial utilisés lors de cette étude sont :

- La Drayac (D5) : Exutoire du cours d'eau principal du bassin versant au lieu dit « Le Scoff »
- L'Epiny (E2) : Exutoire du ruisseau de l'Epiny recevant les effluents de la station d'épuration de Surzur
- Le Loc (L1) : Exutoire du ruisseau du Loc sur la commune d'Ambon.

Les points suivants ont été ajoutés sur les principaux cours d'eau :

- Etier de Caden (P2)
- Le Born (P3)
- Pembulzo (P4)
- Le Lic (P5)
- Exutoire pluvial de Damgan (P6)

Les prélèvements d'eau ont été réalisés et acheminés par le SIAGM en glacière isotherme vers le Laboratoire Départemental d'Analyses du Morbihan à Saint Avé.

3.1.1.2 Coquillages

Le réseau REMI en rivière de Pénérf comprend trois stations de prélèvement, Le Diben, Pentes et Port Groix. Seuls ces deux derniers points, régulièrement impactés par les contaminations microbiologiques, ont été utilisés dans le cadre de la présente étude. Ce réseau a été complété par trois stations de coquillages supplémentaires afin d'acquérir des données sur la qualité microbiologique des trois principaux bras de l'estuaire : «Pont Neuf» situé dans l'étier de Sarzeau, «L'Épinay» dans l'étier du même nom, et «Pénérf Amont» situé dans le bras principal de l'estuaire (Figure 4).

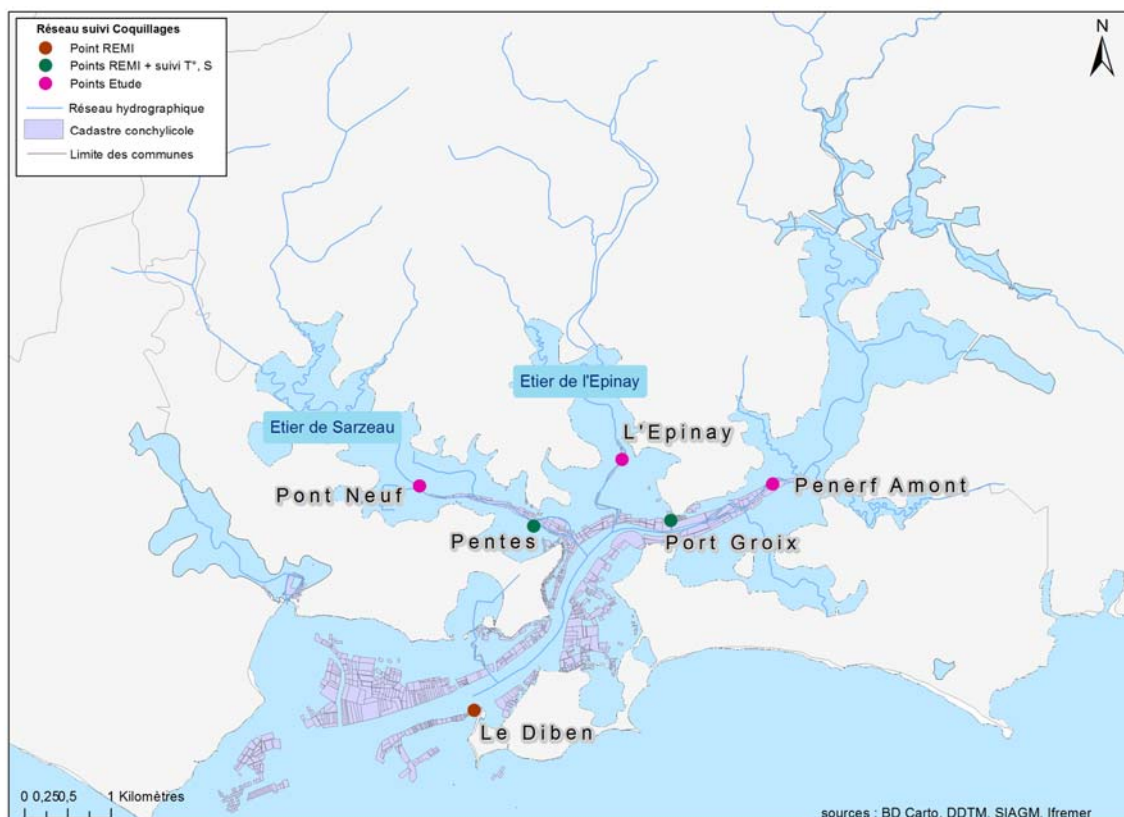


Figure 4 : Points de prélèvement du réseau coquillages

Les prélèvements ont été réalisés par le laboratoire LER/MPL de la Trinité/mer pour les stations communes avec le réseau REMI, et par le SIAGM pour les stations supplémentaires. Ils ont été acheminés vers le laboratoire LER/MPL de la Trinité/mer en glacière isotherme, alternativement par le SIAGM et l'Ifremer.

3.1.2 Analyses

3.1.2.1 Analyses d'eau

Le dénombrement des *Escherichia coli* dans l'eau a été réalisé au Laboratoire Départemental d'Analyses du Morbihan selon la technique des microplaques (norme NF EN ISO 9308-3).

Les résultats sont exprimés en nombre d' *E. coli* pour 100ml d'eau.

3.1.2.2 Analyses de coquillages

Le dénombrement des *Escherichia coli* dans les coquillages a été réalisé par le laboratoire LER/MPL de l'Ifremer, selon la norme NF V 08-106 intitulée "Dénombrement des *Escherichia coli* présumés dans les coquillages vivants – Technique indirecte par impédancemétrie directe". Les résultats sont exprimés en nombre d'*E. coli* pour 100 grammes de chair et de liquide intervalvaire (CLI).

3.1.3 Acquisition de données haute fréquence

Afin de mesurer en continu la salinité dans l'estuaire, et de pouvoir détecter les éventuelles dessalures, une sonde de mesure haute fréquence Température, Pression et Salinité (TPS) a été installée sur les deux points du réseau REMI, «Port Groix» et «Pentes» (Photo 1). Cette sonde était nettoyée lors de chaque prélèvement REMI et vérifiée métrologiquement à intervalles de temps réguliers.

La fréquence d'acquisition des données a été fixée à 20 minutes, soit 3 mesures par heure.



Sonde de mesure placée dans une poche sous la table ostréicole

Photo 1 : Table ostréicole à Pentes avec sonde de mesure de température et salinité

Les données acquises par les sondes étaient déchargées sur un ordinateur à chaque retour de la sonde au laboratoire.

3.1.4 Mesure des débits

La mesure du débit a été réalisée par le SIAGM au point D5 – La Drayac (au lieu dit « Le Scloff ») à partir du 19 novembre 2010. Les débits des autres sous bassins versants ont ensuite été calculés en fonction de leur surface relative par rapport à ce sous-bassin, en divisant le débit par le rapport de surface donné dans le tableau 1.

Sous-bassin versant	Drayac	Etier de Caden	Le Born	Pembulzo	Le Loc	Damgan	Le Lic	Epinay
Surface (Km ²)	23,4	10,4	5,9	6,0	4,6	1,6	1,3	11,9
Rapport de surface Surf. Drayac/Surf. sous BV	1	2.3	3.9	3.9	5.0	14.6	17.7	2.0

Tableau 1: Rapport de surface des différents sous-bassins versants

3.1.5 Reconstitution des flux journaliers d'*E.coli*

Afin de disposer de données suffisantes pour hiérarchiser les flux des différents sous-bassins versants et les comparer entre eux, il était nécessaire de reconstituer les flux journaliers d'*Escherichia coli* sur toute la durée de l'étude. Nous avons recherché un modèle explicatif de la concentration de l'eau en *E.coli*. Cette concentration dépend principalement de deux variables environnementales (Allenou *et al.*, 2012) :

- la pluie efficace représentant les apports par ruissellement de surface, donnée par le produit entre la pluie cumulée des 24 h précédent le prélèvement, et la pluie cumulée sur le mois précédent le prélèvement,
- Le débit du cours d'eau.

Selon l'hypothèse de linéarité de l'effet des facteurs, le modèle linéaire général sera :

$$[E.coli]_{\text{eau}} = \alpha(\text{PluieJ-1} * \text{PluieCum_1M}) + \beta \text{PluieJ-1} + \delta (1/\text{Débit}) + \gamma$$

Les concentrations en *E. coli* calculées par le modèle sont ensuite comparées aux concentrations effectivement mesurées afin de vérifier la validité des données.

Les concentrations sont enfin multipliées par les débits du sous-bassin versant correspondant, afin d'estimer le flux en *E. coli*.

3.2 RESULTATS DE COLIMETRIE DANS L'EAU

La moyenne géométrique des résultats de dénombrement d'*E.coli* pour chaque point, ainsi que les valeurs minimum et maximum sont présentées dans le tableau 2. Le graphique des moyennes et des intervalles de confiance à 95% pour chaque point est représenté sur la figure 5.

Point	Nombre d'observations	Moyenne géométrique	Minimum	Maximum
Caden (P2)	29	536	38	8210
Born (P3)	29	940	38	15199
Epinay (E2)	16	2021	250	9200
Pembulzo (P4)	20	962	78	78901
Drayac (D5)	17	925	38	10790
Le Loc (L1)	12	1047	250	6520
Le Lic (P5)	20	560	58	42730
Damgan (P6)	27	3232	305	63979

Tableau 2 : Valeurs statistiques des résultats de colimétrie dans l'eau (en *E.coli*/100ml)

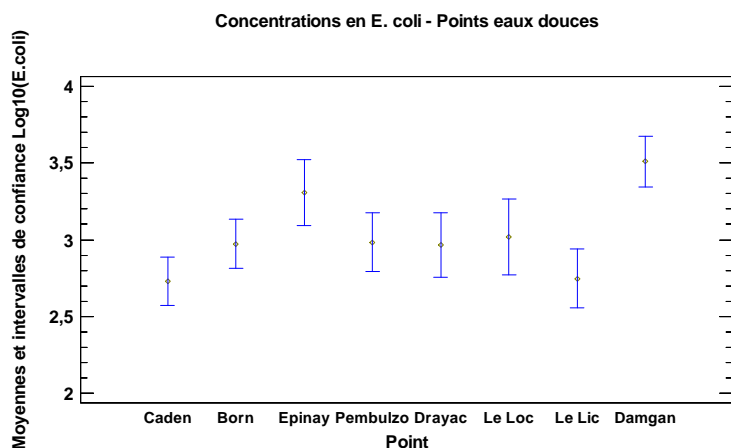


Figure 5 : Moyennes et intervalles de confiance à 95% des résultats de colimétrie sur les points eaux douces

Le pluviel de Damgan (P6) présente les résultats les plus élevés aussi bien en moyenne qu'en valeur maximale. La moyenne est statistiquement plus élevée (selon la procédure des différences significatives minimales de Fisher LSD) que celle des autres points.

Les points Caden (P2) et le Lic (P5) présentent des résultats significativement inférieurs à ceux des autres points.

Les résultats extrêmes, c'est-à-dire supérieurs à 20 000 *E.coli*/100ml sont représentés dans le tableau 3.

Date	Pluie Veille	Epinay	Pembroz	Drayac	Loc	Lic	Damgan
11/08/2010	0		23690				46690
07/09/2010	8,5						63980
08/11/2010	9,9		78900				
16/06/2011	5,8						20850
12/09/2011	6,1					42730	60780

Tableau 3 : Valeurs extrêmes de colimétrie dans l'eau relevées lors de l'étude (en *E.coli*/100ml)

Le point Damgan est celui qui présente le plus de résultats supérieurs à 20 000 *E.coli*/100ml. Ces valeurs attestent d'une contamination régulière de cet exutoire.

3.3 RESULTATS DE COLIMETRIE DANS LES COQUILLAGES

3.3.1 Comparaison entre les points coquillages

Les résultats obtenus sur les 5 points de prélèvement coquillages sont présentés selon le pourcentage de résultats obtenus dans chaque classe de qualité (Figure 6).

Le point Port Groix présente les meilleurs résultats avec un pourcentage de valeurs inférieures à 230 *E. coli*/100g CLI proche de 60% et aucun résultat supérieur à 4 600 *E. coli*/100g CLI.

A l'inverse, les résultats les moins satisfaisants sont obtenus sur les points Epinay et Pont Neuf avec moins de 30 % de résultats inférieurs à 230 *E. coli*/100g CLI, et globalement la moitié des résultats compris entre 230 et 1 000 *E. coli*/100g CLI.

Les 3 points les plus amont (points supplémentaires par rapport au réseau REMI) sont ceux qui présentent les résultats les plus défavorables, étant plus proches des sources de contamination potentielles.

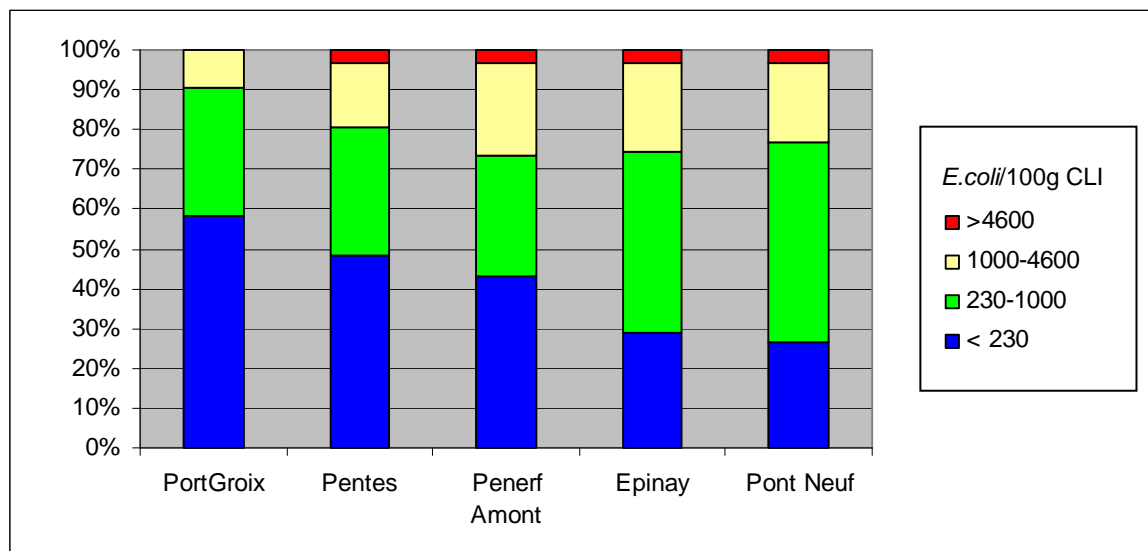


Figure 6 : Résultats de colimétrie dans les coquillages présentés en pourcentage par classe de qualité

La moyenne géométrique des résultats de dénombrement d'*E. coli* pour chaque point, ainsi que les valeurs minimum et maximum sont présentées dans le tableau 4. Les résultats les plus élevés sont enregistrés sur le point Pont Neuf, aussi bien pour la moyenne que pour le maximum, les résultats les plus faibles se situant pour le point Port Groix. Le point Pentès affiche également un maximum élevé à 7 250 *E. coli*/100g CLI.

Point	Nombre d'observations	Moyenne géométrique	Minimum	Maximum
Pentès	31	370	130	7250
Port Groix	31	270	130	4200
Pont Neuf	30	500	130	9300
Epinay	31	450	130	5200
Penerf Amont	30	400	130	5500

Tableau 4 : Valeurs statistiques des résultats de colimétrie dans les coquillages (*E. coli*/100g CLI)

La figure 7 représente le graphique des moyennes et des intervalles de confiance à 95% pour chaque point. Selon la procédure des différences significatives minimales de Fisher LSD, la moyenne du point Port Groix est significativement plus faible que celle des autres points, tandis que celle du point Pont Neuf est significativement plus élevée.

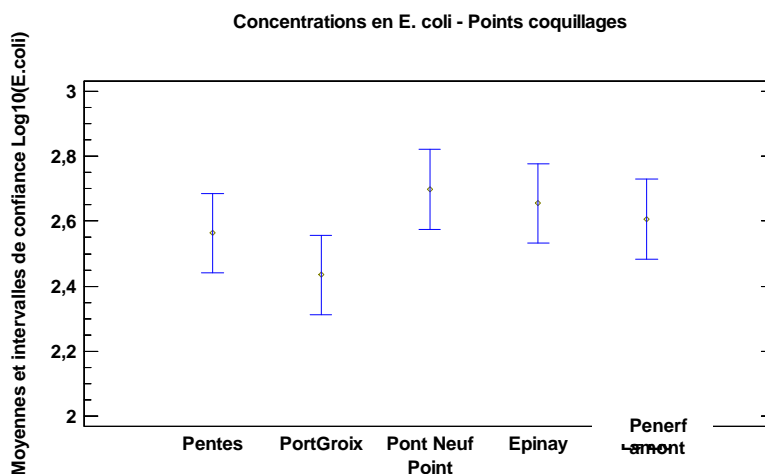


Figure 7 : Moyennes et intervalles de confiance à 95% des résultats de colimétrie sur les points coquillages en Log10 (E.coli/100g CLI)

Des relations statistiques entre les concentrations observées sur les différents points de prélèvement ont été recherchées au moyen de régressions linéaires. Ces tests n'ont pas permis de mettre en évidence de relation claire entre les contaminations des différents points, notamment entre chaque point amont et le point REMI le plus proche.

Ainsi, en regroupant l'ensemble des résultats des années 2010 et 2011, l'analyse ne montre aucune relation statistiquement significative entre les points amont Pont Neuf et Penerf Amont, avec les deux points REMI Pentes et Port Groix. Une seule relation statistiquement significative (probabilité $P=0,0001$ et coefficient de corrélation de 0,68) a été mise en évidence entre les points Pentes et l'Epinaay.

En revanche, lorsque l'on effectue le test uniquement sur les valeurs de l'année 2011, le coefficient de corrélation atteint 0,82.

En utilisant les seuls résultats de l'année 2010, une relation significative a été mise en évidence, mais uniquement entre les points Pentes et Port Groix.

Ces résultats attestent d'un fonctionnement différent dans l'estuaire entre les deux années du suivi. **Statistiquement, ils ne permettent pas de conclure à la prépondérance de l'un des bras de l'estuaire dans les contaminations observées sur les points REMI.**

3.3.2 Saisonnalité des contaminations

Au cours de la phase I de l'étude, l'analyse des résultats du REMI depuis 1990 mettait en évidence une saisonnalité forte des concentrations en *E. coli* avec une brusque augmentation en fin d'été se poursuivant jusqu'en fin d'année.

Les résultats obtenus en 2010 et 2011 sur les deux points REMI Port Groix et Pentès **confirment cette saisonnalité**, avec des valeurs maximales particulièrement élevées en 2010 sur les deux points (figure 8).

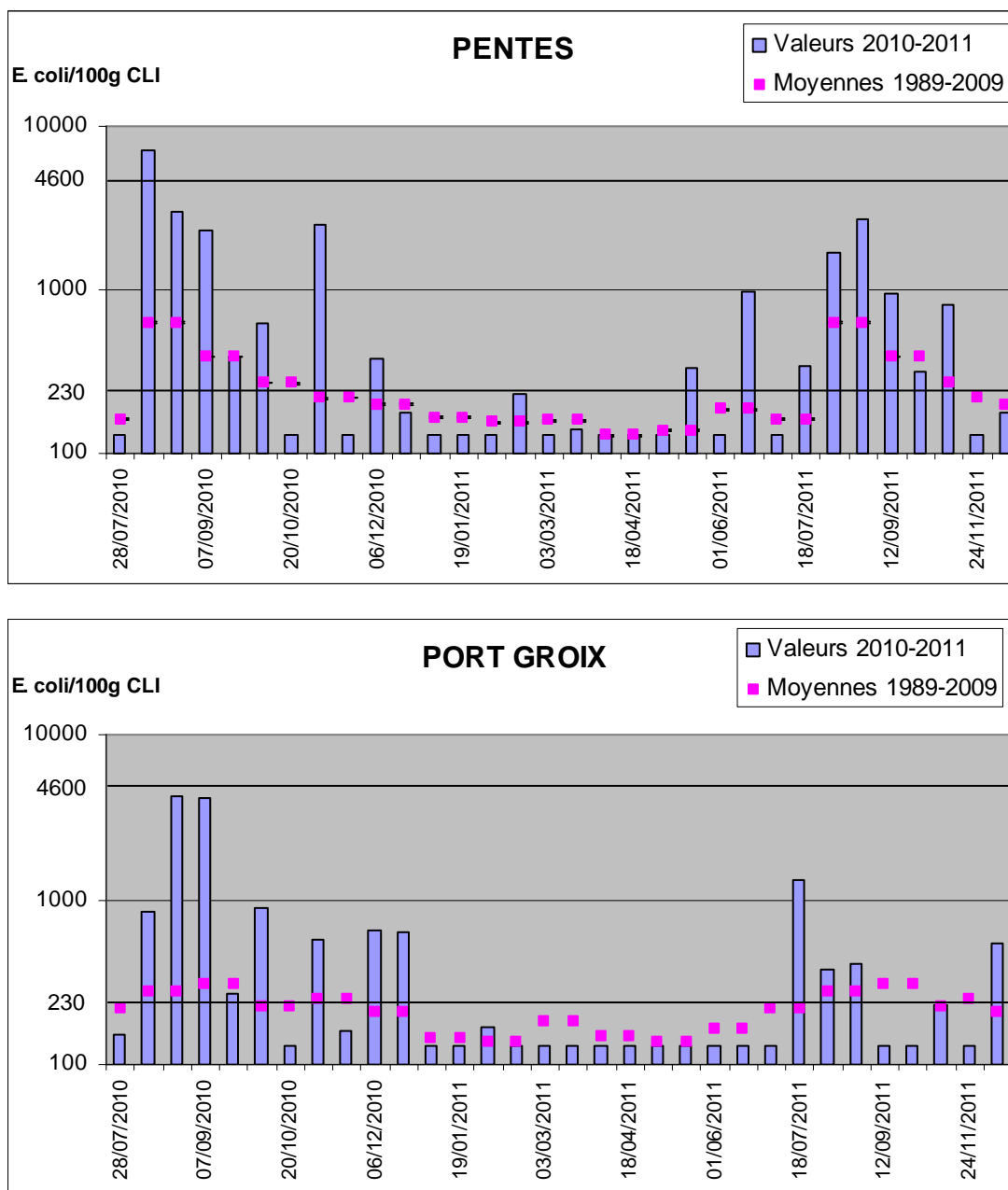


Figure 8 : Résultats de colimétrie 2010-2011 et moyennes sur 20 ans pour les points Pentès et Port Groix.

3.4 DONNEES HAUTE FREQUENCE DE SALINITE

L'acquisition de mesures à haute fréquence avait pour objectifs de (i) suivre l'arrivée des eaux douces et leur homogénéisation dans l'estuaire, (ii) détecter d'éventuelles dessalures locales, (iii) valider le modèle hydrodynamique développé sur la rivière de Pénerf (partie 4 de ce rapport).

Les mesures ont été acquises du 28 juillet 2010 au 27 septembre 2011 (Annexe II). La salinité moyenne journalière a été calculée et présentée en fonction du débit de la Drayac et de la pluviométrie (Figure 9).

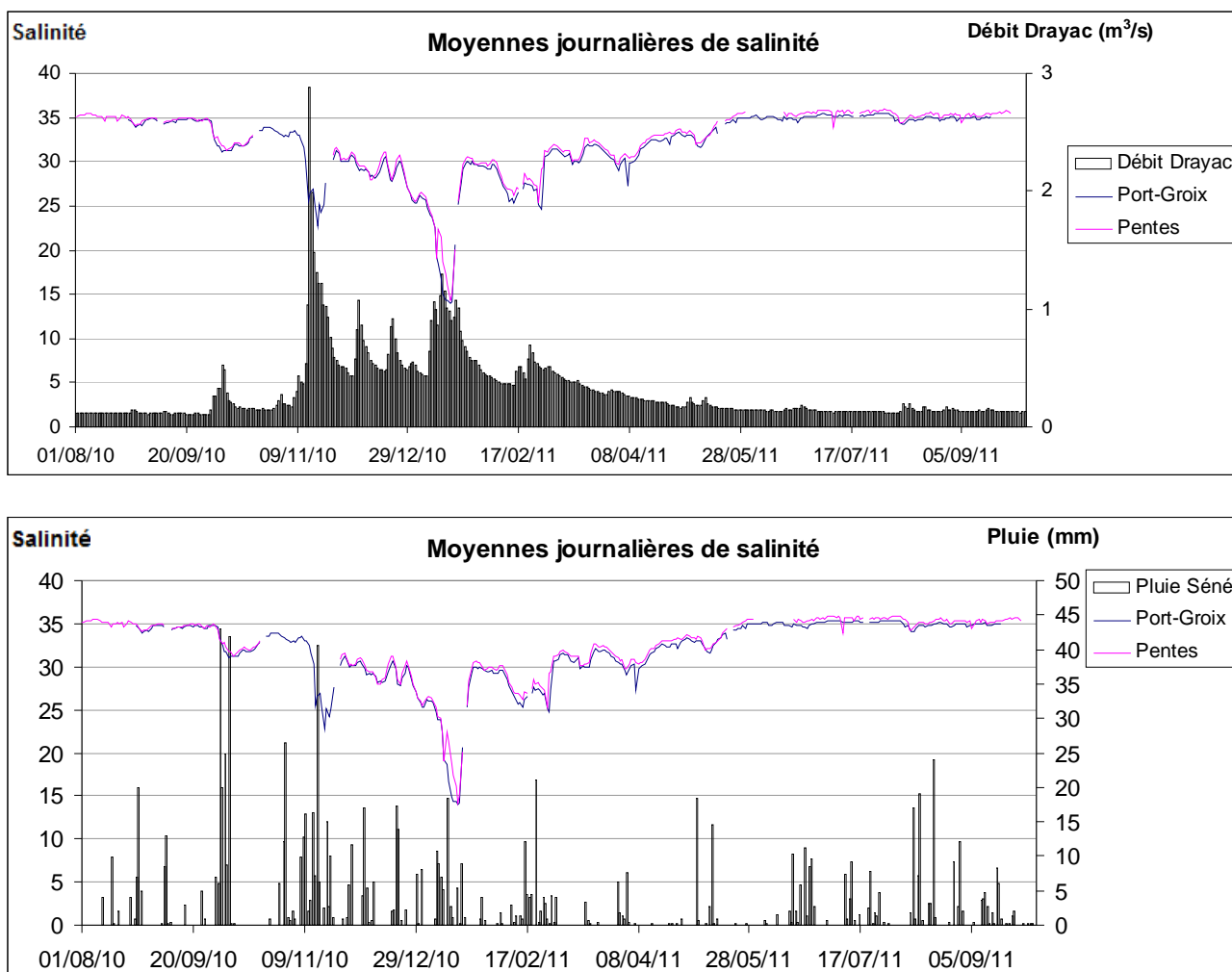


Figure 9 : Moyennes journalières de salinité comparées au débit (a) et à la pluviométrie (b).

Sur l'ensemble de la période, la salinité est plus faible à Port Groix qu'à Pentes de 0,6 unités. Ceci montre que Port Groix est davantage sous l'influence des eaux douces que Pentes.

De fin juillet à fin septembre 2010, la salinité, sur les deux points Port Groix et Pentes est relativement stable, aux alentours de 35. Elle retrouve cette valeur à partir de fin mai 2011. Les pluies intervenant durant ces périodes (même lorsqu'elles sont importantes) entraînent des baisses de salinité mais dans la limite d'une unité.

Les maxima de salinité sont atteints pour le point Pentès le 06 août 2010 et le 16 juillet 2011, avec une valeur moyenne journalière de 35,9. Les maxima sur le point Port Groix sont atteints aux mêmes dates avec une valeur de 35,4.

A partir du début octobre 2010 jusqu'à fin mai 2011, (correspondant globalement aux périodes de fort débit hydrologique) la salinité diminue dans l'estuaire et les valeurs moyennes journalières se situent autour d'une valeur de 30.

Le minimum est atteint le 17 janvier 2011 avec une valeur moyenne journalière de 14 à Port Groix et 14,2 à Pentès.

Trois autres baisses significatives de salinité sont observées mi novembre 2010, mi février et fin février 2011 avec des valeurs autour de 25. Ces baisses sont liées à l'augmentation de débit mesuré sur la Drayac aux mêmes périodes.

Au cours de la période de mesure, quelques dessalures ponctuelles au cours d'un cycle de marée ont été détectées sur les deux points de prélèvement, mais n'ont jamais pu être reliées à l'apparition d'une contamination microbiologique.

Les données de salinité ponctuelles obtenues à l'extérieur de l'estuaire au point Nord Dumet² situé à 2,3 milles (4,4 Km) au sud de l'estuaire, ont été comparées à celles du suivi haute fréquence à l'intérieur de l'estuaire (Figure 10).

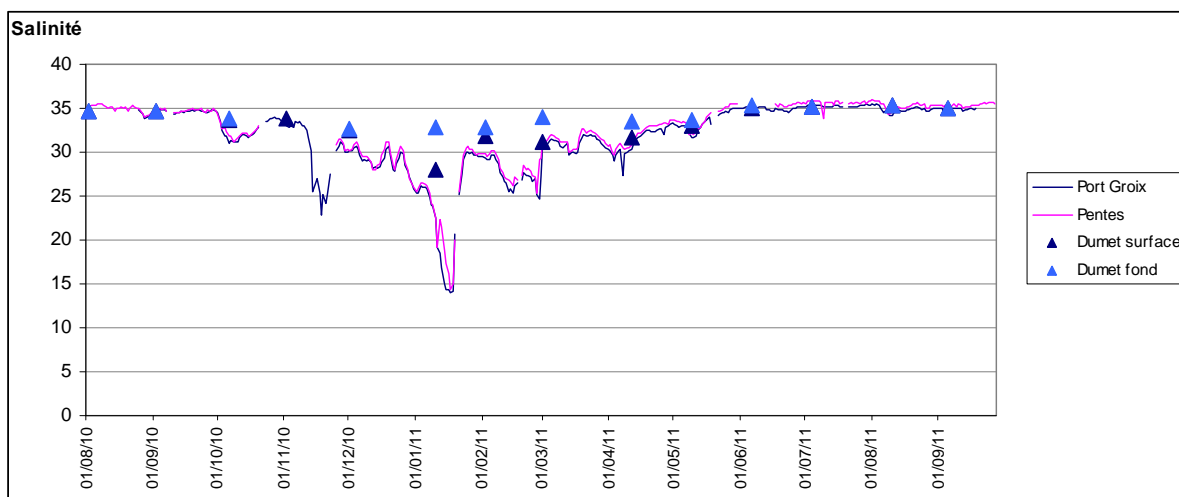


Figure 10 : Moyennes journalières de salinité par rapport aux mesures extérieures à l'estuaire.

Durant la période hivernale (novembre 2010 à avril 2011) les baisses de salinité dans l'estuaire sont bien plus importantes qu'à l'extérieur. Le 10 janvier par exemple, la salinité moyenne dans l'estuaire est de 22, alors qu'elle atteint 28 sur le point Nord Dumet en surface, et 33 au fond.

En conséquence, si la salinité dans l'estuaire peut être influencée par des apports d'eau douce de la Vilaine ou de la Loire, les fortes dessalures restent cependant liées aux apports directs du bassin versant.

² Dans le cadre du réseau REPHY (suivi du Phytoplancton et des Phycotoxines)

3.5 HIERARCHISATION DES FLUX BACTERIENS

3.5.1 Reconstitution des concentrations en *E. coli*

Les concentrations en *E. coli* pour chaque exutoire d'eau douce ont été reconstituées pour la période allant du 19/11/2010 au 31/12/2011, les débits étant calculés à partir du 19/11/2010.

Les équations des modèles linéaires d'estimation des concentrations pour chaque point sont présentées dans le tableau 5. Le R carré représente le pourcentage de la variance expliqué par le modèle. Un R carré élevé signifie que les variables prises en compte expliquent correctement le paramètre étudié. A l'inverse, un R carré faible signifie que d'autres variables influent sur le paramètre étudié.

Point	Equation du modèle	R ²
Caden	ColiP2_Caden = 579,964 - 0,617105*1/Debit_caden - 174,884*Pluie-1J + 4,18373*Pluie-1J*PluieCum1M	51%
Born	ColiP3_Born = -767,539 + 75,5993*1/Debit_Born_rec + 3,22799*Pluie-1J*PluieCum1M + 691,818*Pluie-1J	52 %
Pembulzo	ColiP4_Pem = 1524,9 - 24,1844*1/Debit_Pembulzo + 5,6487*Pluie-1J*PluieCum1M - 228,54*Pluie-1J	33 %
Drayac	ColiD5_Drayac = -3213,37 + 630,694*1/débit Drayac Rec + 8,1892*Pluie-1J*PluieCum1M + 568,446*Pluie-1J	61 %
Le Loc	ColiL1_Loc = -4942,92 + 200,381*1/Debit_Loc_rec + 9,05184*Pluie-1J*PluieCum1M + 511,751*Pluie-1J	75 %

Tableau 5 : Equations des modèles linéaires d'estimation des concentrations en *E. coli*.

Les sous-bassins versants du Loc et de la Drayac sont ceux pour lesquels la concentration en *E.coli* est la mieux expliquée par le modèle, avec un R² de 75% et 61% respectivement.

Pour trois des sous bassins versants, il n'a pas été possible d'utiliser la méthode précédemment expliquée pour la reconstitution des concentrations, une autre méthode a donc été utilisée pour chacun des trois points suivants :

- L'Epinay : ce sous-bassin versant est sous l'influence directe des rejets de la station d'épuration de Surzur. Les concentrations en *E.coli* durant toute la période de suivi sont régulières. La reconstitution des concentrations s'est effectuée sur le principe des proportions de valeurs dans chaque classe de concentration en *E. coli*.
- Le Lic : aucune relation entre la concentration et les pluies ou le débit n'a pu être mise en évidence. Les flux observés sur ce point représentant généralement moins de 1 % du flux total arrivant dans l'estuaire, il a été décidé de ne pas l'intégrer pour la suite de l'analyse.
- Damgan : il s'agit d'un sous-bassin versant urbain, pour lequel une meilleure relation a été obtenue en se basant uniquement sur la pluviométrie de la veille. L'équation du modèle linéaire d'estimation est pour ce point :

Equation du modèle	R ²
ColiP6_Damgan = 1522,26 + 4013,02*Pluie-1J + 0,880966*1/Debit_damgan	33%

Pour chaque point, les concentrations calculées sont ensuite comparées aux concentrations réelles mesurées.

A titre d'exemple, les concentrations estimées pour l'exutoire Drayac sont représentées sur la figure 11 (en rouge) par rapport aux concentrations mesurées (en bleu).

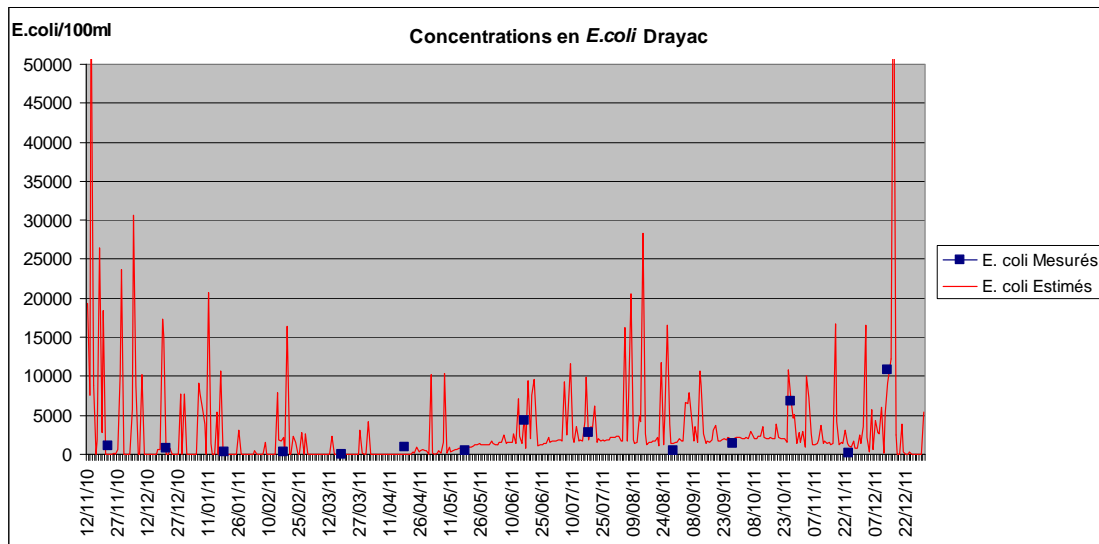


Figure 11 : Concentrations estimées par rapport aux concentrations mesurées (période 2010/2011)

Le modèle de calcul de concentration en *E.coli* permet également d'estimer des valeurs élevées (figure 12). Par exemple l'une des fortes valeurs acquises avant le démarrage de cette étude (le 09/06/2009) correspond exactement à un pic estimé par le modèle.

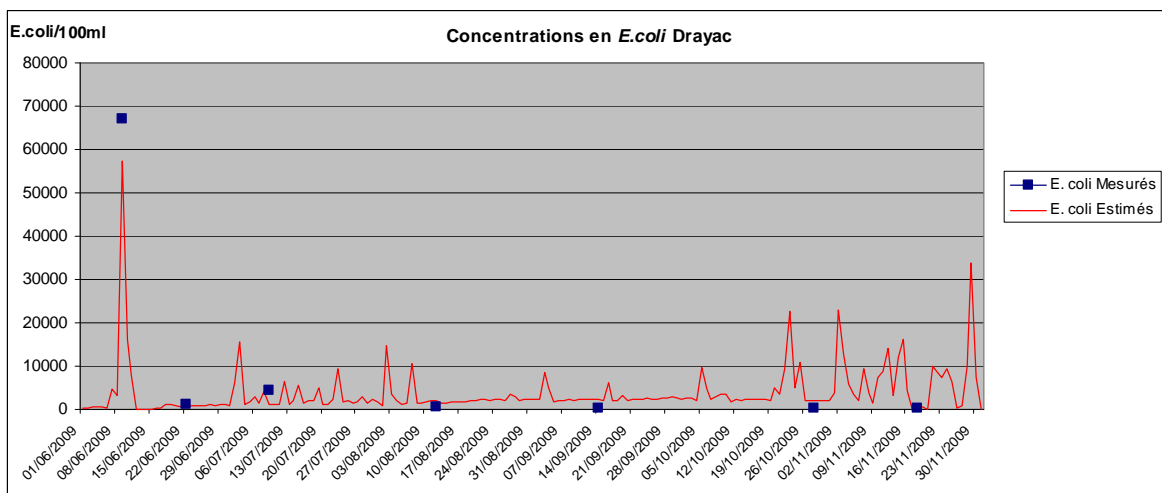


Figure 12 : Concentrations estimées par rapport aux concentrations mesurées (2009).

La poursuite de l'acquisition de données sur les autres points de prélèvement, par temps de pluie notamment, permettrait d'affiner les modèles de calcul de concentration en *E.coli*.

3.5.2 Reconstitution des flux bactériens

Les concentrations estimées ont ensuite été multipliées par les débits de chaque sous bassin versant afin d'estimer les flux par exutoire (en *E.coli*/seconde), permettant ensuite leur hiérarchisation et leur utilisation pour la modélisation (partie 4 de ce rapport).

Le tableau 6 présente les principales valeurs statistiques des flux reconstitués pour les différents exutoires, exprimés en Log(Flux *E.coli*/seconde), pour la période du 19/11/2010 au 31/12/2011. A titre d'exemple, une valeur de 6 correspond à un flux de 6 millions d'*E.coli*/seconde.

Ces différentes valeurs statistiques permettent de caractériser la dispersion des valeurs pour chaque exutoire.

La médiane correspond à la valeur qui divise l'ensemble des résultats en deux parties égales. Le premier quartile est la valeur qui divise les résultats en un quart de valeurs inférieures et trois quarts de valeurs supérieures, et le troisième quartile divise les résultats en trois quarts de valeurs inférieures et un quart de valeurs supérieures.

Point	Nbre observations	Moyenne	Minimum	1er Quartile	Médiane	3ème Quartile	Maximum
Drayac	408	6,1	4,3	5,6	6,1	6,5	7,7
Epinay	408	6,4	4,1	6,0	6,5	6,9	9,2
Le Loc	408	5,4	3,5	4,8	5,5	5,8	8,4
Caden	408	5,6	3,7	5,4	5,7	5,8	8,1
Le Born	408	5,8	4,0	5,5	5,9	6,2	8,5
Pembulzo	408	5,6	3,0	5,1	5,6	6,2	8,1
Damgan	408	5,6	3,8	5,2	5,6	6,0	8,3

Tableau 6 : Valeurs statistiques des flux reconstitués en Log (Flux *E. coli*/seconde) - 19/11/2010-31/12/2011.

Les valeurs médianes et moyennes sont proches pour l'ensemble des points, témoignant d'une répartition homogène des valeurs.

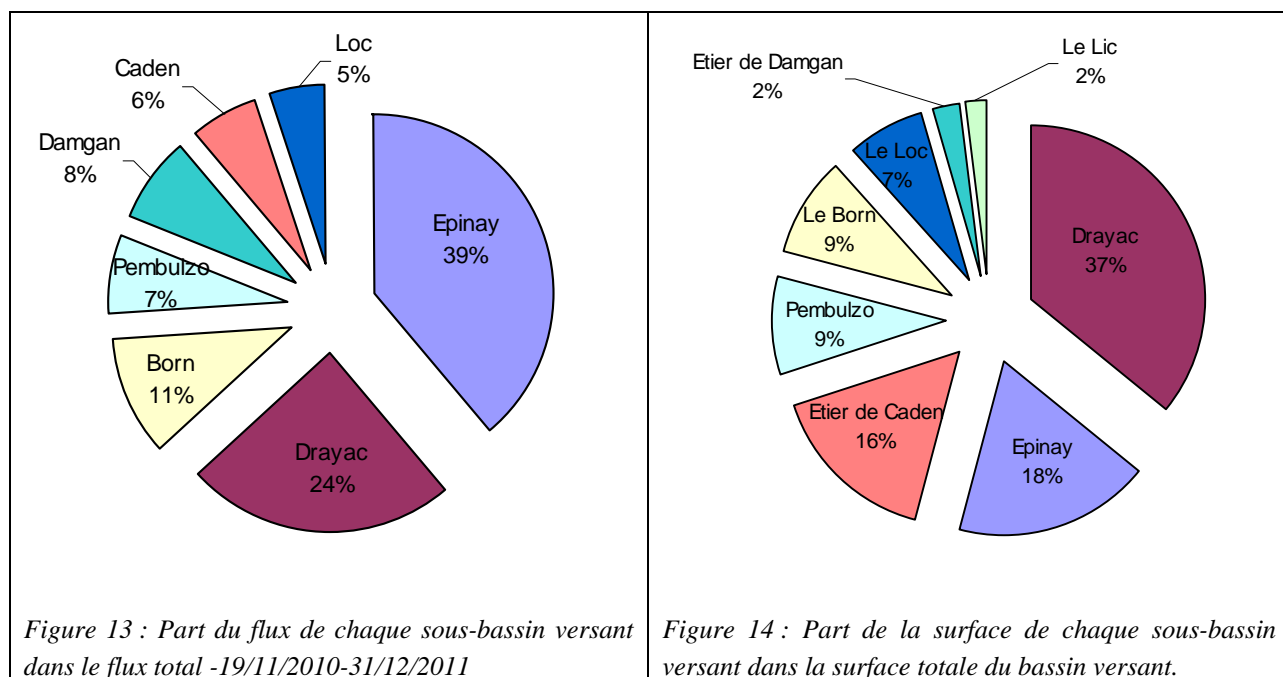
Les rejets de la Drayac et de l'Epinay présentent les valeurs les plus fortes pour l'ensemble des paramètres statistiques étudiés, excepté pour la valeur maximum où le résultat de la Drayac est inférieur aux autres exutoires. Les calculs de hiérarchisation des flux présentés dans la suite de ce rapport, seront basés sur les valeurs moyennes.

3.5.3 Relations entre flux bactériens et contamination des coquillages

Des relations statistiques entre les flux aux différents exutoires et la contamination des coquillages ont été recherchées au moyen de régressions linéaires. Aucune relation statistiquement significative n'a pu être mise en évidence, dans le cadre de cette étude, entre ces deux paramètres, ni pour les stations REMI, ni pour les stations étude. Ce résultat témoigne d'un fonctionnement hydrologique complexe dans l'estuaire, aucun des exutoires ne pouvant à lui seul expliquer statistiquement les contaminations sur un point «coquillages».

3.5.4 Contribution de chaque sous-bassin versant au flux total

La figure 13 résume la part de chaque sous-bassin dans le flux total d' *E.coli* rejeté en rivière de Pénérf au cours de la période novembre 2010-décembre 2011. A titre de comparaison, les surfaces relatives de chaque sous-bassin versant sont présentées sur la figure 14.



La Drayac est le sous-bassin versant le plus important en terme de surface (plus d'un tiers de la surface totale), cependant sa part dans les apports en *E. coli* ne représente que 24% du flux total. Le sous bassin versant de l'Epina y est quant à lui à l'origine de la plus grande part du flux d' *E.coli* (39 %) bien que sa surface ne représente que 18 % de la surface totale.

L'étier de Caden, pour une surface presque équivalente à celle de l'Epina y, ne représente que 6 % du flux total.

A l'inverse, l'étier de Damgan ne représente que 2% de la surface mais cependant contribue pour 8 % au flux total.

3.5.5 Caractérisation des flux en fonction des mois

Afin d'affiner l'analyse, les flux de chacun des exutoires ont été comparés entre eux pour chaque mois afin d'estimer l'évolution de leur importance relative au cours de l'année (Figure 15).

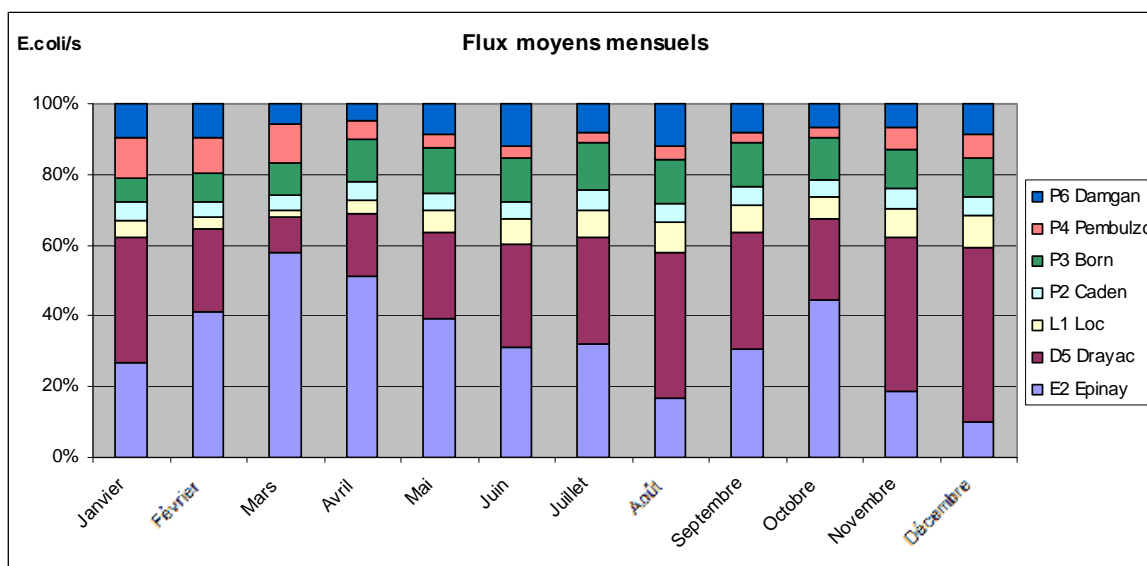


Figure 15 : Pourcentage relatif des flux des sous-bassins versants par mois -19/11/2010-31/12/2011

Les deux contributeurs les plus importants restent l'Epinay et la Drayac, quel que soit le mois de l'année avec une contribution cumulée atteignant ou dépassant les 60 %. Cependant leur importance relative varie en fonction des mois. **L'Epinay est le plus gros contributeur pour les mois de février, mars, avril, mai et octobre.** En revanche, **aux mois d'août, novembre et décembre, le flux de la Drayac dépasse largement celui de l'Epinay.**

Parmi les autres sous-bassins moins contributeurs, Caden et le Born restent relativement stables au cours de l'année, tandis que **Pembrulzo semble soumis à une différence marquée entre l'hiver et l'été.**

La figure 16 présente les flux totaux en nombre d'*E.coli*/seconde arrivant dans l'estuaire (sur la période novembre 2010/décembre 2011). Les flux maximaux sont apportés aux mois de décembre et janvier avec respectivement 90 millions ($9 \cdot 10^7$) et 60 millions ($6 \cdot 10^7$) d'*E.coli*/seconde, correspondant aux périodes où les débits sont maximums (1 à 2 m³/seconde sur la Drayac).

Les mois de février et novembre apportent un flux de 20 à 25 millions d'*E.coli*/seconde, les flux des autres mois ne dépassant pas ou peu 10 millions ($1 \cdot 10^7$) d'*E.coli*/seconde, soit 10 fois moins qu'au mois de décembre.

A titre d'exemple, une étude (Monfort, 2008) réalisée sur le bassin versant du Goyen (Finistère) d'une surface globalement équivalente à celui de Pénerf, estimait les flux bactériens

entre 10^5 et 10^9 *E.coli*/seconde mais il s'agissait de flux journaliers et non pas des flux moyens mensuels. Dans les chenaux du Payré (Vendée, surface 132 Km²) Thomas *et al.* (2011) ont observé des flux moyens mensuels de 3 à 4 millions d'*E.coli*/seconde aux mois de décembre et janvier et de seulement 40 000 *E. coli*/seconde en été, donc considérablement moins qu'en rivière de Pénérf.

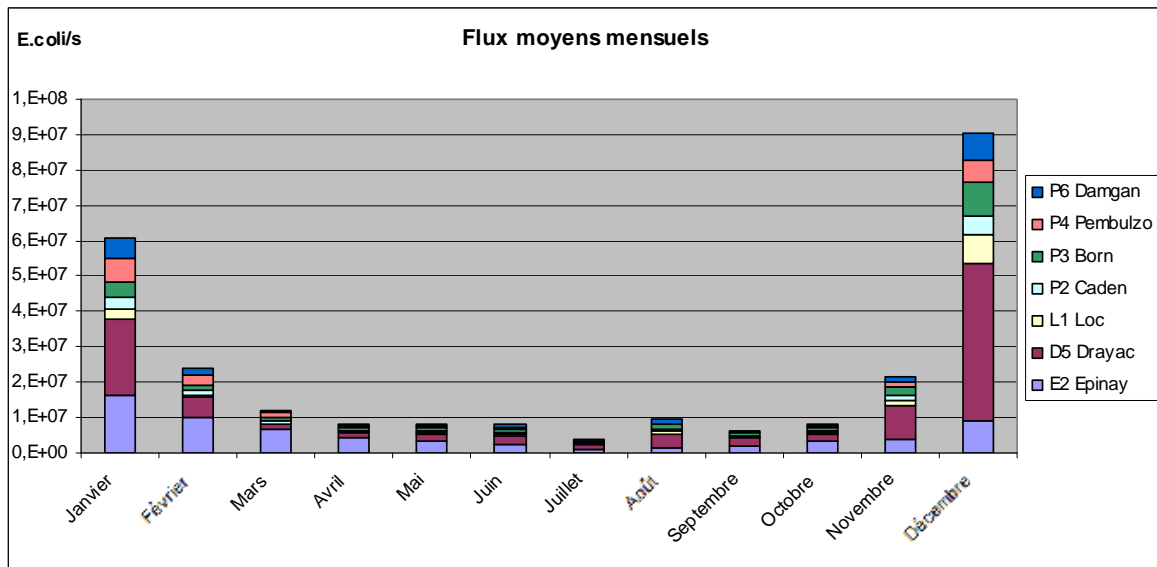


Figure 16 : Flux cumulé des sous-bassins versants par mois -19/11/2010-31/12/2011

3.5.6 Caractérisation des flux en fonction de la pluviométrie

Afin d'évaluer l'impact de la pluviométrie sur la hiérarchisation des flux, les valeurs ont été réparties en plusieurs classes de pluviométrie (sur le paramètre «pluie de la veille») :

- Flux par temps sec
- Flux lors d'une pluie inférieure à 5 mm
- Flux lors d'une pluie supérieure à 5 mm

Les résultats sont présentés sur la figure 17. **Par temps sec, l'Epinau est le plus contributeur avec plus de 40% du flux**, alors que par temps légèrement pluvieux (pluies inférieures à 5 mm), la Drayac et l'Epinau apportent des flux d'égale importance, autour de 30% chacun.

Pour des **pluies encore plus importantes, supérieures à 5 mm en 24 h, l'influence de la Drayac augmente** de nouveau, les apports de cet exutoire devenant majoritaires.

L'exutoire de Damgan est également fortement impacté par la pluviométrie, avec une part de 4% du flux total par temps sec et de 17 % par temps pluvieux (> 5 mm).

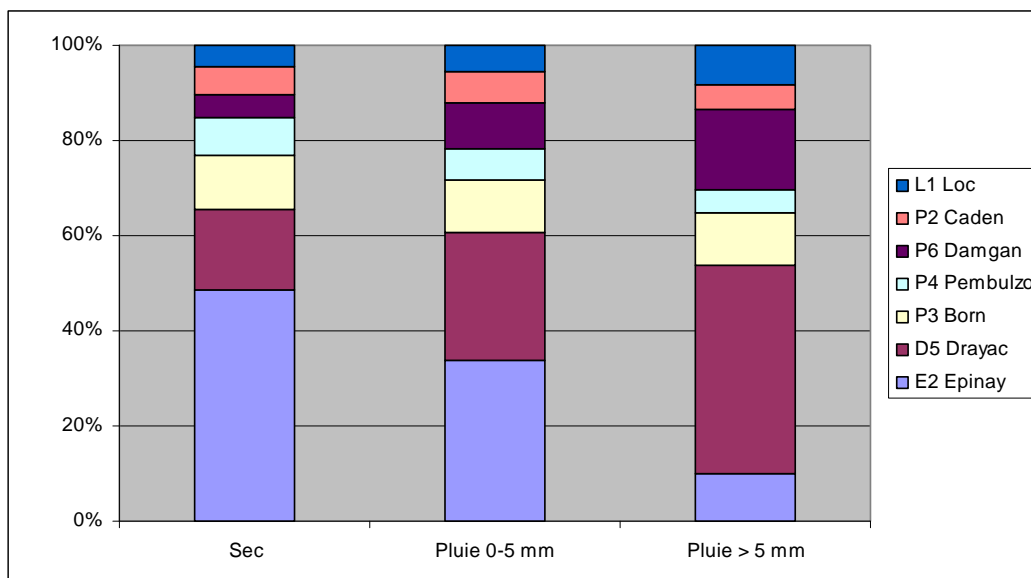


Figure 17 : Flux des sous-bassins versants en fonction de la pluviométrie

3.6 SYNTHÈSE DES OBSERVATIONS

En eau douce :

L'exutoire de Damgan donne les concentrations les plus élevées en *E.coli*

Les exutoires de l'Épinay et de la Drayac sont à l'origine de la majorité des flux annuels d'*E.coli*, (40 % et 24% respectivement)

Les contributions respectives de l'Épinay et de la Drayac varient au cours des mois, mais restent toujours majoritaires par rapport aux contributions des autres sous bassins versants

Les flux maximum sont observés aux mois de décembre 2010 et janvier 2011

La pluviométrie influence sur les contributions respectives de certains rejets (Épinay, Drayac, Damgan). L'Épinay est majoritaire par temps sec, et la Drayac par temps pluvieux.

Salinité dans l'estuaire :

Le point Port Groix est plus impacté par les eaux douces que Pentes avec une différence de salinité de 0,6 en moyenne.

Les apports d'eau douce du bassin versant provoquent des baisses importantes de salinité, pouvant entraîner une différence de 6 unités entre l'intérieur de l'estuaire et le large (station Nord Dumet).

Dans les coquillages :

Les points «étude» sont plus contaminés que les points «REMI». Pont Neuf et l'Épinay présentent la moins bonne qualité. Le point REMI Port Groix est celui de meilleure qualité.

La saisonnalité de la contamination sur les points REMI est confirmée (contaminations en fin d'été et automne)

Aucune relation statistique significative n'a pu être mise en évidence, dans cette étude, entre la contamination des points amont et celle des points REMI

4 IMPACT DES FLUX SUR LES ZONES CONCHYLICOLES PAR MODELISATION

L'intérêt d'un modèle est de reproduire la circulation de l'eau dans une zone géographique définie, et de pouvoir y injecter des «substances» à différents points afin de comprendre leur dispersion. Dans le cas présent il s'agit de flux d'*Escherichia coli* en rivière de Pénerf.

Un modèle est une simplification de la réalité, l'ensemble des paramètres influents ne peut être reproduit de façon suffisamment fine. **Il ne constitue donc qu'une aide à la compréhension des phénomènes et au diagnostic.**

L'objectif de cette partie de l'étude est :

- de calculer la concentration théorique en *E.coli* à différents points de l'estuaire et de la comparer aux concentrations réelles mesurées, afin de vérifier si le modèle explique correctement les contaminations,
- d'estimer, aux différents points «coquillages» la contribution relative de chacun des exutoires,
- de visualiser le panache maximum issu de chacun des exutoires afin d'identifier la zone potentiellement impactée.

4.1 DESCRIPTION DU MODELE

La description précise du modèle est expliquée en annexe III.

Le modèle a été conçu grâce aux données bathymétriques réalisées en 2010 pour la Direction Départementale des Territoires et de la Mer (DDTM), au moyen d'un levé Lidar pour les zones découvrantes, et par relevé bathymétrique au sondeur pour les zones non découvrantes.

Le système de modélisation comprend 5 modèles imbriqués les uns dans les autres. Sur la figure 18 ci-dessous est représentée la zone d'emprise du dernier rang du modèle.

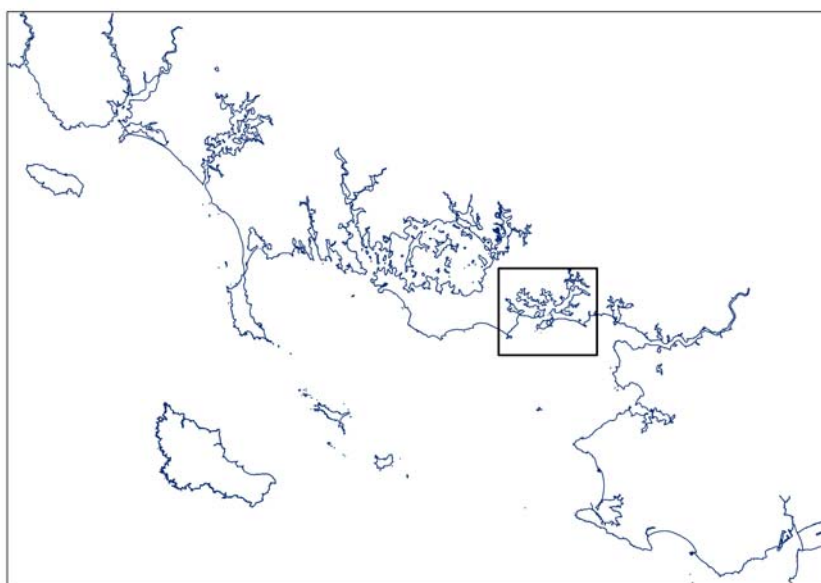


Figure 18 : Emprise du domaine du dernier rang du modèle Pénerf

La résolution de ce modèle (précision) est de 20 mètres, c'est-à-dire qu'il calcule une valeur par carré de 20 mètres (nommé maille du modèle).

4.2 VALIDATION DU MODELE

Afin de s'assurer que le modèle hydrodynamique fonctionne correctement, il est nécessaire de procéder à sa validation, qui consiste à comparer des données mesurées dans le milieu, aux données de simulation obtenues pour le même lieu.

Ce modèle a été validé en utilisant trois paramètres, la hauteur d'eau, la vitesse du courant et la salinité dans l'estuaire pour la validation des apports d'eau douce.

Les données de hauteur d'eau et de vitesse du courant ont été obtenues au moyen d'un ADCP³. Celui-ci a été installé dans le chenal en face de la pointe du Dibenn du 27 février au 1er avril 2012 (figure 19).

Les données de salinité ont été obtenues au moyen des sondes de mesure haute fréquence installées sur deux points REMI (cf. § 3.4) durant toute la période de l'étude.

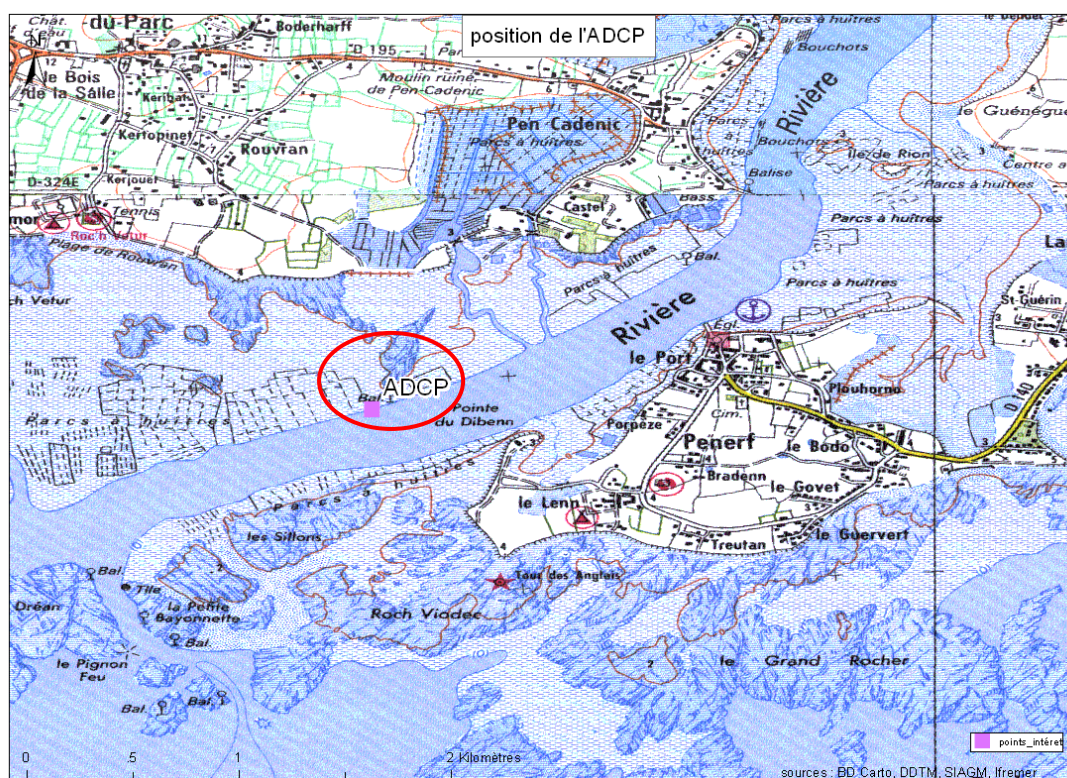


Figure 19 : Emplacement de l'ADCP

3 ADCP : Acoustic Doppler Current Profiler

4.2.1 Validation des hauteurs d'eau

La figure 20 présente les hauteurs d'eau mesurées par l'ADCP (en bleu) comparées aux hauteurs d'eau prédites par le modèle (en vert). Les deux courbes se superposent correctement, bien que le modèle sous estime légèrement la hauteur d'eau à basse mer, lors des périodes de fort coefficient de marée. Ce léger décalage pourrait surestimer légèrement les concentrations en *E. coli* obtenues par le modèle à basse mer.

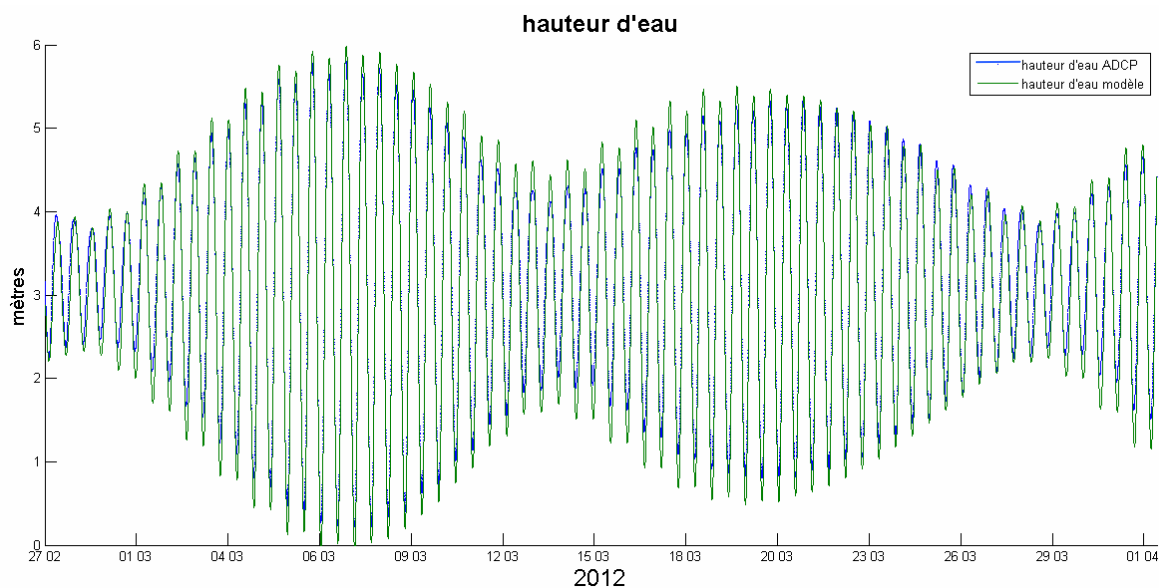


Figure 20 : comparaison des hauteurs d'eau entre ADCP et modèle

4.2.2 Validation des vitesses de courant

Le courant est mesuré selon une composante ouest-est (vitesse zonale ou U), et une composante sud-nord (vitesse méridienne ou V) en mètres par seconde (m/s), par tranche d'eau le long d'un profil vertical (K)⁴.

Il est possible de comparer les valeurs mesurées aux valeurs produites par le modèle utilisé en 3 dimensions (3D).

Les vitesses zonales sont représentées sur la figure 21, avec en abscisse le temps, et en ordonnée la valeur de K. Les mesures présentées concernent la période du 05 au 07 mars 2012, avec des coefficients de marée allant de 54 à 93 en fin de période.

⁴ La colonne d'eau est découpée en K tranches, dont l'épaisseur varie en fonction de la hauteur d'eau. A pleine mer, les tranches sont plus épaisses qu'à basse mer. Le point 0 correspond à la couche superficielle.

L'alternance entre les courants forts et faibles est bien visible sur les deux graphiques, correspondant aux périodes d'étales (pleine mer ou basse mer) et de mi-marée. Le modèle donne des résultats plus tranchés, avec des valeurs de courant légèrement supérieures, et surestime légèrement les valeurs de la couche superficielle de l'eau (valeurs de K entre 0 et 2). Cependant, ces résultats permettent de valider les vitesses de courant du modèle.

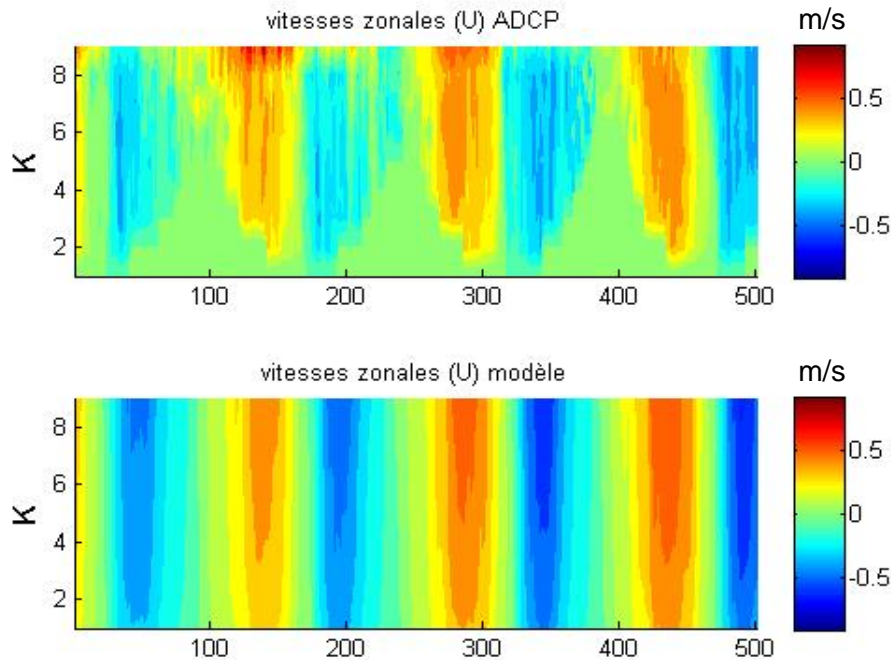


Figure 21 : Comparaison des profils de courant horizontaux entre ADCP et modèle. Vitesses en m/s.

Globalement, les vitesses maximum de courant (autour de 0,5 m/s) sont faibles et ne facilitent pas le renouvellement des eaux dans l'estuaire.

4.2.3 Validation de la salinité

Les arrivées d'eau douce aux différents exutoires sont prises en compte par le modèle au moyen d'un fichier des débits journaliers de chaque exutoire. **Ces arrivées d'eau douce entraînent une baisse de la salinité dans l'estuaire.**

Il est possible de comparer les données de salinité calculées par le modèle avec les données de salinité mesurées au moyen des sondes de mesure haute fréquence.

Afin de reproduire au mieux la salinité dans l'estuaire, il a été nécessaire de doubler les valeurs de débit des sous-bassins versants (excepté pour la Drayac), car les 8 exutoires de l'étude ne couvraient pas l'ensemble de la surface du bassin versant de Pénérf (zones de marais, exutoires non intégrés dans l'étude,...).

La figure 22 présente les valeurs de salinité mesurées (en rouge) par rapport aux salinités prédites par le modèle (en bleu) pour le point «Pentes».

La période choisie encadre la plus forte dessalure enregistrée dans l'estuaire, mi-janvier 2011.

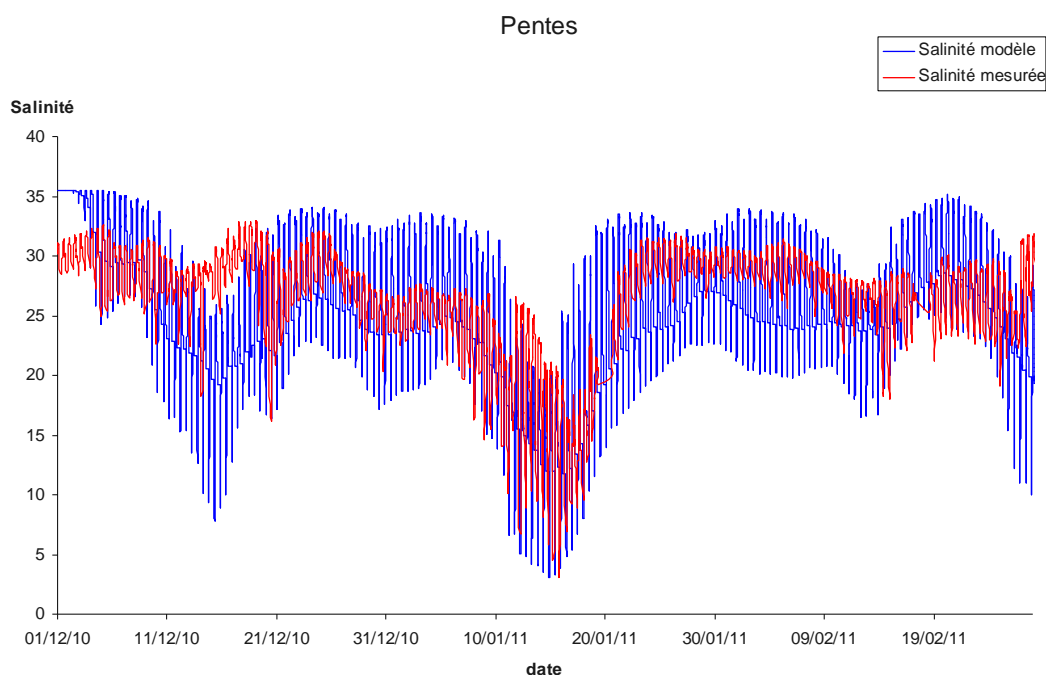


Figure 22 : Salinité mesurée et prédite à Pentès

Ces résultats montrent que le modèle prédit correctement la baisse de salinité importante de mi-janvier, puis l'augmentation qui suit. Cependant, le modèle montre une plus grande dispersion des valeurs que les mesures réelles, en partie en raison du pas de temps de mesure différent.

4.3 MODELISATION DES FLUX DE BACTERIES FECALES

L'objectif de l'étude de modélisation est de simuler les flux d'*Escherichia coli* arrivant dans la rivière de Pénérf par les principaux exutoires identifiés. Pour cela, le modèle utilise les données de flux d' *E. coli* reconstitué (Cf. § 3.5.2).

Afin de prendre en compte le temps de survie des germes fécaux en milieu marin, une valeur de décroissance bactérienne appelée T90 est appliquée. Ce T90 correspond au temps nécessaire pour observer une diminution de 90 % des bactéries. Il dépend de plusieurs facteurs environnementaux tels que salinité, température, insolation, teneur en matières en suspension (Guillaud *et al.*, 1997). Pour cette étude, un T90 de 24h a été appliqué en été, et un T90 de 72h en hiver. Ces temps de survie ont été choisis en raison de la turbidité importante en amont de l'estuaire, et afin de se placer dans des conditions pénalisantes pour mieux estimer le risque.

Le modèle permet ensuite de calculer pour chaque maille, la concentration théorique en *E.coli* dans l'eau, résultant de l'apport de chacun des 8 exutoires.

4.3.1 Comparaison des concentrations en *E.coli* calculées et observées sur les points de prélèvement, et contribution relative de chaque rejet

Cette partie de l'étude a été menée sur deux périodes distinctes :

- une période hivernale entre le 1^{er} décembre 2010 et le 28 février 2011 correspondant à la période où sont enregistrés les plus forts débits.
- une période estivale entre le 1^{er} juin et le 31 août 2011 correspondant à la période où sont généralement observés des résultats de colimétrie supérieurs aux seuils d'alerte sur les points REMI.

Les figures 23 à 27 ci-dessous représentent pour chacune des périodes et chacun des points de prélèvement «coquillage», les concentrations en *E.coli* mesurées lors de l'étude, comparées aux concentrations théoriques calculées par le modèle. Ces valeurs théoriques ont été multipliées par 10 pour prendre en compte le facteur de concentration entre l'eau et les huîtres.

De plus, la contribution moyenne de chaque rejet par période et par point est présentée sous forme de camembert.

Pour le point « **Pont Neuf** » (figure 23) situé dans la rivière de Sarzeau à l'ouest de l'estuaire, il apparaît que le modèle surestime les concentrations en *E.coli* pour la période hivernale, mais les sous estime en été par rapport aux valeurs mesurées.

De plus, les concentrations mesurées durant la période estivale dépassent régulièrement celles de la période hivernale.

Ces deux observations se vérifient également pour les autres points coquillages étudiés (figures 24 à 27). Les raisons des différences entre les estimations du modèle et les concentrations en *E. coli* mesurées sont analysées en partie 5 de ce rapport (Discussion-Conclusion).

Le graphe des contributions moyennes de chaque exutoire pour ce point montre l'importance prépondérante du flux en provenance du Born (P3) autant en hiver (44%) qu'en été (49 %). En revanche, l'impact de l'étier de Caden (P2), également susceptible d'influencer ce secteur, reste limité, surtout en période estivale où il ne représente que 6% de la contribution.

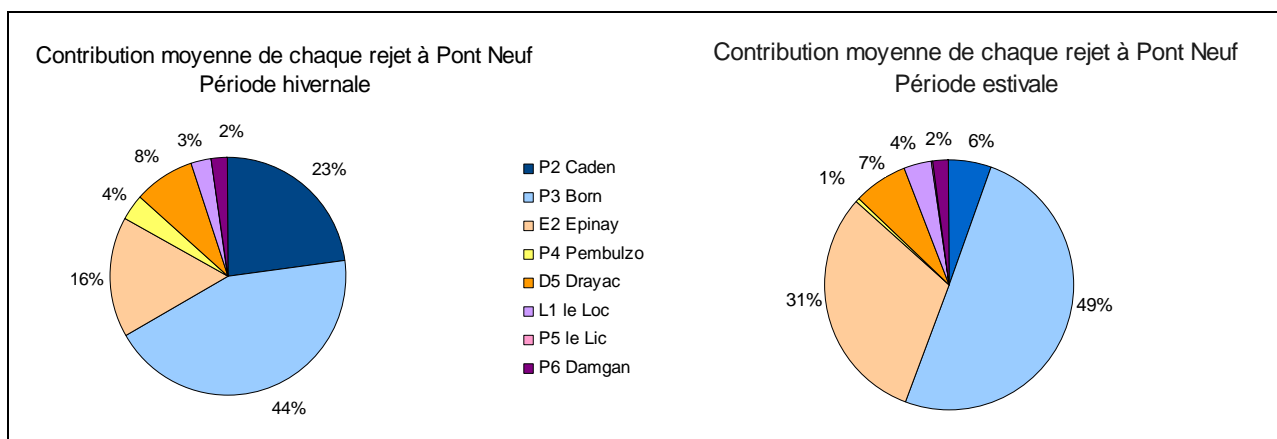
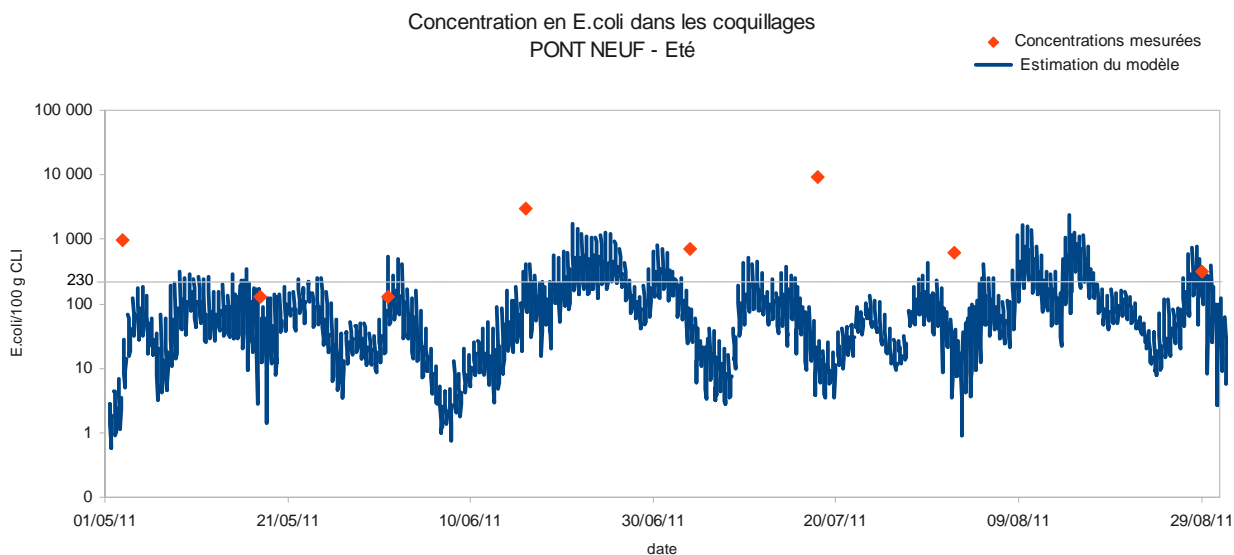
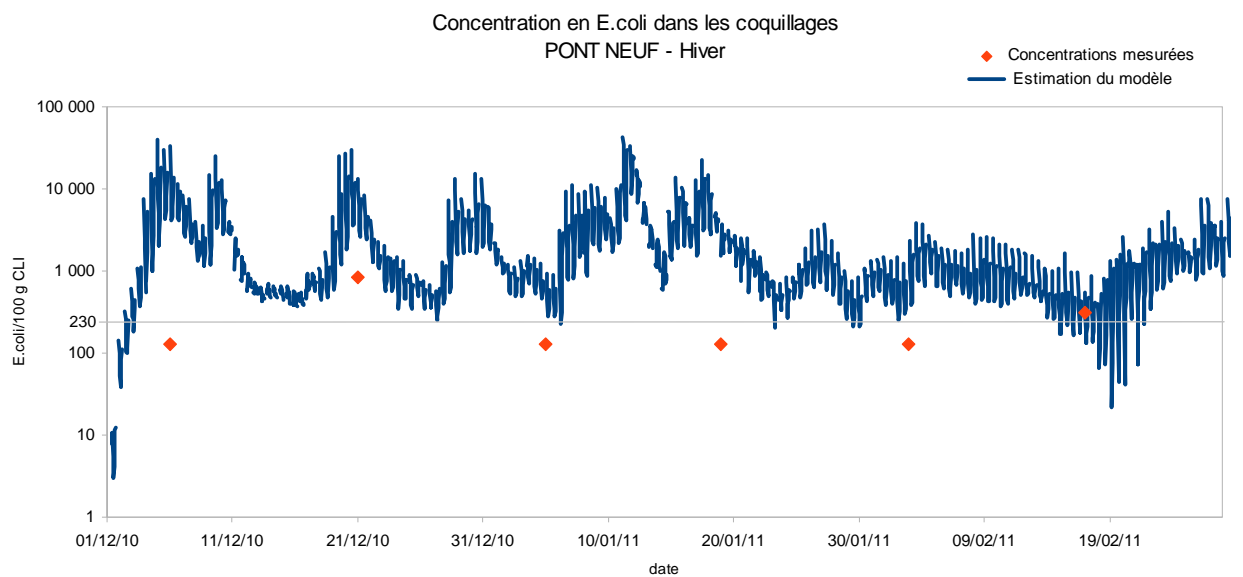


Figure 23 : Représentation graphique des concentrations en E.coli mesurées et estimées à Pont-Neuf, et contribution moyenne de chaque rejet.

Le point REMI «**Pentes**» est situé à l'intersection des bras de Sarzeau et de l'Épinay. Les résultats sont présentés figure 24.

Les graphes des contributions moyennes de chaque rejet montrent que «Pentes» est principalement impacté par l'Épinay (E2), surtout en période estivale où il représente à lui seul 62% du flux total, pour 38 % seulement en été.

L'exutoire de Born (P3) ainsi que la Drayac (D5) représentent également une contribution importante pour les deux périodes étudiées.

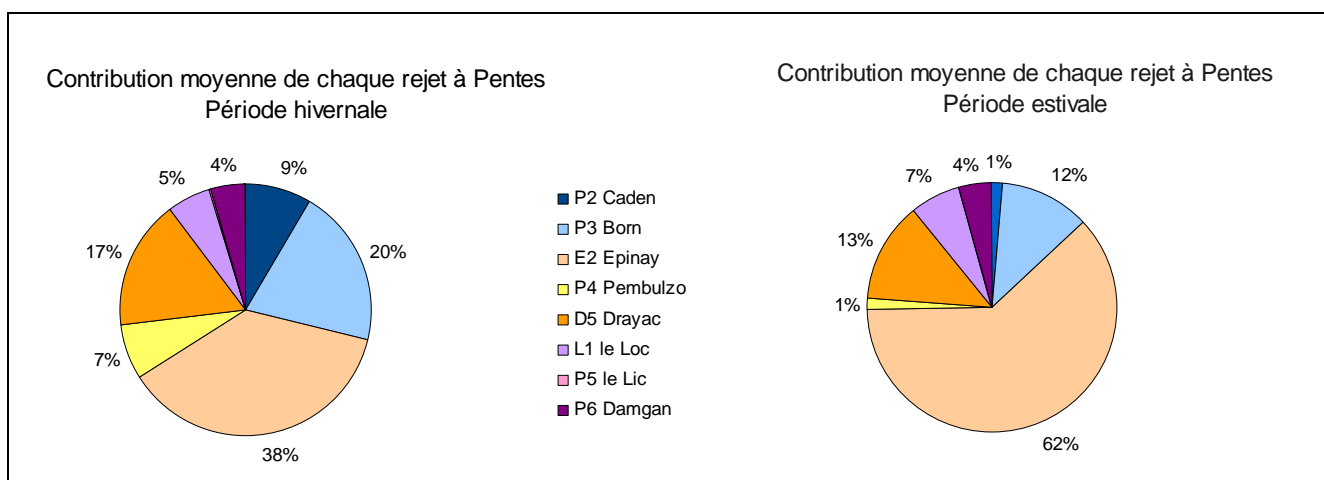
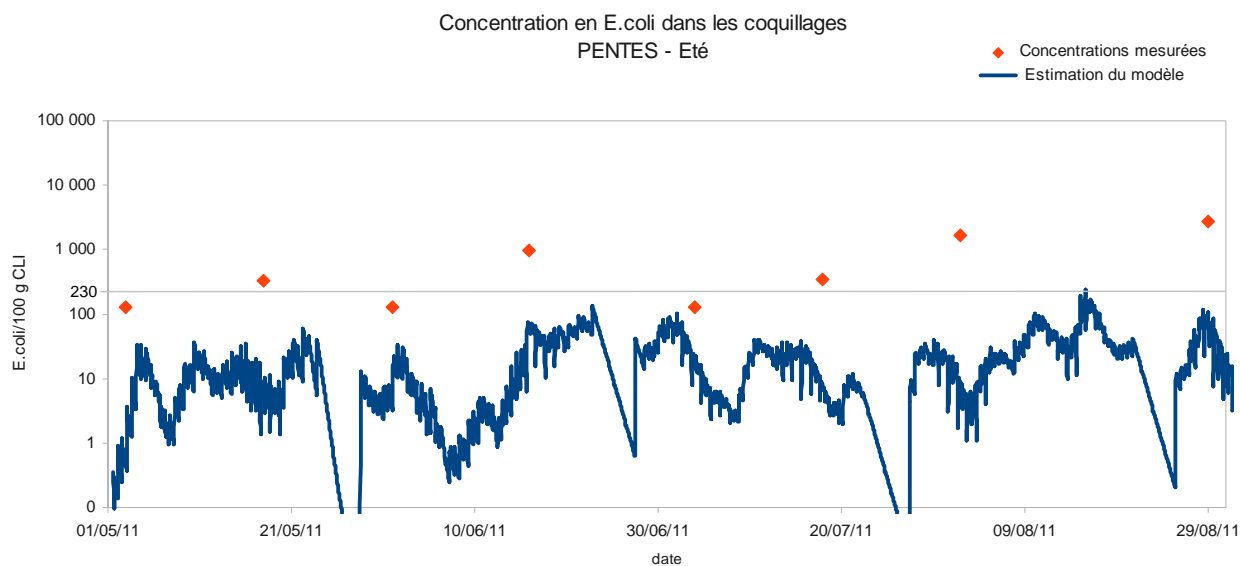
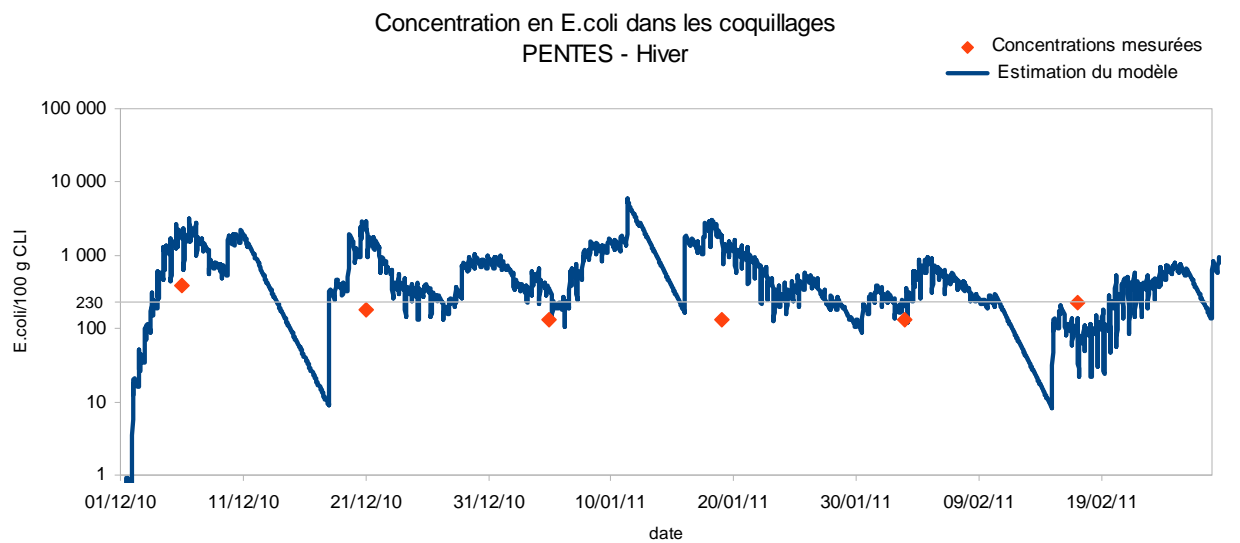


Figure 24 : Représentation graphique des concentrations en E.coli mesurées et estimées à Pentes, et contribution moyenne de chaque rejet.

Le secteur de l'**Epinay** (figure 25) est sous l'influence presque exclusive des apports de l'étier de l'Epinay (E2), à 98 % et 100 %, pour l'hiver et l'été respectivement.

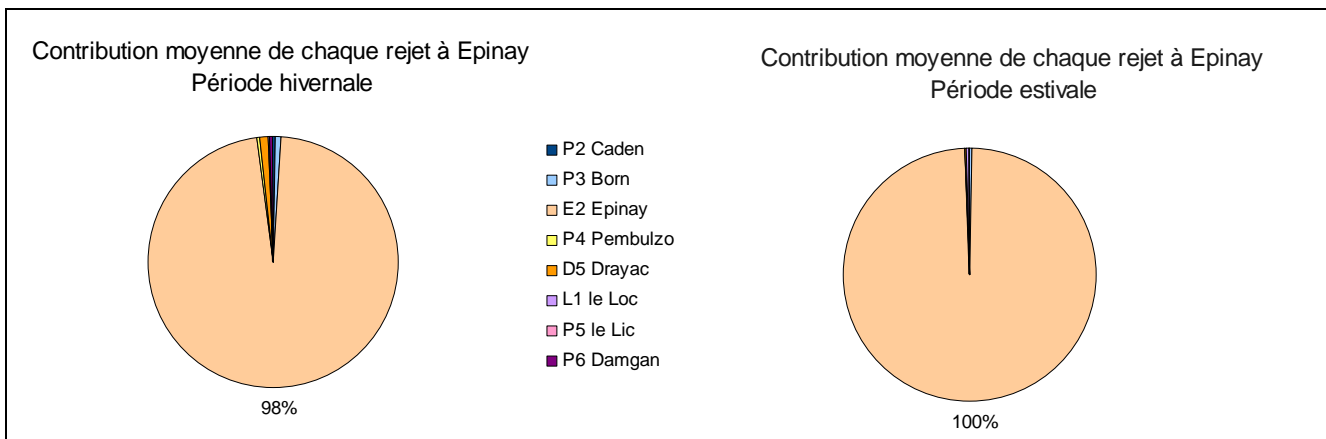
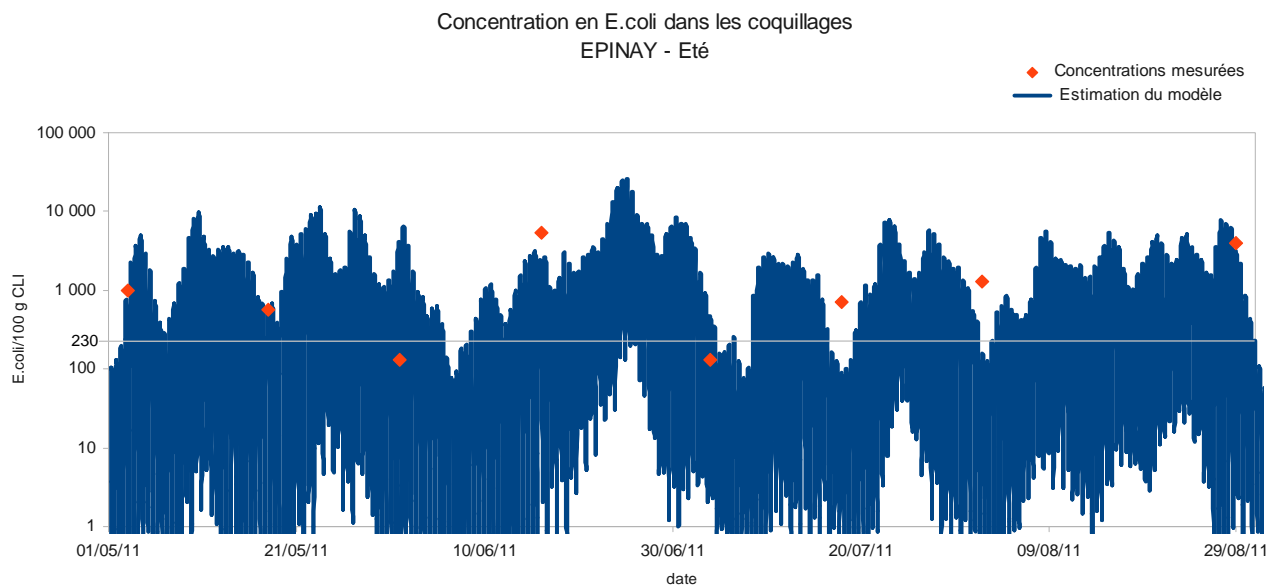
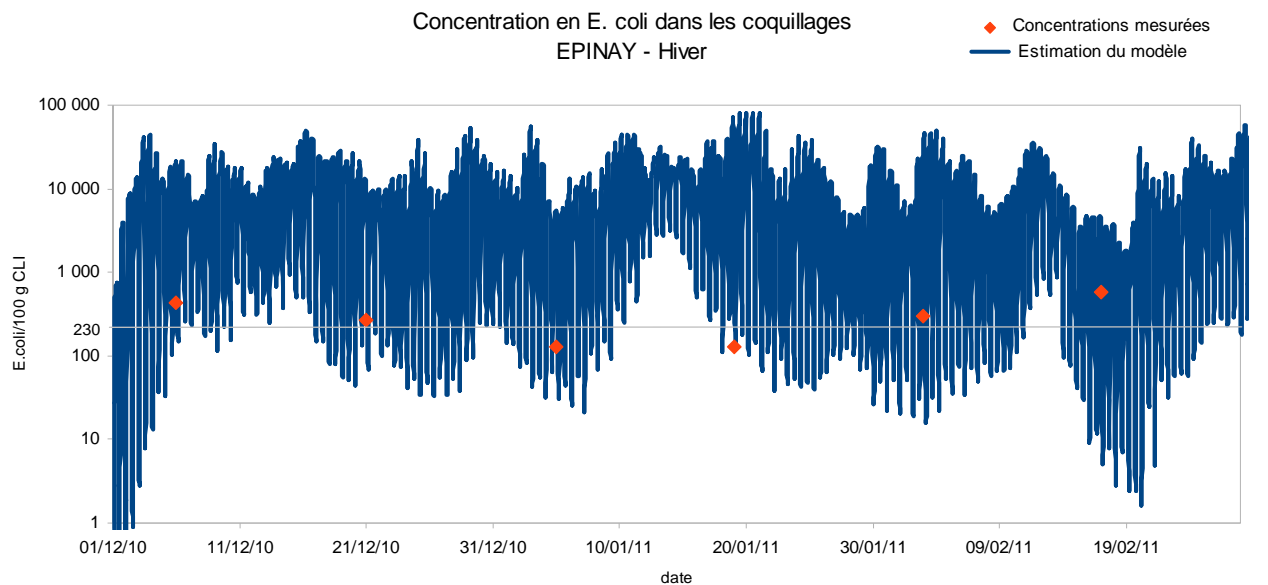


Figure 25 : Représentation graphique des concentrations en E.coli mesurées et estimées à Epinay, et contribution moyenne de chaque rejet.

Le point REMI «**Port Groix**» (figure 26) est situé à l'intersection entre l'étier de l'Epinay, et le bras principal de l'estuaire alimenté par la Drayac.

Sur ce point, de même qu'à Pentes, les contributions moyennes de chaque rejet diffèrent considérablement entre l'hiver et l'été. En effet, durant la période estivale les apports de l'Epinay (E2) sont majoritaires, à 51 % de contribution, suivis par ceux de la Drayac (D5, 27%) puis du Loc (L1, 14%). Pour la période hivernale, la Drayac devient prépondérante représentant environ un tiers des rejets (34 %) devant l' Epinay (28%) et enfin le Pambulzo (P4, 17 %).

Cette prépondérance des apports de l'Epinay durant l'été confirme les observations sur la caractérisation des flux en fonction de la pluviométrie (§3.5.6 p 24), avec une contribution de l'Epinay majoritaire en période sèche.

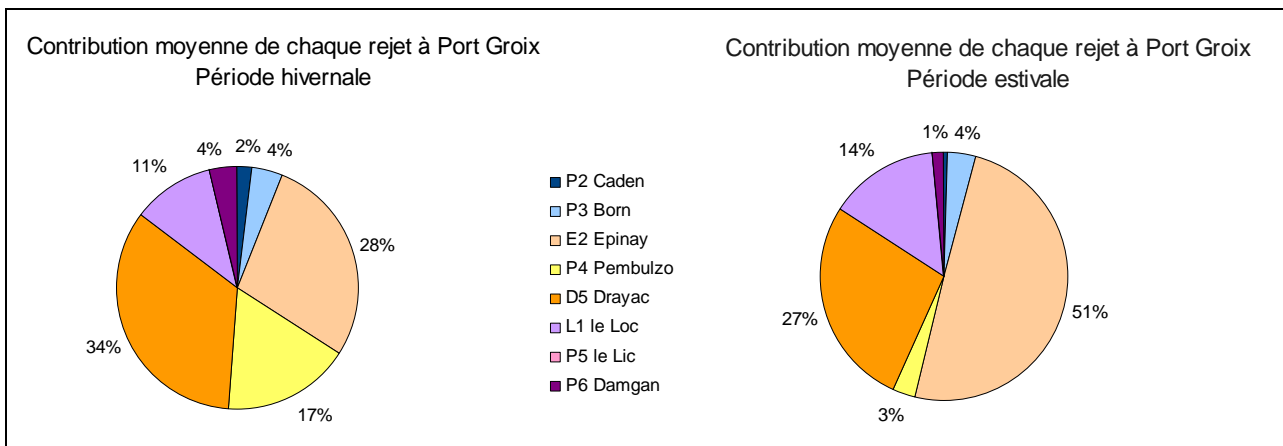
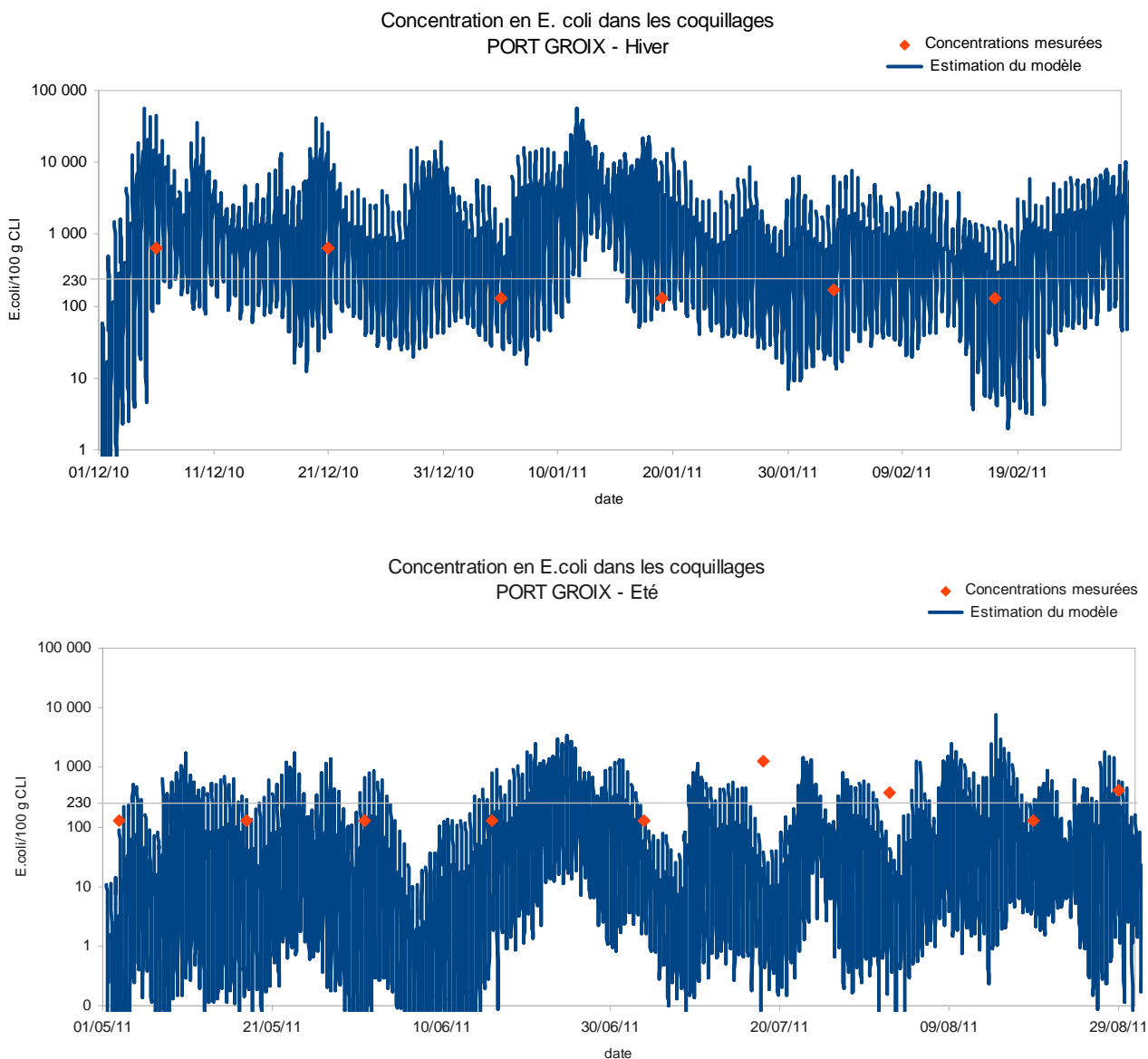


Figure 26: Représentation graphique des concentrations en E.coli mesurées et estimées à Port Groix, et contribution moyenne de chaque rejet.

Le point «**Penerf amont**» est situé dans le bras principal de l'estuaire.

Ce point (figure 27) est principalement impacté par la Drayac (représentant environ la moitié du flux total) que ce soit en hiver ou en été.

Le Loc (L1) est le second contributeur avec 16 % en hiver et 29 % en été. Enfin, le Pambulzo (P4) représente un quart du flux total mais uniquement durant la période hivernale.

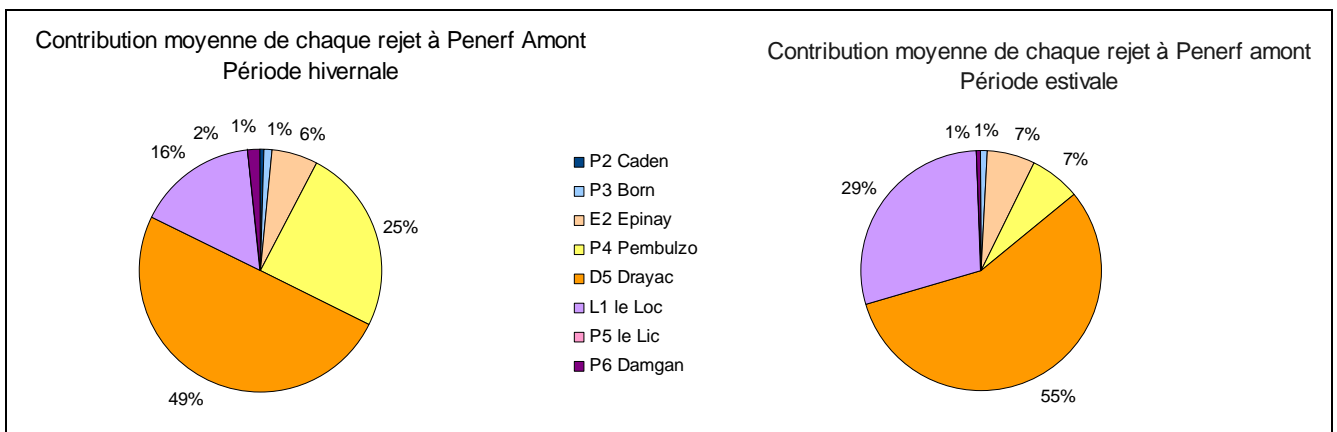
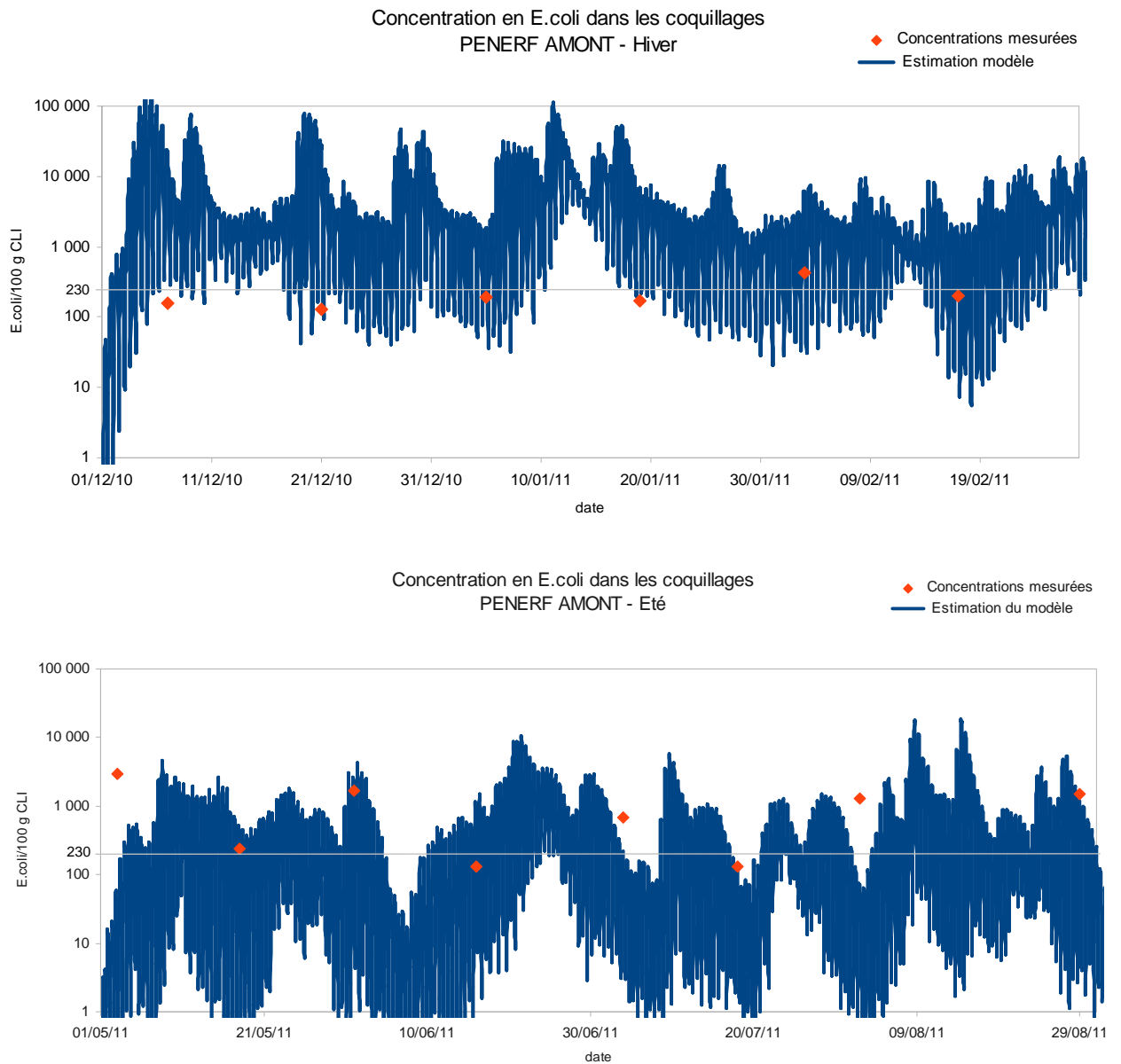


Figure 27: Représentation graphique des concentrations en E.coli mesurées et estimées à Penerf Amont, et contribution moyenne de chaque rejet.

4.3.2 Panaches maximum par rejet

Pour cette partie de l'étude, la période choisie en concertation avec le SIAGM s'étend du 20 juillet au 31 août 2011.

Le modèle permet de calculer, pour chaque maille du modèle, la concentration maximale observée au moins une fois sur la durée de la modélisation. Ces concentrations maximales sont représentées graphiquement, permettant ainsi de visualiser l'impact maximum potentiel des différents rejets sur les zones ostréicoles.

Les panaches maximum de chaque rejet sont représentés dans les figures 28 à 34. Les concentrations en *E.coli* sont données dans 100 ml d'eau.

Certains rejets étant situés très en amont de l'estuaire, ils ont dû être déplacés vers l'aval pour que les flux puissent être pris en compte par le modèle. Notamment, les points de Pembulzo, la Drayac et le Loc ont été déplacés en aval du pont de Billion.

La figure 28 montre que le panache maximum pour l'évier de Caden peut impacter les points « Pont Neuf » et « Pentes » mais à des concentrations ne dépassant pas 100 *E.coli*/100 ml d'eau.

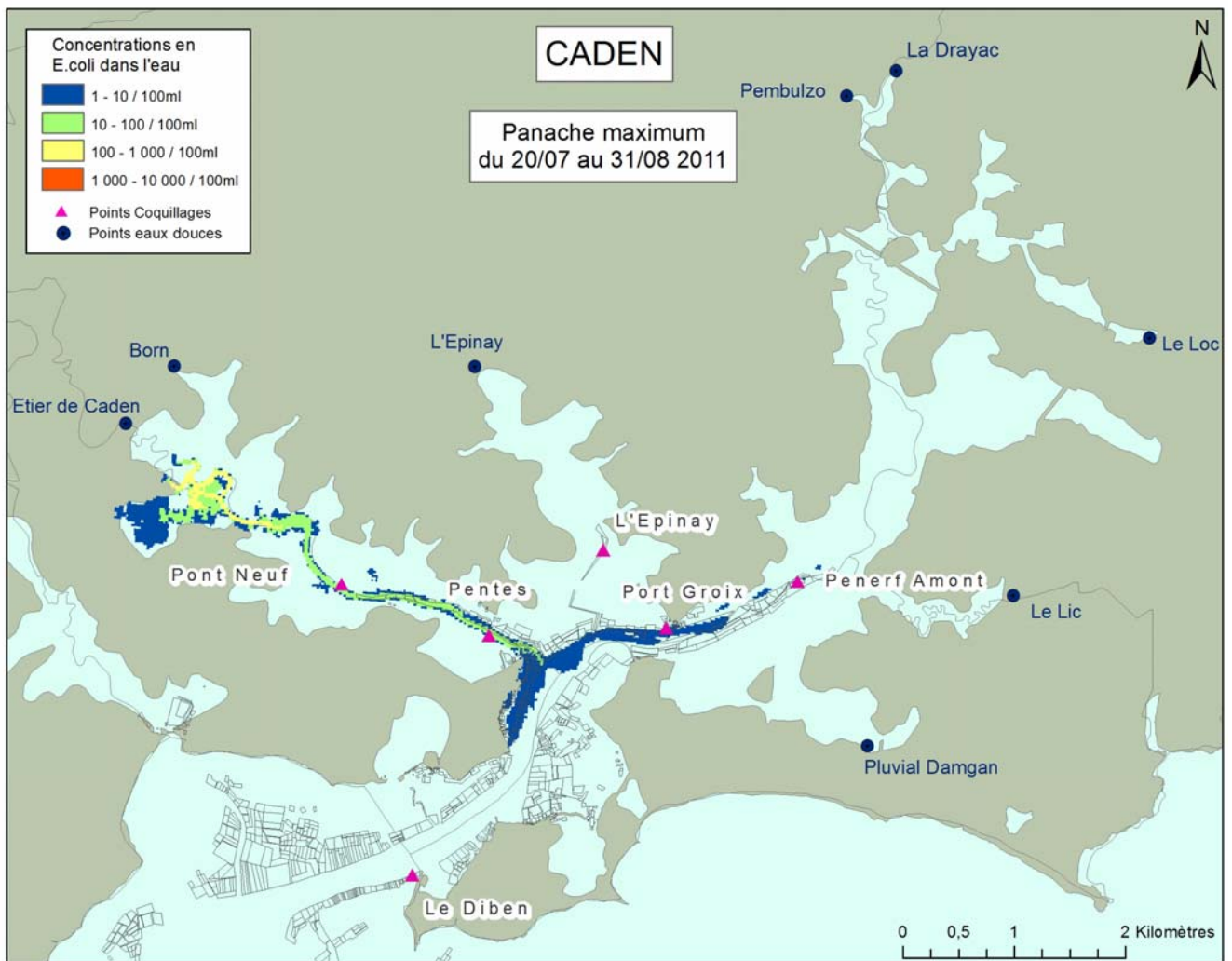


Figure 28 : Panache maximum du rejet de Caden du 20 juillet au 31 août 2011



Figure 29 : Panache maximum du rejet du Born du 20 juillet au 31 août 2011

Le panache de l'étier du Born est présenté figure 29. L'impact de cet exutoire est nettement plus élevé que celui de l'étier de Caden. Les concentrations dans l'eau au niveau du point « Pentes » peuvent atteindre 1000 *E. coli*/100 ml, et 100 *E. coli*/100 ml au niveau du point Port Groix.

En revanche, le panache n'impacte que très peu le bras de l'Epinais.

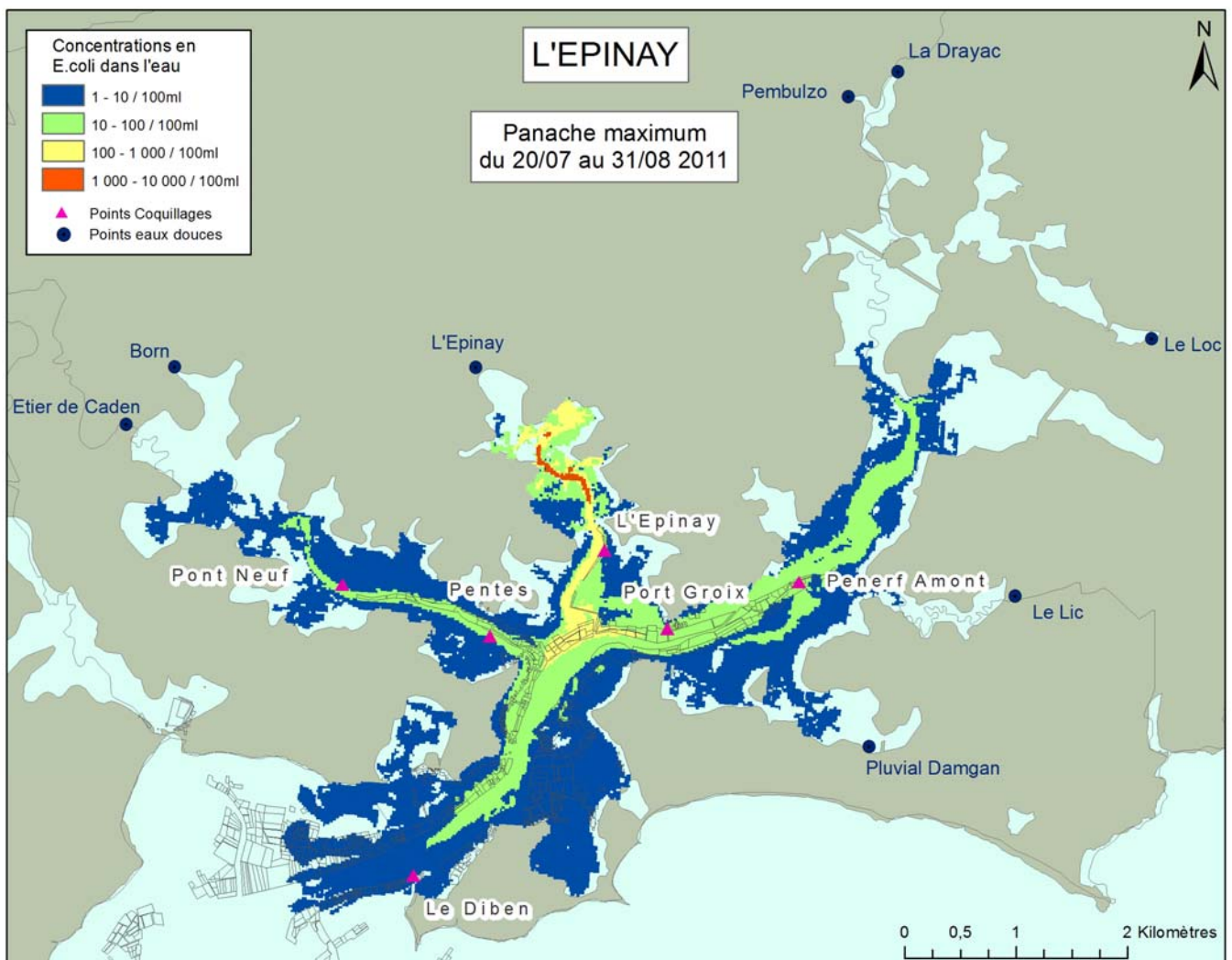


Figure 30 : Panache maximum du rejet de l'Epinaay du 20 juillet au 31 août 2011

Le panache maximum du rejet de l'Epinaay (figure 30) impacte les points REMI « Pentes » et « Port Groix » à une concentration inférieure à 100 *E.coli*/100 ml.

Le panache de ce rejet est celui qui s'étend le plus loin dans l'estuaire, son flux impactant les 3 bras de façon significative.

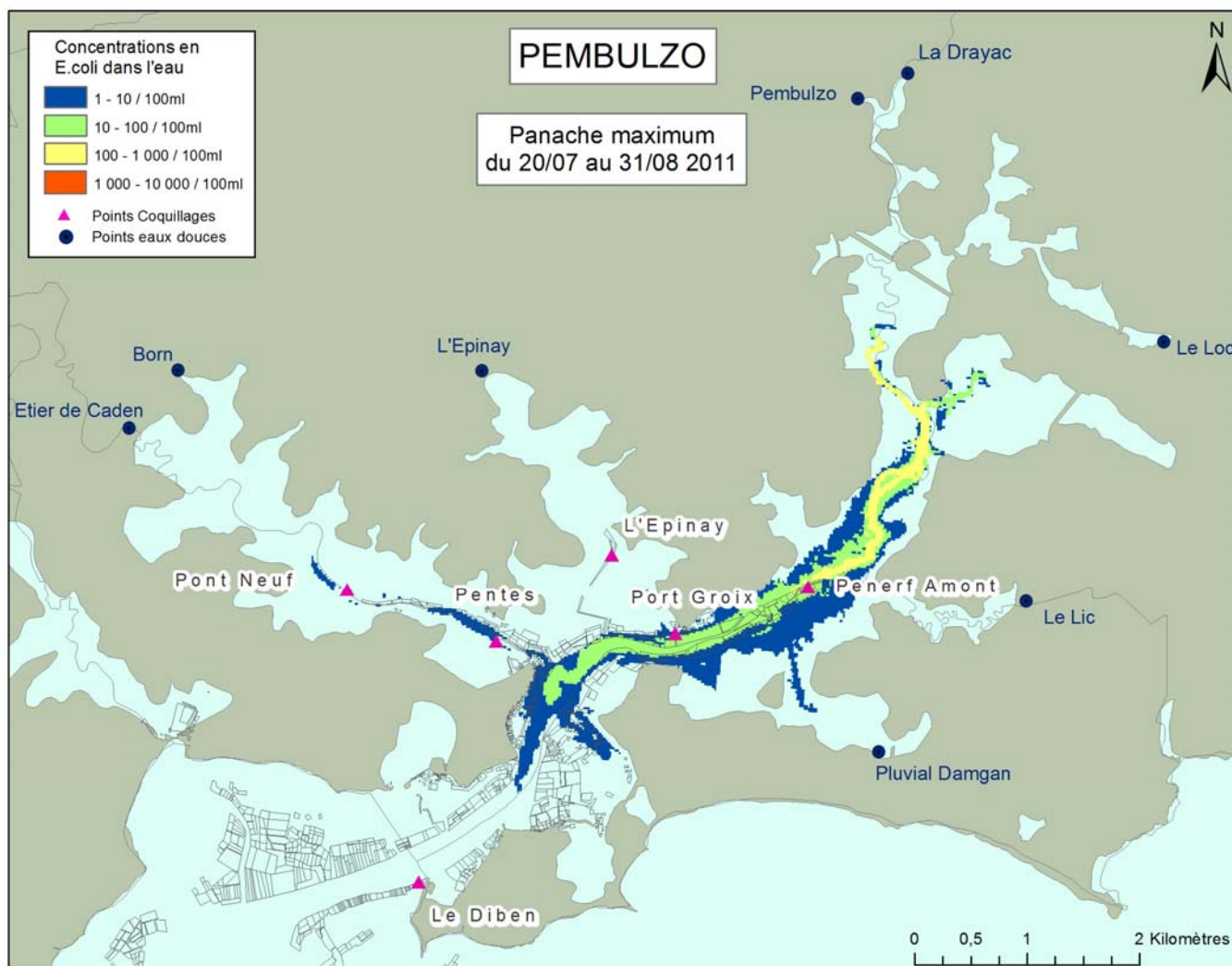


Figure 31 : Panache maximum du rejet du Pembrulzo du 20 juillet au 31 août 2011

Le rejet du Pembrulzo (figure 31) impacte faiblement le point « Port Groix » à une concentration inférieure à 100 *E.coli*/100 ml.

Le panache s'étend essentiellement dans le bras principal de l'estuaire, n'impactant pas les bras de l'Épinay ni de Surzur.

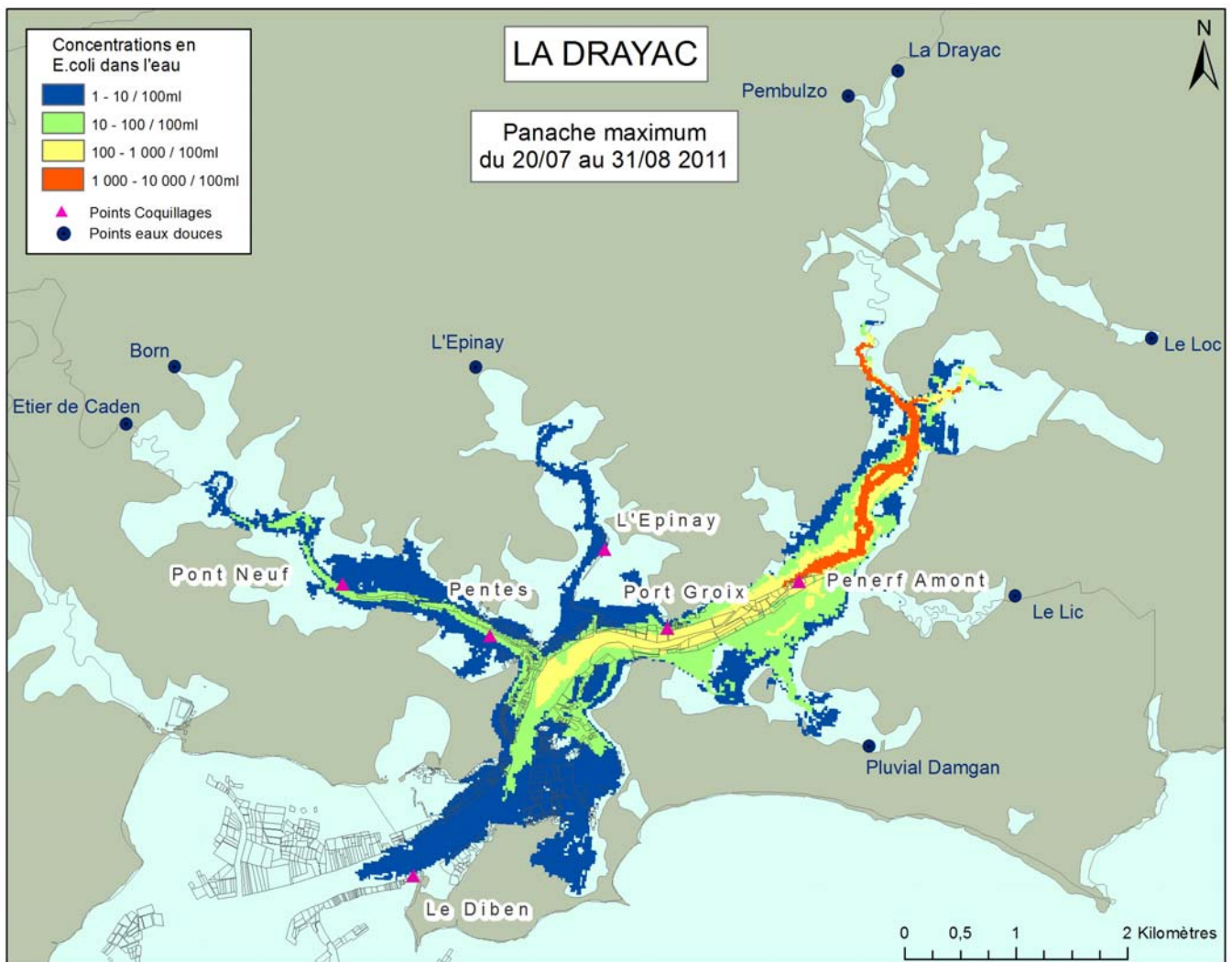


Figure 32 : Panache maximum du rejet de la Drayac du 20 juillet au 31 août 2011

Le rejet de la Drayac présenté figure 32 est soumis aux mêmes courants que celui du Pembrulzo mais son impact est globalement 10 fois supérieur, avec des concentrations dans l'eau au niveau de Port Groix pouvant atteindre 1000 *E.coli*/100 ml.

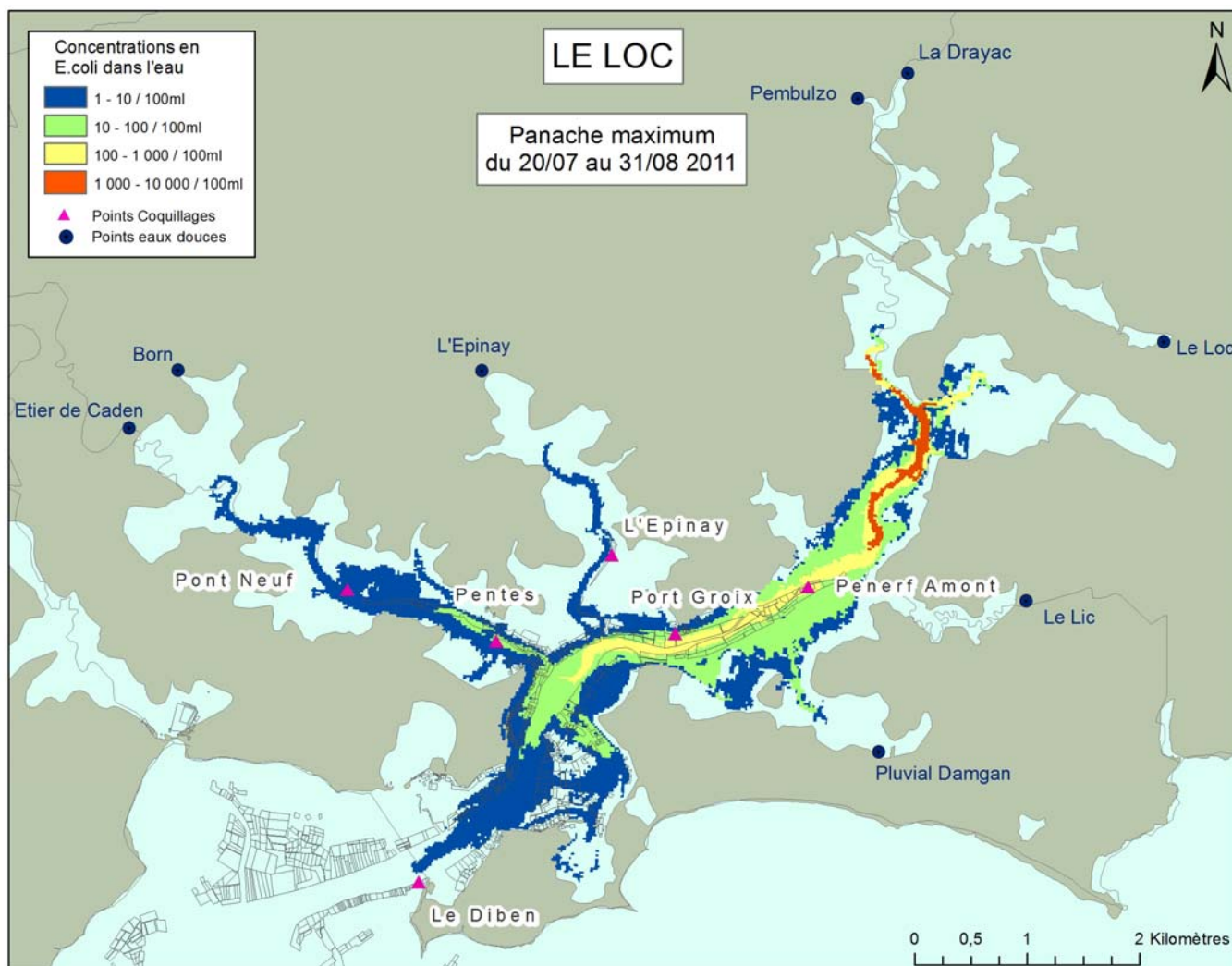


Figure 33 : Panache maximum du rejet du Loc du 20 juillet au 31 août 2011

Le rejet du Loc (figure 33) présente globalement les mêmes caractéristiques que celui de la Drayac bien qu'étant légèrement plus faible. Les concentrations au niveau des points « Pénerf Amont » et « Port Groix » se situent dans la gamme des 100 à 1000 *E.coli*/100 ml.



Figure 34 : Panache maximum du rejet de Damgan du 20 juillet au 31 août 2011

Le rejet de Damgan (figure 34) est susceptible d'impacter le point « Port Groix » à des valeurs de 10 à 100 *E. coli*/100 ml mais les concentrations au niveau du point « Pentes » restent inférieures à 10 *E. coli*/100 ml.

Le panache s'étend majoritairement vers l'aval n'impactant que très faiblement l'amont du bras principal de l'estuaire.

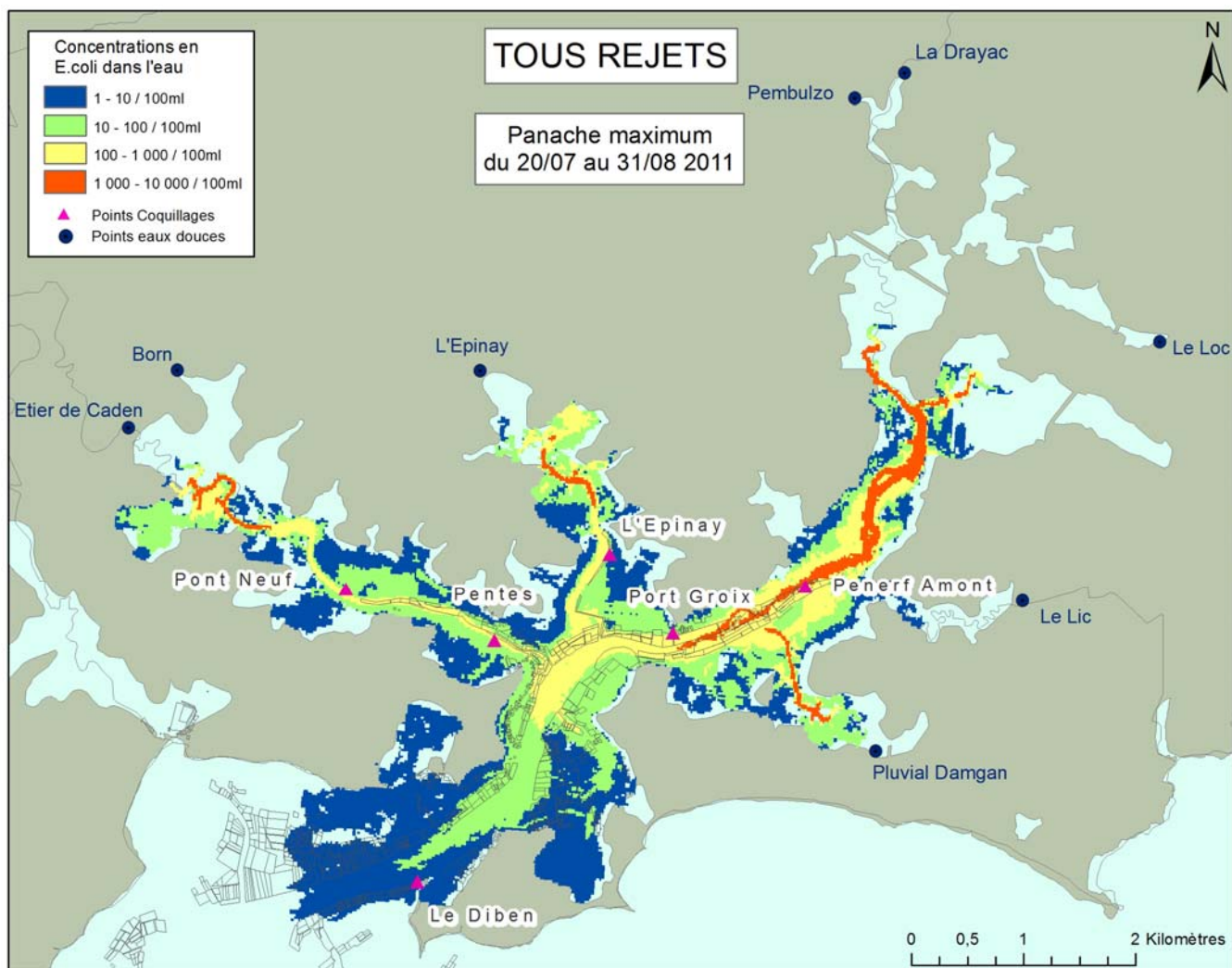


Figure 35 : Panache maximum de tous les rejets cumulés du 20 juillet au 31 août 2011

La figure 35 représente le panache maximum de tous les rejets cumulés. Ce panache maximum induit des concentrations théoriques dans l'eau de 100 à 1 000 *E.coli*/100 ml au niveau des quatre points Pont Neuf, Pentes, l'Epinais et Port Groix. Le point Pénerf Amont est plus impacté avec des concentrations 10 fois supérieures (1 000 à 10 000 *E.coli*/100 ml).

Les observations réelles dans les coquillages ne confirment pas ce résultat (§3.3.1 p. 14) et montrent que les points les plus contaminés sont Pont Neuf et l'Epinais.

Ces deux informations ne sont toutefois pas contradictoires, dans la mesure où les résultats observés dans les coquillages sont basés sur l'ensemble des données disponibles, et le panache maximum représente une situation extrême observée une seule fois.

De plus, il est possible que les contaminations observées sur les points Pont Neuf et l'Epinais soient dues à des rejets locaux non intégrés dans le modèle.

4.4 SYNTHÈSE DES OBSERVATIONS

Comparaison des concentrations observées et calculées par le modèle :

<p>Les concentrations en <i>E.coli</i> mesurées dans les coquillages sont généralement :</p> <ul style="list-style-type: none"> - inférieures aux valeurs estimées par le modèle en hiver - supérieures aux valeurs estimées par le modèle en été <p>Cette observation est plus marquée sur les points coquillages situés à l'ouest de l'estuaire (Pont Neuf et Pentes)</p>
Le point Pont Neuf est majoritairement influencé par le rejet du Born
Les points Pentes et l'Epinay sont majoritairement influencés par l'Epinay
Le point Pénérf Amont est majoritairement influencé par le rejet de la Drayac
Le point Port Groix est influencé par la Drayac en hiver et l'Epinay en été.

Panaches maximum :

<p>Trois rejets sont susceptibles de produire des concentrations comprises entre 100 et 1000 <i>E.coli</i>/100ml d'eau au niveau des points REMI :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Le Born à Pentes - Le Loc et la Drayac à Port Groix
<p>Les rejets susceptibles d'entraîner des concentrations de 10 à 100 <i>E.coli</i>/100ml d'eau sur les points REMI sont :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Caden, l'Epinay, la Drayac et le Loc à Pentes, - Le Born, l'Epinay, le Pembulzo et Damgan à Port Groix.
Le bras de l'Epinay présente un fonctionnement particulier, il est peu impacté par les apports des autres bras de l'estuaire, alors que lui-même impacte l'ensemble de la rivière de Pénérf.

5 DISCUSSION - CONCLUSION

L'étude menée en rivière de Pénérf a permis d'estimer l'impact des principaux exutoires de ce secteur sur les zones conchylicoles, grâce au suivi renforcé et à la modélisation.

Les résultats de colimétrie dans les coquillages concluent à une contamination plus importante sur les points «étude» situés plus en amont que les points REMI, donc plus exposés aux contaminations provenant du bassin versant. Cependant, aucune relation statistique significative n'a pu être mise en évidence entre les différents points de prélèvement coquillages dans le cadre de cette étude. La contamination en rivière de Pénérf n'est pas homogène dans l'ensemble de l'estuaire, et la contamination sur les points REMI ne peut être reliée uniquement à l'apport d'un seul bras de l'estuaire.

La saisonnalité des contaminations observées sur les points REMI Port Groix et surtout Pentès depuis plusieurs années a pu être confirmée, avec des analyses bimensuelles. La contamination augmente brusquement au mois d'août et se prolonge jusqu'en fin d'année en diminuant progressivement. Cependant, les résultats observés montrent un fonctionnement différent entre les années 2010 et 2011. En effet, en 2011 seul le point «Pentès» a connu de fortes concentrations en *E.coli*, ce qui était régulièrement observé depuis 2005. En 2010 en revanche, les deux points REMI ont été fortement contaminés, et simultanément, avec des concentrations en *E.coli* dépassant les valeurs observées sur les points «étude» en amont. Ces résultats ne sont pas expliqués par les facteurs environnementaux étudiés (pluviométrie, débits, ...), ils pourraient être dus soit à d'autres facteurs environnementaux (vent) influant sur la diffusion des contaminations, soit à d'autres contaminations non répertoriées provenant de sources très proches des deux points REMI.

Les mesures de débit ont permis d'estimer les flux d'*E.coli* rejetés en rivière de Pénérf et de les hiérarchiser. Les sous-bassins de l'Epinay et de la Drayac restent les principaux contributeurs de la contamination dans l'estuaire, quelle que soit la période de l'année, mais sont fortement influencés par la pluviométrie. L'Epinay est le principal contributeur par temps sec, ce qui peut s'expliquer par le rejet de la station d'épuration de Surzur, proche de l'exutoire. Dans le cas de la Drayac, les stations d'épuration se trouvent plus en amont et impactent probablement moins la qualité du rejet à l'exutoire (dilution, autoépuration,...).

Grâce au modèle hydrodynamique créé pour le secteur de la rivière de Pénérf, il a été possible d'estimer la concentration en *E.coli* dans l'estuaire, et de la comparer aux mesures réelles obtenues sur les points coquillages, ainsi que de visualiser la dispersion des panaches des différents rejets dans l'estuaire.

En hiver, les concentrations mesurées dans les coquillages sont inférieures aux valeurs prédites par le modèle. Cette observation est particulièrement vérifiée pour les deux points Pont Neuf et Pentès avec une différence pouvant aller jusqu'à une unité logarithmique entre valeurs estimées et mesurées.

En été, le phénomène inverse est observé, avec une sous-estimation systématique des concentrations en *E.coli* calculées par le modèle. Cette sous-estimation est plus marquée pour les points situés à l'ouest de l'estuaire.

Un décalage entre valeurs observées et prédites peut être dû à plusieurs facteurs :

- Validité des flux injectés en *E.coli*,
- Valeur du T90,
- Facteur de concentration entre l'eau et les coquillages,
- Sources de contaminations non prises en compte par le modèle.

Les flux injectés dans le modèle ont été estimés à partir d'une mesure réelle des débits et d'une reconstitution des concentrations. Cette reconstitution des concentrations a pu être validée par la concordance de valeurs calculées et réellement mesurées. Les flux injectés apparaissent donc tout à fait réalistes, même si ils pourraient encore être affinés par des campagnes de prélèvement supplémentaires en temps de pluie. Dans tous les cas, la différence entre valeurs réelles et estimées aurait dû entraîner le même décalage du modèle en hiver et en été, ce qui n'est pas le cas.

Les T90 utilisés dans cette étude, 72 heures pour la période hivernale et 24 heures pour la période estivale ont été choisis pour tenir compte de la forte turbidité en amont de la rivière de Pénérf. En effet, les valeurs de T90 sont très variables en fonction des conditions environnementales, mais peuvent se situer dans une gamme de 20 à 100 heures en hiver, et de 2 à 24 heures en été (Salomon J.C. and Pommepuy M., 1990 ; Guillaud *et al.*, 1997). Une étude récente en rivière d'Auray (Allenou *et al.*, 2012) confirme ces valeurs.

Les T90 choisis permettent de mieux estimer le risque, en se plaçant dans les situations les plus défavorables, aussi bien en hiver qu'en été. Ces T90 relativement longs auraient donc tendance à surestimer les concentrations obtenues par le modèle. Une étude menée dans le golfe du Morbihan (Marco *et al.*, 1995) montre que le passage d'un T90 de 24 à 50 heures entraîne un doublement des valeurs en *Escherichia coli* prédites par le modèle. La surestimation hivernale des concentrations du modèle pourrait donc être en partie due au choix du T90, cependant les différences observées sont trop importantes pour être expliquées uniquement par ce facteur. Pour l'été, un T90 plus court augmenterait l'écart entre valeurs observées et estimées, et n'expliquerait pas le décalage observé.

Le facteur de concentration en *E.coli* entre l'eau et les coquillages peut également influencer sur les résultats estimés. Chez les bivalves filtreurs comme l'huître ou la moule, ce facteur peut varier de 3 à 20 (Prieur *et al.*, 1990). Un facteur moyen de 10 a été utilisé dans le cadre de cette étude. Une différence de filtration des coquillages, en fonction de paramètres environnementaux et physiologiques pourrait modifier le facteur de concentration des *E.coli* dans les coquillages au cours de l'année. Cependant l'ampleur des différences observées en été entre les valeurs du modèle et les valeurs mesurées paraît trop importante pour être due à ce phénomène uniquement.

Faute de données, le modèle n'a pas pu intégrer les rejets de tous les exutoires présents, seuls les principaux ont été modélisés. De plus, le bassin versant présente de nombreuses zones de marais, pour lesquelles il n'est pas possible de définir un unique point de rejet, mais qui sont susceptibles d'être à l'origine de contaminations diffuses dans l'estuaire. Ainsi, il est possible que des rejets ponctuels, à proximité des zones conchylicoles, entraînent des contaminations en été, lorsque les débits (et donc les dilutions) sont moindres. Cette hypothèse est vraisemblable pour

expliquer les contaminations estivales sur les points REMI, non expliquées par les flux en provenance des sous-bassins versants. Elle a également été avancée pour expliquer des phénomènes comparables sur d'autres secteurs (Thomas *et al.*, 2011 ; Allenou *et al.*, 2012).

L'observation des panaches maximum des deux principaux rejets (L'Épinay et la Drayac) au cours de la période estivale, montre que le panache de la Drayac peut entraîner des concentrations bactériennes dans l'eau, au niveau du point Port Groix, de l'ordre de 100 à 1000 *E.coli*/100 ml d'eau, et des concentrations dix fois inférieures au niveau du Point Pentès.

Le rejet du Loc, qui ne représente globalement que 5 % du flux dans l'estuaire, impacte cependant le point Port Groix au même niveau de contamination que la Drayac.

Le Born, qui est le troisième contributeur en flux moyen dans l'estuaire (11%) entraîne également des concentrations en *E.coli* sur le point «Pentès» de 100 à 1000 *E.coli*/100ml.

Ces trois rejets sont donc potentiellement les plus impactants sur la qualité des zones conchylicoles de la partie amont de la rivière de Pénérf.

Les panaches maximum des autres rejets n'impactent les points REMI qu'à des concentrations maximales dans l'eau de 10 à 100 *E.coli*/100 ml. Le rejet de l'Épinay, même s'il n'induit pas des concentrations supérieures à 100 *E.coli*/100 ml sur les points REMI, est celui qui présente le panache le plus étendu, alors que le bras de l'Épinay est lui-même très peu impacté par les autres rejets.

Sur les bases d'un facteur de concentration de 10 entre l'eau et les huîtres, seules des concentrations dans l'eau comprises entre 1 et 10 *E.coli*/100 ml, soit maximum 100 *E.coli*/100g CLI dans les huîtres permettraient un maintien de la zone conchylicole en qualité A (100 % des résultats < 230 *E.coli*/100ml CLI).

Aucun des panaches maximum examinés ne permettent d'atteindre cette qualité pour les deux points REMI simultanément. Cependant, il s'agit ici d'un panache maximum, qui a été observé une fois sur la durée de la simulation, ce qui reflète donc une situation extrême et non pas une situation régulièrement observée.

Cette étude aura permis une meilleure connaissance du fonctionnement hydrologique de la rivière de Pénérf ainsi que des apports des différents sous-bassins versants. **Cependant, certaines contaminations dans les coquillages (notamment en été) ne sont pas expliquées par les connaissances acquises, et des sources de contamination supplémentaires devront être recherchées à proximité des points de prélèvement REMI.**

BIBLIOGRAPHIE

- ALLENOU J.P., HITIER B., STANISIERE J.Y.**, 2012. Modélisation de l'impact bactériologique des bassins versants de la rivière d'Auray. Rapport de contrat, 62 p.
- GUILLAUD J.F., DERRIEN A., GOURMELON M., and POMMEPUY M.**, 1997. T90 as a tool for engineers : interest and limits. – Wat. Sci. Tech., Vol 35 11-12, pp 277-281.
- IFREMER**, 2007. Impact microbiologique des fleuves côtiers sur le Pertuis Breton 2003 – 2006. Rapport de contrat, 49 p.
- MARCO F., JANIN J.M., LE SAUX J.M.**, 1995. Modélisation hydrodynamique du Golfe du Morbihan. Rapport de contrat Conseil Général du Morbihan, 131 p.
- MONFORT P., BOULBEN S. et LE BEC C.**, 2008. Etude sanitaire du bassin versant du Goyen. R.INT.DOP/LER/FBN/Concarneau – 08.003, 54p.
- PRIEUR, D.**, 1981. Experimental studies of trophic relationships between marine bacteria and bivalve molluscs. Kieler Meeresforsch., Sonderh., Vol.5: 376-383.
- PRIEUR D., MEVEL G., NICOLAS J.L., PLUSQUELLEC A. and VIGNEULLE M.**, 1990. Interactions between bivalve molluscs and bacteria in the marine environment. Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev. 28, p. 277-352.
- SALOMON, J.C. and POMMEPUY, M.**, 1990. Mathematical model of bacterial contamination of Morlaix estuary (France). Wat. Res., 24, 983-990.
- THOMAS G., STANISIERE J.Y., FILLON A., PATICAT F., CHABIRAND J.M., DERRIEN A. et GRIZON J.**, 2011. Diagnostic des contaminations microbiologiques des chenaux du Payré. Rapport de contrat, 75 p.
- TREGUIER C., STANISIERE J.Y., ALLENOU J.P., MANACH S.**, 2010. Recherche de l'origine des sources de contamination microbiologique en rivière de Pénérf. Etat des lieux et proposition de suivi complémentaire. Rapport de contrat, 54 p.

ANNEXES

ANNEXE I : DATES DES PRELEVEMENTS

An	Date	Coefficient de marée	Heure BM
2010	Mercredi 11 août	108	12h17
	Mardi 24 août	79	11h37
	Mardi 07 septembre	88	10h25
	Mercredi 22 septembre	78	11h08
	Jeudi 07 octobre	103	10h49
	Mercredi 20 octobre	84	10h01
	Lundi 08 novembre	96	11h48
	Lundi 22 novembre	84	10h52
	Lundi 06 décembre	89	10h52
	Mardi 21 décembre	81	10h36
2011	Mercredi 05 janvier	85	11h25
	Mercredi 19 janvier	81	10h19
	Jeudi 03 Février	84	11h08
	Jeudi 17 Février	85	9h58
	Jeudi 03 Mars	76	10h10
	Vendredi 18 Mars	88	9h32
	Lundi 04 Avril	86	12h11
	Lundi 18 Avril	110	11h36
	Mardi 03 Mai	80	11h41
	Mercredi 18 Mai	99	12h03
	Mercredi 01 Juin	74	11h15
	Jeudi 16 Juin	91	11h50
	Lundi 04 Juillet	78	13h36
	Lundi 18 Juillet	83	13h39
	Mardi 02 Août	102	13h18
	Lundi 29 Août	99	11h32
	Lundi 12 Septembre	86	11h40
	Mardi 27 Septembre	104	11h06

ANNEXE II : SUIVI DES SONDES DE MESURE TPS

Date	Opération	N° sonde Pentès	N° sonde Port Groix
22/07/2010	Contrôle métrologique	B32	B33
28/07/2010	Mise à l'eau	B32	B33 ⁽¹⁾
24/08/2010	Déchargement des données	B32	B33
07/09/2010	Sortie de l'eau, contrôle métrologique	B32	B33
09/09/2010	Remise à l'eau	B32	B33
22/09/2010	Déchargement des données	B32	B33
20/10/2010	Sortie de l'eau, contrôle métrologique	B32	B33
22/10/2010	Remise à l'eau	B32 ⁽²⁾	B33
22/11/2010	Sortie de l'eau, contrôle métrologique	B32 ⁽²⁾	B33
23/11/2010	Remise à l'eau	B2	B33
21/12/2010	Déchargement des données	B2	B33
19/01/2011	Sortie de l'eau, contrôle métrologique	B2	B33
20/01/2011	Remise à l'eau	30.020	B33
17/02/2011	Sortie de l'eau, contrôle métrologique	30.020	B33
18/02/2011	Remise à l'eau	B220	B33
18/03/2011	Nettoyage <i>in situ</i>	B220	B33
19/04/2011	Déchargement des données	B220	B33
18/05/2011	Sortie de l'eau, contrôle métrologique	B220	B33
20/05/2011	Remise à l'eau	B220	B33
30/05/2011	Arrêt des mesures	B220 ⁽¹⁾	
16/06/2011	Déchargement + nettoyage <i>in situ</i>	B220	B33
12/09/2011	Nettoyage <i>in situ</i>	B220	B33
19/09/2011	Arrêt des mesures		B33
27/09/2011	Sortie de l'eau, contrôle métrologique	B220	B33 ⁽³⁾

Mesure

Absence de mesure

⁽¹⁾ Problème de configuration⁽²⁾ Panne⁽³⁾ Mémoire pleine

ANNEXE III : PRESENTATION DU MODELE

Dans le milieu marin, les études d'hydrodynamique (calcul des courants et des hauteurs d'eau) et de dispersion (calcul de la répartition des substances dissoutes dans l'eau) sont maintenant couramment effectuées par modélisation numérique. Cette méthode est basée sur la résolution des équations de l'hydrodynamique (sous certaines hypothèses) à l'aide d'un code de calcul spécifique. On peut ainsi connaître et prédire avec une bonne correspondance (en milieu à marée) les courants et hauteur d'eau sur un domaine donné à partir de la seule connaissance sur le périmètre de ce domaine des niveaux d'eau à tout instant. De l'hydrodynamique, on déduit la dispersion d'une substance dissoute sous l'action des courants.

Les conditions aux bords (évoquées ci-dessus) ne sont pas disponibles en général puisque dépendantes, en domaine côtier, non seulement de la marée que l'on sait très bien calculer et prédire, (cf. l'annuaire des marées du SHOM, par exemple) mais aussi des conditions météorologiques qui elles ne sont pas connues et dont l'impact sur les niveaux d'eau ne peut-être estimé que par modélisation numérique. C'est pourquoi le modèle de détail de la zone d'intérêt est imbriqué dans un modèle de plus large emprise qui lui fournira les niveaux d'eau sur son périmètre. Ce modèle de plus large emprise est lui-même imbriqué dans un modèle de plus grande emprise. Et ainsi de suite jusqu'au modèle général dont les frontières sont repoussées suffisamment loin pour que les niveaux à son périmètre puissent être confondus en bonne approximation avec les niveaux de marée seule.

Cette construction de modèles emboîtés a été développée par l'Ifremer depuis de nombreuses années. Elle est aujourd'hui très au point et a été testée dans de nombreuses situations opérationnelles. Les résultats obtenus par ce système de modélisation restent cependant une idéalisation de la réalité. Les équations et les hypothèses simplificatrices le sont. Enfin le processus de résolution numérique participe au décalage qui existe entre modèle et réalité. C'est pourquoi, il est toujours indispensable de confronter ces résultats à ceux du terrain (mesures de hauteurs et de courants disponibles, le cas échéant en faire de nouvelles).

Le code de calcul spécifique qui est à la base de chaque niveau de modèle est le code Mars de l'Ifremer permet de mettre en évidence, lorsqu'elles existent, les stratifications de masse d'eau.

En regardant le débit des rivières introduites dans le modèle, il s'avère qu'il est très faible par rapport au volume des masses d'eau salées en présence. Ce rapport n'est pas suffisant pour mettre en évidence un gradient vertical de salinité qui justifie le temps de calcul supplémentaire consécutif au passage du 2D au 3D. Cependant l'utilisation du 3D peut s'avérer tout à fait utile pour étudier des phénomènes particuliers sur une courte période (quelques jours) où flux et débits des exutoires sont suffisamment importants pour montrer un gradient vertical. Il a été utilisé pour valider l'hydrodynamique puisque les données acquises par le courantomètre sont des profils verticaux

Les équations que résout le code Mars sont disponibles. Ces équations sont résolues par une méthode aux différences finies. Cette méthode consiste à subdiviser le domaine en petits carreaux ou mailles de calculs sur chacune desquelles on calcule les grandeurs d'état du modèle (courants, niveaux, concentrations en substance dissoute).

Le schéma numérique utilisé par Mars (Alternate Direction Implicit) est très efficace permettant d'atteindre des résolutions très fines. Ce schéma très robuste a fait l'objet de nombreuses publications scientifiques et est bien validé.

Description de l'emboîtement et de la construction

Le système de modélisation comprend 5 modèles imbriqués les uns dans les autres. Nous présentons sur la figure 1 ci-dessous les 3 derniers niveaux d'emboîtement jusqu'au niveau de détail. Les résolutions (taille de la maille du modèle, c'est à dire taille des plus petites structures représentables dans le modèle) respectives de ces modèles sont de 300, 99 et 20 mètres. La résolution augmente (la taille de maille diminue) au fur et à mesure que l'on va vers le modèle de détail. Le principe étant que l'on ne peut pas, pour des raisons de coût, mailler tous les modèles avec la résolution la plus fine. Donc plus l'emprise du modèle est large plus sa résolution est faible.

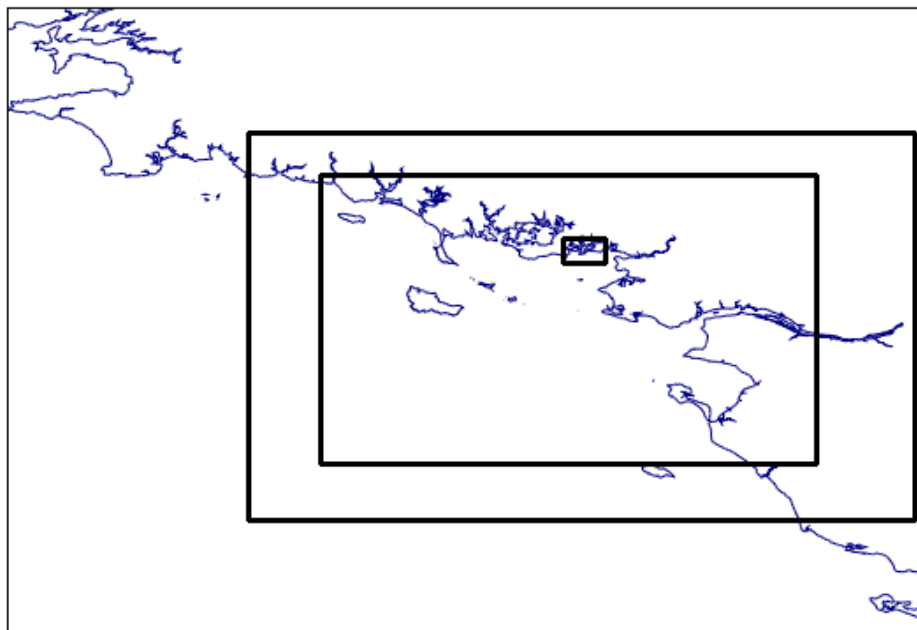


Figure 1 : Position des domaines des trois derniers rangs.

Les deux modèles de plus larges domaines, non représentés sur la figure 1, ont les emprises et résolutions suivantes :

Modèle de rang 0 : 40.00 N-65.00 N / 20.00W-15.00 E. Résolution de 5 km.

Modèle de rang 1 : 46.40N-49.35 N / 5.91W-1.25W. Résolution de 2 km.

La matrice de calcul du modèle de détail représente un total de 290 070 points (586 selon l'axe Est-Ouest et 495 points selon l'axe Nord-Sud (multiplié par 10 en cas d'utilisation d'un modèle tridimensionnel).

On doit ensuite renseigner la bathymétrie en chaque maille de modèle. L'information a été recueillie à cet effet sur les cartes marines du SHOM qui fournissent une information acceptable pour les larges emprises. En revanche, pour le modèle de détail, en particulier sur les zones de larges estrans, l'information est souvent insuffisante. Elle a été faite à partir du modèle numérique de terrain (MNT) réalisé par la DDTM 56 à partir d'un levé lidar fait en 2010 pour les zones découvrantes complété par un relevé bathymétrique classique au sondeur dans les zones toujours en eau aux mois de juillet, septembre et octobre 2010 par la société Mesuris.

Pour que le modèle hydrodynamique fonctionne dans les conditions les plus réalistes possibles, on va lui imposer des conditions de marée et de vent aux frontières du domaine.

Les conditions de marée du modèle de large emprise sont fournies par l'atlas mondial de Schwiderski.

Les conditions de vents sont puisées dans la base de données Arpège.

Au cours d'une simulation, une matrice multidimensionnelle est complétée à intervalle régulier. Pour la partie hydrodynamique, il s'agit de la hauteur d'eau ainsi que des vitesses de courant zonales (U) et méridiennes (V).

En ce qui concerne la salinité, le débit moyen quotidien de chaque rivière est injecté dans une maille précise du modèle qui va lire un fichier, la variable suivie étant la dessalure qui s'advectione et se disperse dans le milieu.

De même pour les bactéries, chaque rejet est injecté dans une maille du modèle où elle se dilue en suivant une loi d'extinction appelée T90 correspondant au temps nécessaire pour diminuer de 90 % la concentration bactérienne (hors advection et dispersion).