



Ifremer

DEFINITION D'UNE METHODOLOGIE DE SUIVI DES CONTAMINATIONS FECALES DU BASSIN VERSANT A LA MER

Résumé

Partie 1 – Modélisation des flux de contamination fécale et de leur impact sur la zone littorale

Partie 2 – Etude des relations entre la concentration en *E. coli* et les usages du sol (modélisation statistique)

***Morgane Bougeard, Sahira Dupont, Raouf Gnouma,
Jean-Claude Le Saux, Monique Pommepuy***



**8^{ième} programme
Ligne de programme n°290
Chapitre 657218**

**Convention N°0620979 du 19/10/2006
Agence de l'Eau Loire-Bretagne - IFREMER Brest**

Septembre 2008

Objectifs

L'Ifremer est en charge de la surveillance des eaux côtières et développe, dans ce cadre, des modèles hydrodynamiques permettant d'évaluer le devenir de la contamination microbiologique en mer. L'approximation sur les flux de contamination fécale arrivant à la côte est un sérieux problème, d'autant plus si l'on sait qu'ils peuvent varier d'un facteur de 100 à 1000 pendant une même journée. De ce fait, différentes approches ont été mises en place à l'étranger sur des modèles de bassins versants et l'Ifremer teste ici une approche avec le modèle AVSWAT (*ArcView - Soil Water Assessment Tool*) pour évaluer la faisabilité de ce type de modèles, leurs intérêts et leurs limites et enfin le coût de ce type d'étude.

Dans le cadre de la DCE, il devient impératif de mettre en place des outils de gestion des bassins versants d'ici 2015. De plus, les deux directives "Eaux de baignade" et "Eaux conchylicoles" indiquent qu'il est essentiel d'utiliser ces outils pour quantifier les flux de contamination fécale (*Escherichia coli*) et gérer les apports à l'échelle du bassin versant.

Aussi, ce projet aborde deux axes de recherche complémentaires, d'une part la modélisation agro-hydrologique et d'autre part la modélisation statistique.

Depuis ces dernières années, et avec le développement de l'informatique, différents modèles hydrologiques ont été mis en place pour calculer les flux de transfert de pollution depuis la parcelle jusqu'au réseau hydrographique. L'association de ces modèles avec les SIG (Système d'Information Géographique) a permis d'intégrer la composante spatiale dans l'évaluation de ces flux à l'échelle des bassins versants. Le modèle agro-hydrologique SWAT a été appliqué et validé en terme de débit, de transport de sédiment et de nutriments sur plusieurs bassins versants caractérisés par des localisations géographiques, des conditions et des pratiques culturelles différentes (Bioteau et al., 2002; Kirsch et al., 2002; Saleh et al., 2000; Santhi et al., 2001a; Santhi et al., 2001b; Spruill et al., 2000). De récents travaux (Baffaut and Benson, 2003; Parajuli et al., 2006; Sadeghi and Arnold, 2004) ont permis de tester la capacité de ce modèle à étudier la dynamique des flux de contamination fécale à l'échelle du bassin versant.

L'un des objectifs de ce projet est de modéliser les flux de contamination fécale et leur impact sur la zone littorale en utilisant le modèle agro-hydrologique AVSWAT appliqué à un site pilote : le bassin versant de l'estuaire de la rivière de Daoulas (29).

La connaissance de l'évolution de l'utilisation et de l'occupation des sols représente un enjeu important, par les nouveaux paramètres environnementaux qu'elle a engendrés et leur impact sur la ressource en eau (M.D. Wyer et al. 1996 ;1997; 1998; C. Hunter et al. 1999; J. Crowther et al. 2001; D. Kay et al. 2005 ; 2007 ; P. Riou et al. 2007).

Généralement, les variations de la concentration en *E. coli* dans les cours d'eau restent mal appréciées tant que les facteurs causals n'ont pas été étudiés : la période de transition entre deux concentrations extrêmes (maximales et minimales), les limites temporelles et spatiales pour des raisons d'origines anthropique et climatique (D. Kay et A. McDonald 1978; C. Hunter et al. 1992 ; A. Wither et al. 2005 ; G. Kim et al. 2005).

L'identification de ces facteurs causals et les limites de transition entre valeurs et *a fortiori* sa prédiction impliquent le développement de méthodes appropriées qui devront prendre en compte les caractéristiques des usages du sol (J. Wilkinson et al.1995 ; J. Crowther et al. 2002 ; J. Crowther et al. 2003 ; D. Kay et al. 2005).

Suivant les sites et les données disponibles, la modélisation statistique peut être une approche permettant de caractériser et de prédire la contamination des cours d'eau en *E. coli* d'un bassin versant en fonction des usages du sol. Cette démarche est le second objectif de ce projet.

DESCRIPTION DU SITE ATELIER

Le bassin versant de l'estuaire de la rivière de Daoulas est situé dans le département du Finistère, à 20km au Sud-Est de la ville de Brest. Orienté Nord-Est/Sud-Ouest, il est traversé par la Mignonne, cours d'eau principal qui se déverse dans un estuaire communiquant directement avec la rade de Brest.

Le climat est de type océanique tempéré avec une moyenne des températures de 11.3°C sur la période 1969-2004 (MF-Guipavas). Le régime pluviométrique caractéristique des climats océaniques varie entre des hauteurs moyennes annuelles de 700mm sur le littoral (MF Lanveoc) à 1 400 mm sur les Monts d'Arrée (MF Sizun) (Fig.1)

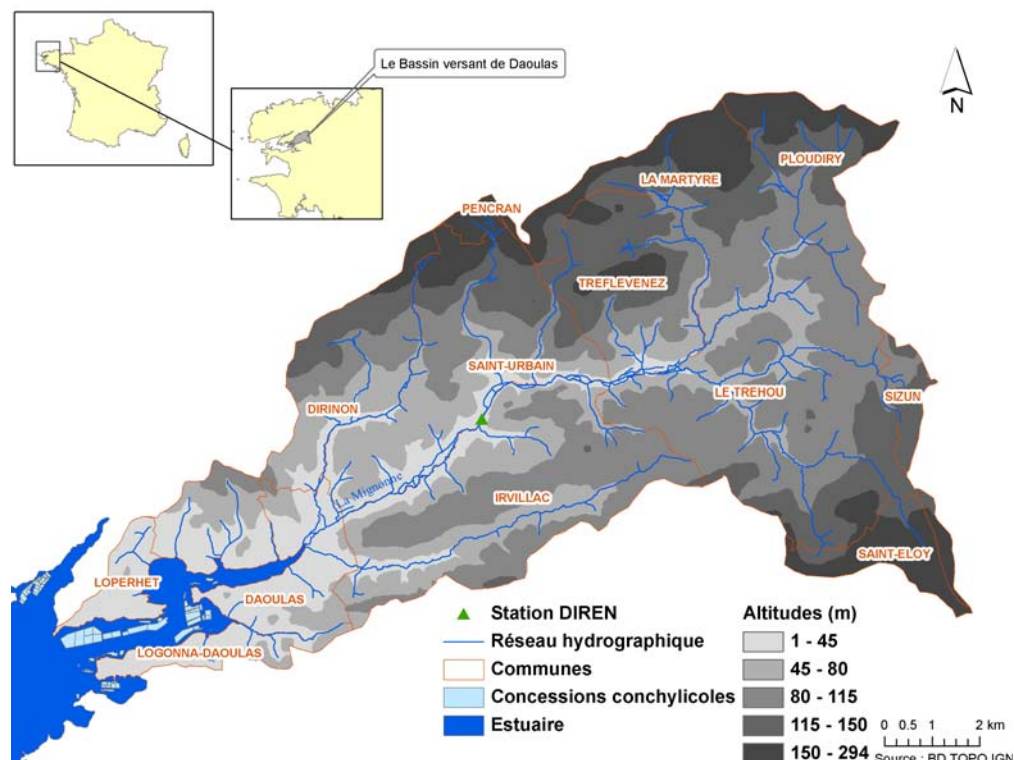


Figure.1 Localisation et configuration du bassin versant de l'estuaire de Daoulas.

Les terrains géologiques du bassin versant sont majoritairement des schistes en amont, et des formations de grès au niveau du littoral estuarien. Les altitudes varient d'amont en aval entre 293m au Menez-Meur et 4m près du littoral. Près de 76% de la superficie du bassin versant présente une pente inférieure à 6%.

Son cours d'eau principal dispose d'un linéaire de 34 km pour un débit moyen de 1,46m³/s¹. Ses 5 principaux affluents se composent d'un linéaire cumulé de 48 km, correspondant à un chevelu dense. Sur 37 années d'observation (1971-2006) la période de basses eaux se situe entre les mois de juin et septembre avec un débit d'étiage moyen de 0,28m³/s pour le mois d'août et un débit moyen de crue de 3,25m³/s en janvier.

Le bassin versant de l'estuaire est composé de 23 sous-bassins versants d'une superficie totale de 113 km² (Fig.2). Le seul sous-bassin versant de la rivière la Mignonne représente près de 80 % de la superficie totale, alors que le littoral se compose de près de 20 petits sous-bassins versants côtiers d'une superficie comprise entre 6 et 260 ha.

¹ Données RNDE 1971-2006

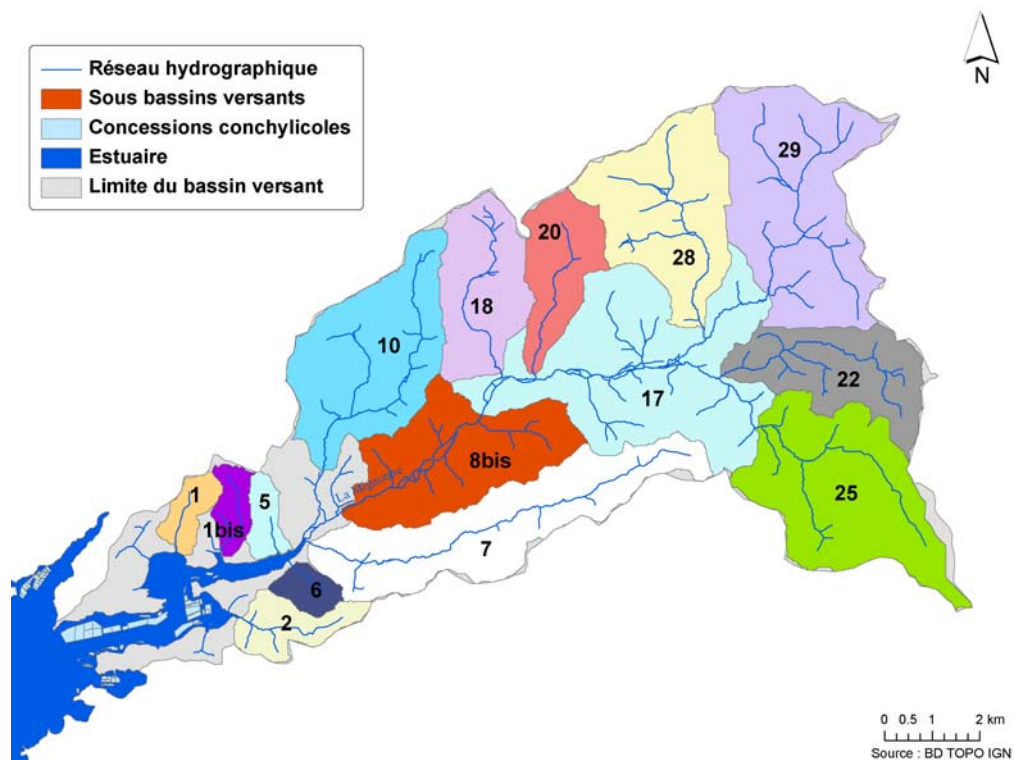


Figure.2 Localisation des 27 sous bassins-versants.

Treize communes, en totalité ou en partie, composent ce bassin versant pour une population permanente de 6 562 habitants, soit une densité de 58 habitants/km².

Sur la base des données Corine Land cover, la superficie des zones industrielles et urbanisées concernent respectivement 0,2% et 2,8%. Six communes disposent d'une installation de traitement des eaux usées urbaines, dont 2 rejettent à moins de 5 km de l'estuaire et une directement dans l'estuaire.

La superficie des zones agricoles hétérogènes représente 40,2% et 35% pour les terres arables. L'activité agricole omniprésente sur le bassin versant compte 169 exploitations, toutes activités confondues, de ce fait la surface agricole utile est de 62% du bassin soit 7004 hectares. Le cheptel d'élevage² est estimé à 9 443 bovins, 60 177 porcins et 434 254 volailles. La répartition spatiale des élevages est différenciée avec l'élevage porcin en amont du bassin versant et l'élevage bovin en aval. La densité de bétail, élevages bovins et porcins cumulés, représente globalement 616 individus/km².

L'estuaire de la rivière de Daoulas est un estuaire de la catégorie bien mélangé, caractérisé par une embouchure où la transition entre la mer et la rivière s'effectue progressivement. Dans ce site de production conchylicole, la zone d'élevage représente 55 hectares pour une production conchylicole annuelle estimée de 100 tonnes d'huîtres creuses, et de 50 tonnes de moules de bouchots. Ces activités concernent une dizaine de producteurs dont 3 centres d'expédition agréés présents sur le site. A noter également la présence d'un gisement naturel de palourdes en amont de la zone de production conchylicole, avec une production annuelle de pêche professionnelle estimée entre 3 et 5 tonnes. Cet estuaire classé sanitaire en B pour les fouisseurs et les non fouisseurs, subit régulièrement des contaminations microbiologiques.

² Données RGA 2000

CHOIX DU SITE ATELIER

Le choix du site de l'estuaire de la rivière de Daoulas s'est fait sur les bases suivantes :

- Bassin versant représentatif des bassins versants estuariens bretons, soumis à une forte pression d'origine anthropique,
- Station de jaugeage DIREN présente depuis 36 années sur le principal cours d'eau du bassin versant estuarien, et mise à disposition par la DIREN des données en temps réel,
- Rejets mixtes sur le bassin versant et dans l'estuaire (origine urbaine et agricole) avec une large part de pollution diffuse par ruissellement,
- Connaissance des usages et de certains points critiques au travers des différentes études précédemment conduites,
- Comprendre les causes de la contamination de la zone d'élevage conchylicole,
- Classement sanitaire des zones conchylicoles inadapté, qui conduit à de nombreuses alertes suite à des pics de contamination fécale. Entre 1997 et 2007, 36 alertes pour le groupe II (fouisseurs) et 5 pour le groupe III (non-fouisseurs) ont été observées. Selon la nouvelle réglementation (Règlement CE 854/2004) le site de production conchylicole devrait être classé C pour le groupe II et B pour le groupe III.

Partie 1

Modélisation des flux de contamination fécale et de leur impact sur la zone littorale (Conséquences sur la qualité des eaux conchylicoles)

Méthode

La première étape correspond à la collecte de l'ensemble des données (géologie, pédologie, climatologie, débits, campagnes de terrain ...) permettant de caractériser le bassin versant, puis leur mise en forme (numérisation, base de données ...). Une étape essentielle correspond aux campagnes de mesure sur le terrain permettant de caler et valider le modèle à l'aide de données observées sur le bassin versant. Au cours de l'année 2007, 32 campagnes hebdomadaires sur 15 points ont été effectuées (analyse des concentrations en *E. coli* et mesure de débit des cours d'eau) et 9 campagnes exceptionnelles (analyse *E. coli*) sur 48 points répartis sur le bassin versant ont été organisées suite à des évènements météorologiques exceptionnels. Ceci a permis de disposer d'une base de données de 935 valeurs d'*E. coli* et 426 données de débit mesuré sur l'ensemble des cours d'eau du bassin versant.

La seconde étape correspond ensuite au calage et à la validation des écoulements sur le bassin versant, permettant la reproduction des débits au niveau des cours d'eau. L'objectif du calage d'un modèle est de réunir la meilleure association de paramètres permettant une simulation proche de la réalité. La validation a, quand à elle, pour objectif de tester la performance du modèle avec les paramètres choisis lors du calage et sur une période différente de celle utilisée lors de la phase de calage (Tolson and Shoemaker, 2004). Ces deux étapes ont été effectuées au niveau de la station DIREN située sur le cours d'eau principal du bassin versant, La Mignonne. En effet, cette station hydrométrique nous a permis de disposer d'un grand nombre de données de débit, et le calage et la validation ont été réalisés pour les périodes respectives : 2000-2003 et 2004-2006.

Concernant la modélisation des flux d'*E. coli*, il est possible d'utiliser le modèle afin de caractériser la réponse du bassin versant à différentes sources de contamination. Dans ce cas, des scénarios ont été mis en place à partir des informations disponibles sur le bassin versant concernant les pratiques agricoles mais aussi les rejets directs au cours d'eau. Dans cette étude, nous avons simulés les rejets de stations d'épuration et les épandages d'effluents porcins, ces derniers étant évalués à partir des connaissances en terme d'effectif des cheptels (Figure 1).

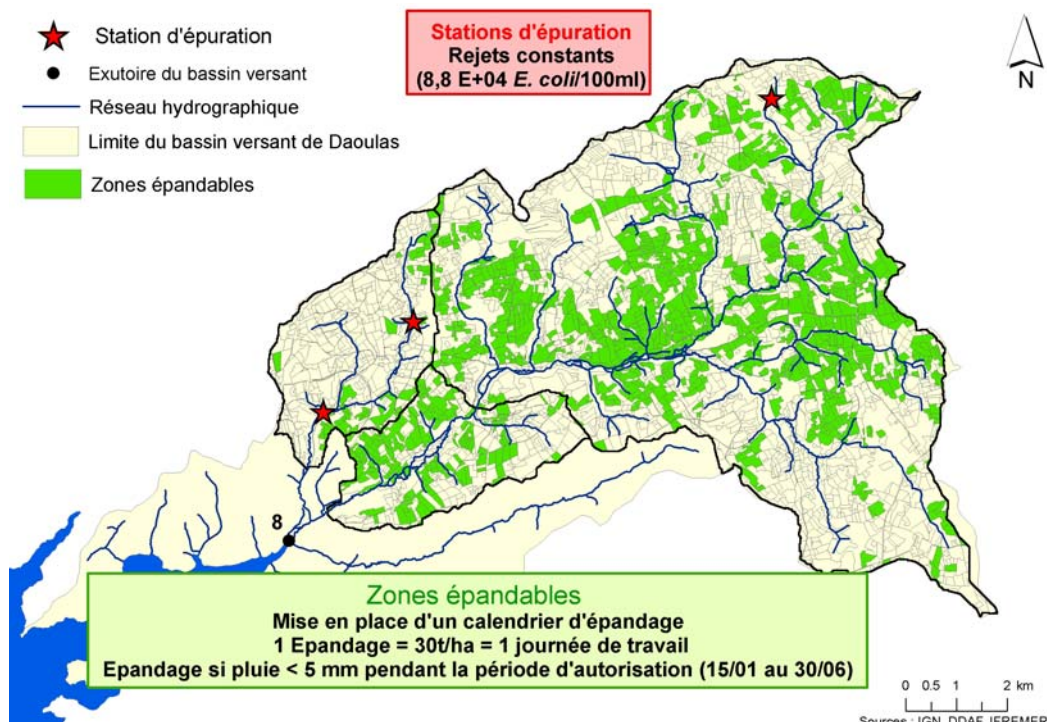


Figure 1 – Le bassin versant de l'estuaire de la rivière de Daoulas et les caractéristiques des sources de contamination simulées dans AVSWAT

Afin de tester la réactivité du modèle et de comparer nos données observées aux résultats des simulations, différents scénarios ont été testés (Tableau I).

Tableau I : Caractéristiques des différents scénarios simulés dans AVSWAT

Nom	Rejets directs	Rejets diffus
Scénario 1	3 stations d'épuration	- épandage sur sol nu - concentration théorique dans les lisiers = $8,96 \cdot 10^5$ <i>E. coli</i> /g poids sec (données littérature)
Scénario 2	3 stations d'épuration	- épandage sur prairies (6 cm) et bandes enherbées de 10 m - concentration théorique dans les lisiers = $8,96 \cdot 10^5$ <i>E. coli</i> /g poids sec (données littérature)
Scénario 3	3 stations d'épuration	- épandage sur prairies (6 cm) et bandes enherbées de 10 m - concentration mesurée dans un lisier = $1,42 \cdot 10^5$ <i>E. coli</i> /g poids sec (exploitation finistérienne)

La première simulation peut correspondre à des pratiques sur sol nu avant semis ou après récolte du maïs ; les deux autres ont été observées lors des campagnes de prélèvements sur le bassin versant de Daoulas.

Enfin, il est possible d'intégrer ces flux au modèle hydrodynamique MARS développé par l'IFREMER sur la baie de Daoulas et d'étudier la réponse de l'estuaire à différents types de flux et leurs impacts sur la qualité microbiologique des eaux côtières et des coquillages.

Résultats

- **Calage et validation des débits au niveau de la station DIREN**

Le calage hydrologique réalisé sur la période 2000-2003 montre des résultats satisfaisants ($R^2 = 0,84$, $Ens = 0,84$) et donc une bonne reproduction des écoulements (Figure 2). La validation du modèle effectuée sur la période 2004-2006 (Figure 2) avec les mêmes paramètres que ceux choisis lors du calage présente des critères d'efficacité satisfaisants ($R^2 = 0,84$, $Ens = 0,82$) s'ils sont comparés avec ceux trouvés dans la littérature (Eckhardt and Arnold, 2001; Gassman et al., 2007; Hongguang Cheng et al., 2007; Michaud et al., 2006; Pohlert et al., 2005; Santhi et al., 2001a; Santhi et al., 2001b).

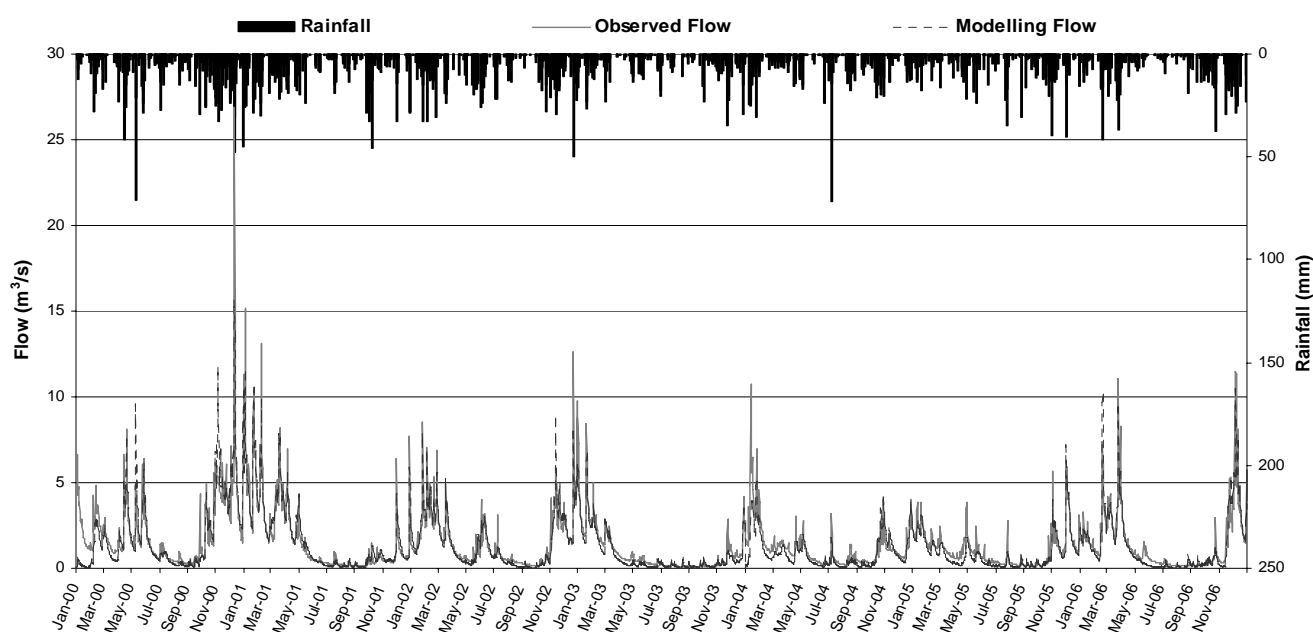


Figure 2 – Calage et validation des débits au niveau de la station DIREN sur la rivière La Mignonne

- **Modélisation des flux d'*E. coli* selon les 3 scénarios**

Les concentrations en *E. coli* à l'exutoire général du bassin versant (point 8 sur la figure 1) pour les 3 simulations décrites précédemment sont présentées sur la figure 3. Les pics de concentration en *E. coli* correspondent parfaitement aux épisodes pluvieux qui mobilisent les bactéries présentes au niveau des sols et qui ruissellent jusqu'au cours d'eau. En période sèche, les niveaux de contamination sont les mêmes pour les 3 simulations et sont dues aux rejets de STEP constants au cours du temps.

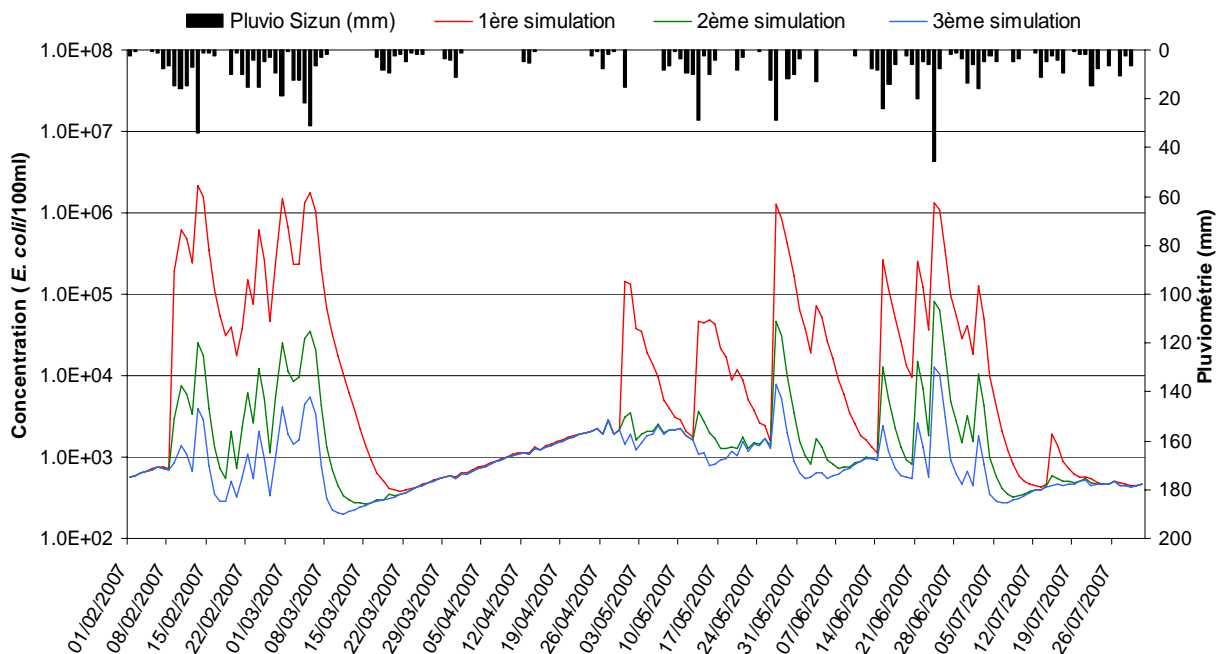


Figure 3 : Concentrations en *E. coli* au point 8 selon les différentes simulations réalisées

La figure 3 indique que le modèle prend bien en compte les différentes pratiques agricoles indiquées dans chaque simulation.

- La 1^{ère} simulation (courbe rouge) présente un maximum de $2,15 \cdot 10^6$ *E. coli*/100ml, concentration très importante que l'on retrouve plus souvent dans des eaux usées brutes que dans des rivières.
- L'intégration d'un épandage sur prairies et la mise en place de bandes enherbées de 10 m dans la 2^{ème} simulation (courbe verte) permet de diminuer les concentrations d'environ 2 log au niveau de la rivière arrivant à l'estuaire et sa concentration maximale est de $8,14 \cdot 10^4$ *E. coli*/100 ml.
- Enfin, l'utilisation d'une concentration en *E. coli* dans les lisiers plus réaliste car conforme à celle mesurée sur une exploitation finistérienne donne une concentration maximale dans le cours d'eau de $1,3 \cdot 10^4$ *E. coli*/100 ml.

L'ensemble des valeurs mesurées au point 8 entre 2004 et 2007 (33 données) sont comprises entre $1 \cdot 10^2$ et $3,5 \cdot 10^4$ *E. coli*/100 ml, intervalle correspondant au 2^{ème} et au 3^{ème} scénarios. Le modèle reproduit donc de façon satisfaisante les concentrations en *E. coli* et les scénarios choisis sont réalistes.

L'analyse des flux arrivant à l'estuaire va permettre d'évaluer le poids des deux sources de contamination intégrées dans le modèle : les stations d'épuration et les épandages.

La figure 4 présente les flux au point 8 pour les 3 simulations réalisées et une simulation où seuls les rejets de STEP ont été intégrés (courbe violette). Cette dernière montre un flux constant, le modèle compensant la dilution causée par la pluie par l'augmentation de débit (en l'absence de débordements avec rejet d'eaux brutes, événement non simulé dans cette étude). Cette courbe nous permet de voir visuellement la part de contamination microbiologique imputable aux STEP et celles imputables aux épandages. La contamination de base de $6,7 \cdot 10^6$ *E. coli*/m³/s correspond aux rejets de STEP, alors que les pics de contamination atteignant plus de 10^{11} *E. coli*/m³/s pour la 1^{ère} simulation, 10^{10} *E. coli*/m³/s pour la 2^{ème} et 10^{11} *E. coli*/m³/s pour la 3^{ème} sont dus aux ruissellements de l'eau sur le sol lors de la remise en circulation des bactéries issus d'épandage de lisier.

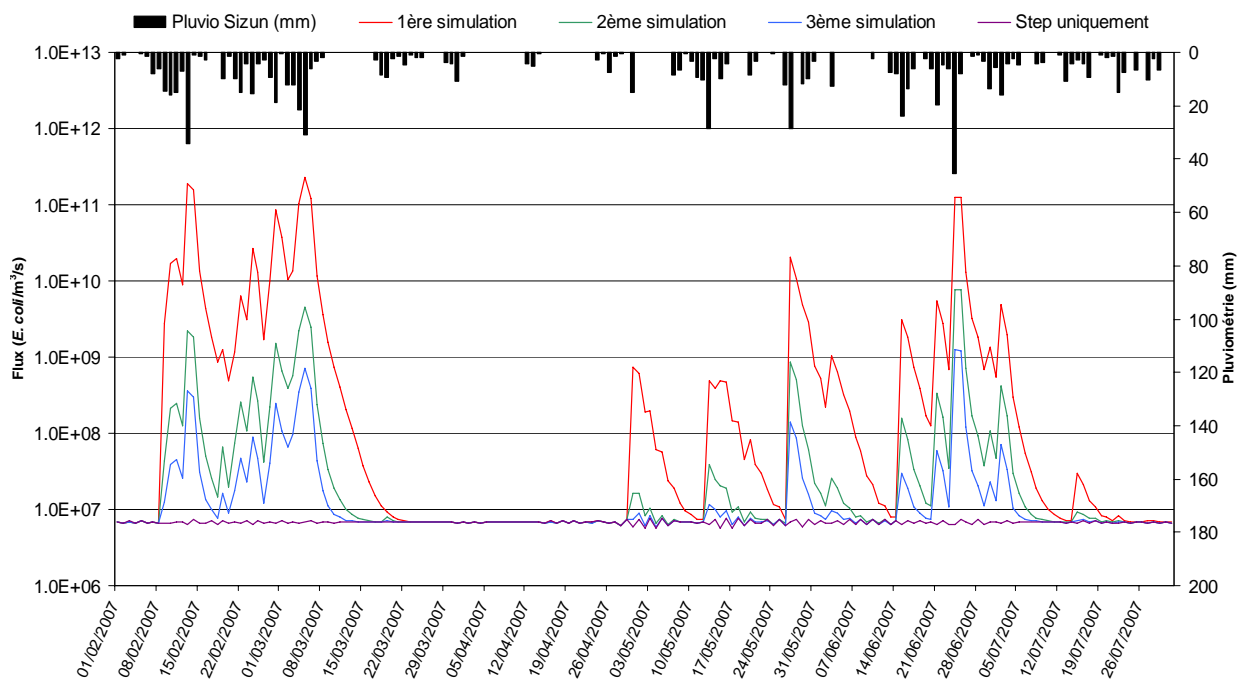


Figure 4 : Flux en *E. coli* au point 8 selon les différentes simulations réalisées

Il est alors possible de calculer le poids moyen à l'exutoire du bassin versants des deux types d'apports simulés. Sur l'ensemble de la période simulée (01/02/2007 au 31/07/2007), les rejets de stations d'épuration seraient, dans le scénario envisagé, responsables de 16,7 % de la contamination bactériologique arrivant à l'estuaire et les épandages de 83,3%.

En période sèche, les rejets de stations d'épuration seraient responsables de 100% des flux bactériens arrivant en mer. Au contraire, en période pluvieuse, les épandages seraient la cause de plus de 83,3 % de ces flux. Toutefois, il est essentiel de pondérer ces résultats par le fait que seuls deux types d'apports de bactéries fécales ont été intégrés dans le modèle. Afin d'avoir une bonne représentation de la réalité, il est essentiel d'intégrer l'ensemble des sources polluantes telles que les rejets d'assainissement autonome et le pâturage des bovins.

Discussion et conclusion

Dans cette étude, le modèle AVSWAT a permis de représenter de façon simplifiée les écoulements sur le bassin versant de l'estuaire de la rivière de Daoulas situé dans le Finistère (France). Concernant la modélisation des flux d'*E. coli*, il est intéressant de mettre en place des scénarios "réalistes" à partir des informations disponibles sur le bassin versant concernant les pratiques agricoles mais aussi les rejets directs au cours d'eau. Dans cette étude, il apparaît que les stations d'épuration sont responsables d'une part importantes de la contamination en temps sec. Au contraire, par temps pluvieux, les épandages se révèlent polluants par la mobilisation des bactéries et le ruissellement sur les sols. Nous avons pu également tester différents scénarii concernant les pratiques agricoles et il apparaît que le modèle réagit de façon cohérente à l'intégration de pratiques plus respectueuses telles que les bandes enherbées ou l'épandage sur sol non nu.

La modélisation des flux d'*E. coli* sur le bassin versant de Daoulas nous a donc permis d'évaluer les potentialités du modèle AVSWAT qui sont nombreuses et variées. La prise en main du modèle, la résolution des "bugs", la collecte des données et leur intégration dans le modèle sont des étapes parfois complexes et consommatrices en terme de temps de travail. Le tableau II présente de façon générale le nombre de mois attribué à chaque étape du projet de modélisation avec AVSWAT sur le bassin versant de Daoulas :

Tableau II : Répartition des mois de travail pour ce projet (BV de 113 km²)

Etapes	Nombre de mois
Bibliographie (Modèle, <i>E. coli</i> , pratiques culturelles...)	7
Acquisition de données (collecte auprès des producteurs de données, terrain, SIG...)	9
Préparation des données d'entrée du modèle	1
Calage et validation du modèle au niveau hydrologique	3
Simulations flux <i>E. coli</i> (scénarii...)	5
Interprétation, rédaction	1
Total	26

La réalisation d'une telle étude sur un bassin versant est fonction de la superficie de ce dernier. En effet, elle influe énormément sur l'ensemble des étapes du projet et particulièrement sur l'acquisition de données (nombre de points de mesure sur le terrain, cartographie des informations...) et sur le calage et la validation hydrologique (nombre de sous bassins versants). Le projet sur Daoulas a nécessité au total 26 mois de travail, ce qui représente environ 7 jours/km². Cependant, il est important de noter que dans le cas du bassin versant de Daoulas, de nombreuses données ont été mises à disposition par Brest Métropole Océane et que la rivière principale était équipée d'une station hydrométrique gérée par la DIREN ce qui a facilité la mise en place du modèle ainsi que son calage et sa validation hydrologique.

Pour conclure, cette étude a montré la faisabilité de la mise en place du modèle AVSWAT et de l'évaluation des apports microbiologiques en provenance des bassins versants. Les résultats de cette application d'AVSWAT pour les bactéries apparaissent très prometteurs et le couplage de ce modèle agro-hydrologique avec un modèle hydrodynamique côtier permettrait de tester différents scénarios en terme de flux microbiologiques arrivant à l'estuaire et leur impact sur la zone littorale. La figure 5 présente un premier essai de couplage des deux modèles en fin d'étude.

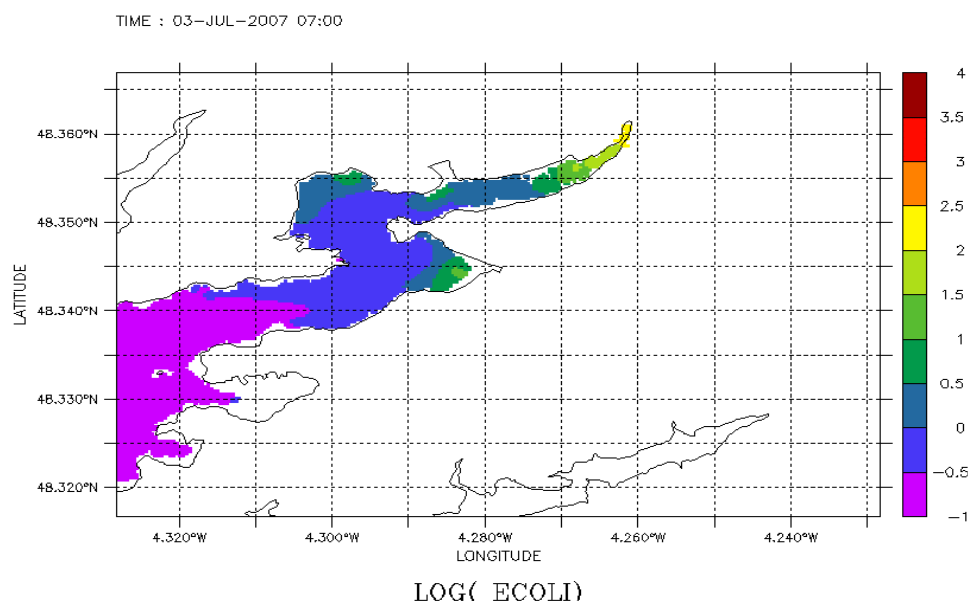


Figure 5 : Simulation des flux d'*E. coli* arrivant à l'estuaire de Daoulas (6 rivières avec débits moyens et concentrations moyennes)

Bibliographie

- Baffaut, C. and Benson, V.W., 2003. A bacteria TMDL for shoal creek using swat modeling and DNA source tracking, Total Maximum Daily Load TMDL Environmental Regulations II, ASAE Proceedings, Albuquerque, NM, pp. 35-40.
- Bioteau, T., Bordenave, P., Laurent, F. and Ruelland, D., 2002. Evaluation des risques de pollution diffuse par l'azote d'origine agricole à l'échelle de bassins versants : Intérêts d'une approche par modélisation avec SWAT. *Ingénieries*, 32: 3-12.
- Eckhardt, K. and Arnold, J.G., 2001. Automatic calibration of a distributed catchment model. *Journal of Hydrology*, 251: 103-109.
- Gassman, P.W., Reyes, M., Green, C.H. and Arnold, J.G., 2007. The Soil and Water Assessment Tool : Historical development, applications and future directions. *Trans. ASABE*, 50(4): (in press).
- Hongguang Cheng, Wei Ouyang, Fanghua Hao, Xiyan Ren and Shengtian Yang, 2007. The non-point source pollution in livestock-breeding areas of the Heihe River basin in Yellow River. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 21(3): 213-221.
- Kirsch, K., Kirsch, A. and Arnold, J.G., 2002. Predicting sediment and phosphorus loads in the rock river basin using SWAT. *American Society of Agricultural Engineers*, 45(6): 1757-1769.
- Michaud, A., Deslandes, J. and Beaudin, I., 2006. Modélisation de l'hydrologie et des dynamiques de pollution diffuse dans le bassin versant de la Rivière aux Brochets à l'aide du modèle SWAT, IRDA.
- Parajuli, P., Mankin, K.R. and Barnes, P.L., 2006. Modeling Sources of Fecal Coliform Bacteria using SWAT/Microbial sub-model, 2006 ASABE Annual International Meeting. American Society of Agricultural and Biological Engineers, Portland convention Center, Portland, Oregon, 9-12 July 2006, pp. 15.
- Pohlert, T., Huisman, J.A., Breuer, L. and Frede, H.G., 2005. Modelling of point and non-point source pollution of nitrate with SWAT in the river Dill, Germany. *Advances in Geosciences*, 5: 7-12.
- Sadeghi, A.M. and Arnold, J.G., 2004. A Swat/microbial sub-model for predicting pathogen loadings in surface and groundwater at watershed and basin scales. *Proceedings of International Workshop on : Identification of current status and needs of GIS and database technology in the agricultural sector - GIS for analysis and monitoring of land use and land/water Quality*, March 4-6, 2004, Pulawy, Poland, Chapter VIII, pp. 56-63.
- Saleh, A. et al., 2000. Application of SWAT for the Upper North Bosque River Watershed. *American Society of Agricultural Engineers*, 43(5): 1077-1087.
- Santhi, C. et al., 2001a. Validation of the SWAT Model on a large river basin with point and nonpoint sources. *Journal of the American water resources association*, 37(5): 1169-1188.
- Santhi, C., Arnold, J.G., Williams, J.R., Hauck, L.M. and Dugas, W.A., 2001b. Application of a watershed model to evaluate management effects on point and nonpoint source pollution. *American Society of Agricultural Engineers*, 44(6): 1559-1570.
- Spruill, C.A., Workman, S.R. and Taraba, J.L., 2000. Simulation of daily and monthly stream discharge from small watersheds using the SWAT Model. *American Society of Agricultural Engineers*, 43(6): 1431-1439.
- Tolson, B.A. and Shoemaker, C.A., 2004. Watershed modeling of the Canonnsville basin using SWAT2000 : Model development, calibration and validation for the prediction of flow, sediment and phosphorus transport to the Canonnsville reservoir. Version 1.0. Technical Report, School of Civil and Environmental Engineering.

Partie 2

Etude des relations entre la concentration en *E. coli* et les usages du sol Modélisation statistique

Méthode

Dans le cadre d'une modélisation prédictive des cours d'eau en fonction de l'usage du sol, les méthodes utilisées sur ce site atelier doivent permettre des applications similaires, si elles sont représentatives de la diversité de la concentration en *E. coli* liée à celle des modes de production agricole départementale, dans une démarche ascendante à une extrapolation à l'échelle régionale.

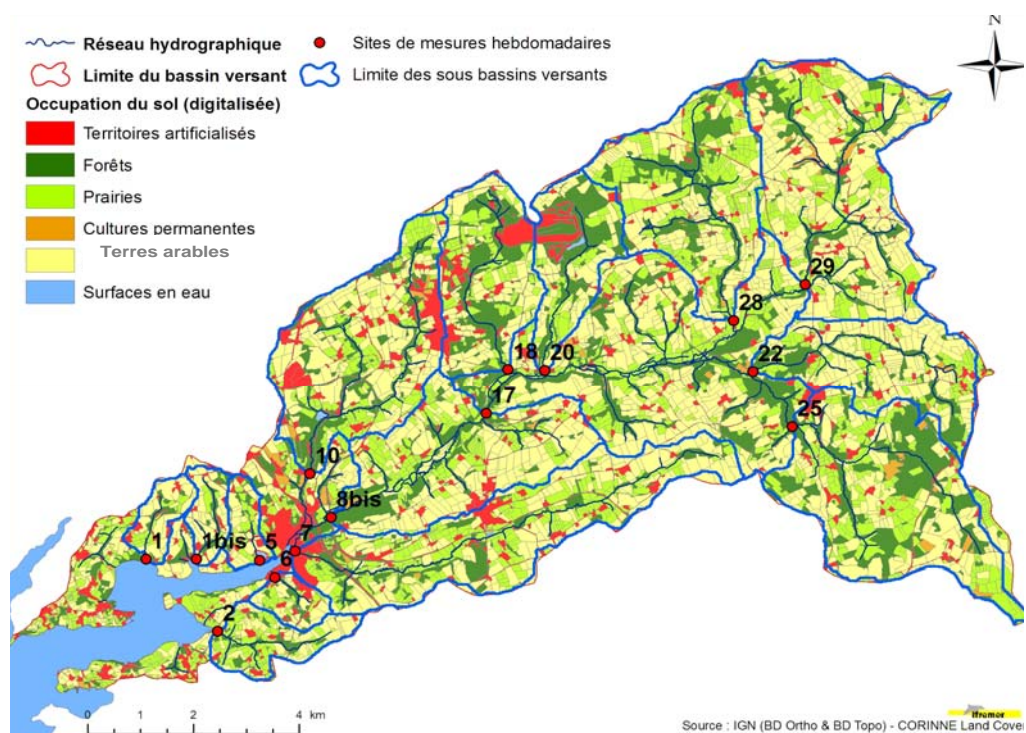


Figure 1 : Cartographie de l'occupation du sol du bassin versant de l'estuaire de la rivière de Daoulas

En conséquence, la définition et la mise en œuvre de cette méthode de prédiction du devenir de la contamination microbologique (*E. coli*) sont structurées en trois axes :

- Identifier et choisir les facteurs causals (usages du sol et cheptel) et analyser leur variabilité spatiale en vérifiant si les bassins versants sont source de pollution (Fig.1). La préparation des données inclut leur nettoyage, leur transformation et une opération de sélection des 'prédicteurs' pour réduire le nombre de variables. Cette première procédure d'exploration consiste à identifier les variables les plus pertinentes et déterminer la complexité et/ou la nature générale des modèles qui pourront être pris en compte.

- Développer des modèles statistiques de bonnes puissances prédictives (Désignation du poids des facteurs causals usages du sol et cheptel en jeu dans l'évolution passée et future de la concentration en *E. coli*). Le concept de cette exploration est un processus analytique destiné à explorer de larges quantités de données afin de dégager une structure et/ou des relations systématiques et spécifier des inter-relations entre les variables sur lesquelles les prévisions sont fondées.
- Vérifier la compatibilité des modèles retenus avec la réalité terrain et utiliser les modèles développés en opérationnel pour la prévision de la concentration en *E. coli*. La prédiction qui consiste à étudier les propositions de modèles et choisit le meilleur en fonction de ses qualités en terme de prévision (c'est-à-dire, expliquer la variation de la concentration d'*E. coli* et produire des résultats valides quel que soit l'échantillon). La plupart des techniques reposent sur ce qui est appelé « compétition entre modèles », ce qui correspond à l'application des différents modèles au même échantillon de données, puis à la comparaison de leur performance pour choisir le meilleur modèle. Le modèle ainsi mis en évidence est utilisé sur de nouvelles données.

Résultats

L'étude s'est déroulée sur l'année 2007, aussi il est important de noter que l'analyse comparative des moyennes des débits de La Mignonne calculées sur 37 ans, avec la période d'observation (février 07-janvier 08) nous a conduit à observer une saison 2007 atypique. Le régime hydrologique est caractérisé par un étiage dont la période est décalée et très courte, allant de septembre à novembre.

L'analyse de la variabilité spatiale de la concentration moyenne en *E. coli* mesurées sur les rivières de 15 sous bassins versants de l'estuaire de Daoulas montre que les valeurs extrêmes de cette concentration sont présentées par les sous bassins versants 5, 6, 10 et 20. Le site 5 présente une valeur moyenne maximale de 5224 *E. coli* / 100 ml. La valeur minimale de 181 *E. coli* / 100 ml est présentée par le sous bassin versant 20 (Fig.2).

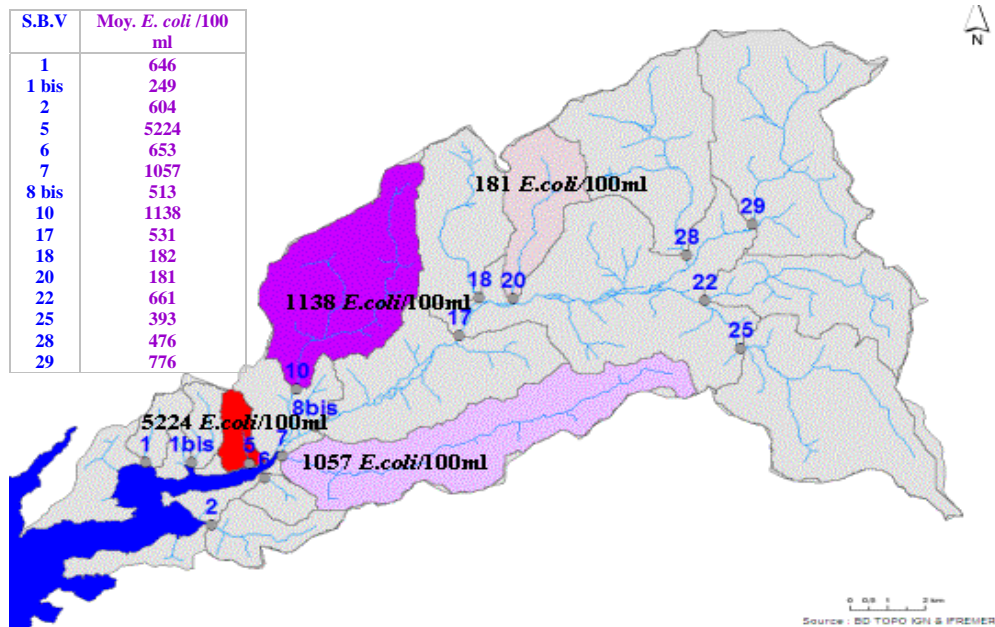


Figure 2: Variabilité spatiale de la concentration moyenne en *E. coli* /100 ml

L'analyse préliminaire des données d'usage du sol, nous conduit à supposer que les valeurs de la concentration en *E. coli* sont maximales particulièrement dans les rivières des sous bassins versants localisés dans des communes possédant un assainissement collectif. Cependant nous pouvons observer des teneurs élevées en *E. coli* dans la rivière du sous bassin 5 bien que les prélèvements soient réalisés en amont du rejet de la station. Ceci implique que ces concentrations observées sont liées à d'autres apports.

L'analyse de variance (ANOVA) nous indique que les différences entre les moyennes de la concentration en *E. coli* des différents sous bassins versants révèlent un BV.10 subissant de grandes variations (3 unités log), un BV.5 très différent et des moyennes semblables pour les BV 18 et 20 ; 25, 28 et 29. Cependant, le test d'ANOVA met en évidence une différence significative entre les 15 sites de mesures (la concentration en *E. coli* est la variable dépendante ou à expliquer). La différence entre les sites n'est pas aléatoire dans un intervalle de confiance à 95% autour de la droite de régression entre "la concentration d'*E. coli*" et le prédicteur catégoriel "site".

Le test de comparaisons multiples de Bonferroni confirme que le site 5 est significativement différent en terme de concentrations en *E. coli* par rapport aux autres sites ; les concentrations en *E. coli* du site 18 sont significativement différentes de celles des sites 6, 7, 10, 17 et 29, et le site 20 est significativement différent des sites 6, 7 et 10 en terme de concentrations en *E. coli*.

Cette variabilité de la concentration en *E. coli* à l'exutoire de certains sous bassins versants résulte donc de la variation des usages du sol.

Le module d'Analyse en Composante Principale (ACP) basé sur les données acquises des 45 campagnes de mesures réalisées pour les 15 sous bassins versants de la rivière de Daoulas, et les pourcentages des usages du sol, montre que les concentrations en *E. coli* et les prairies se trouvent dans le même sous plan factoriel. Ceci est confirmé par la projection des variables prédictives (usages du sol) dans les dimensions identifiées par l'ACP

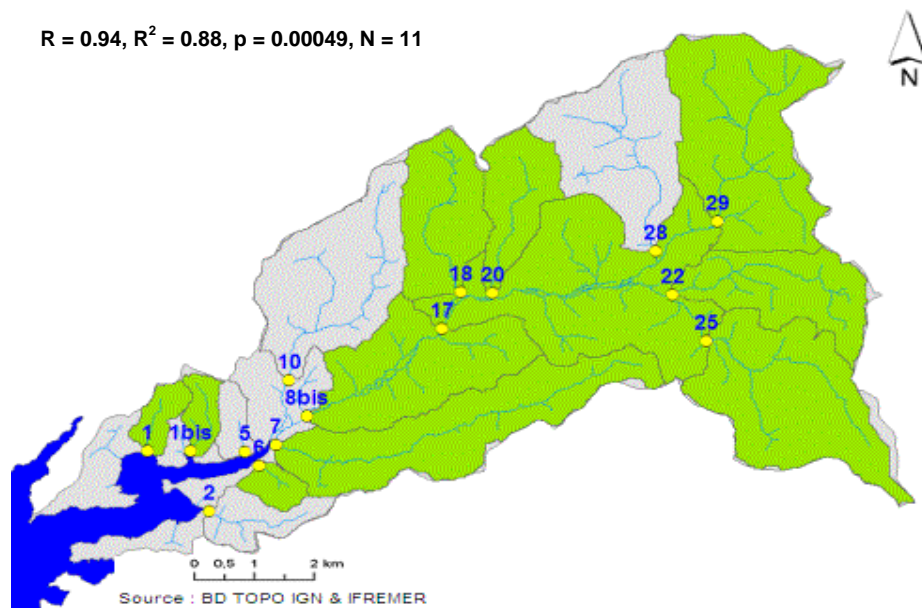
Aussi, l'approche consiste à modéliser la concentration en *E. coli* en tenant compte de la variabilité spatiale et qualitative des usages agricoles sur les bassins versants. Autrement, « *représenter les traits les plus marquants d'une réalité qu'on cherche à styliser pour comprendre et expliquer l'évolution de la concentration en E. coli.* »

Le premier modèle établi est une bonne présentation des valeurs mesurées de la concentration en *E. coli* (ou de la réalité terrain) puisque l'ensemble des sous bassins versants s'alignent sur la droite de comparaison et sur la première bissectrice.

Modèle I retenu : Estimation des Conc. *E. coli* /100 ml à partir des usages du sol :

$$\text{Log}_{10} E.coli /100 \text{ ml} = 0.02 \text{ Z. artif. (\%)} + 0.05 \text{ Prairies (\%)} + 0.03 \text{ T. arables (\%)}$$

$R = 0.94, R^2 = 0.88, p = 0.00049, N = 11$



100 *E.coli* /100 ml < C. *E. coli* < 1100 *E. coli* / 100 ml

Figure.3: Résultat cartographié du modèle I.

Pour l'ensemble des bassins versants 1, 1bis, 6, 7, 8bis, 17, 18, 20, 22, 25, 29, l'utilisation du modèle I développé (Eq. 3) permet d'expliquer 88 % de la variabilité des moyennes des concentrations en *E. coli* variant entre 100 et 1100 *E. coli* /100 ml (Fig.3)

Les apports théoriques en *Escherichia coli* engendrés par la population animale d'élevage sont globalement 100 fois plus importants, en terme de flux, que ceux issus de la population humaine.

Pour traiter cette problématique de contamination à partir la population animale une deuxième modélisation a été suggérée. Une telle approche consiste à estimer la concentration en *E. coli* dans les rivières à partir des effectifs présents en bovins et porcins. Cette deuxième modélisation est donc fonction de la répartition spatiale amont et aval.

Le modèle (Eq.4) montre que pour l'ensemble des sous bassins versants situés amont, l'effectif porcin parvient à expliquer 82% de la variabilité de la concentration en *E. coli* mesurée dans les rivières.

$$\text{Log}_{10} E.coli /100 \text{ ml} = 1.71 + 0.27 \log_{10} \text{Eff. Porcin} \quad \text{Eq. 4}$$

Pour un effectif porcin compris entre 6500 à 21000, nous constatons que la concentration moyenne en *E. coli* peut varier de 350 à 800 *E. coli*/100 ml (Fig.3)

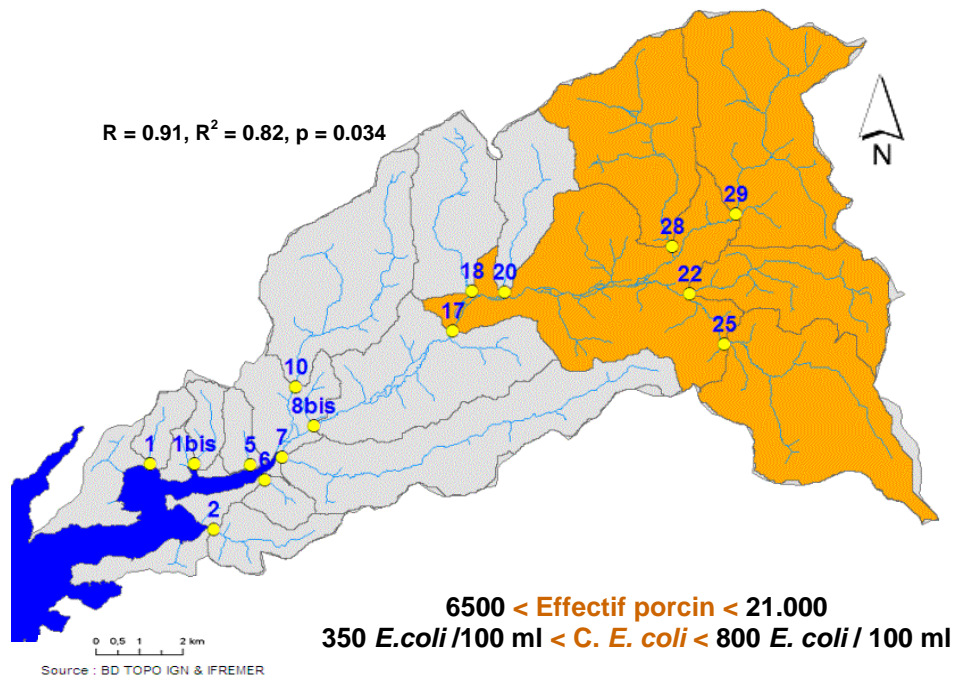


Figure.3 : Modélisation de la concentration en *E. coli* à partir de l'effectif porcin à l'amont du bassin versant.

A l'aval, le modèle (Eq. 5) est largement significatif. Pour les sous bassins versants situés à l'aval, l'effectif bovin parvient à expliquer 99% de la variabilité de la concentration moyenne en *E. coli* mesurée dans les rivières correspondantes.

$$\text{Log}_{10} E.coli / 100 \text{ ml} = 1.31 + 0.62 \log_{10} \text{Eff. bovin} \quad \text{Eq. 5}$$

Pour un effectif bovin qui varie entre 50 à 600, nous déduisons que la concentration moyenne en *E. coli* peut varier de 200 à 1200 *E.coli*/100 ml (Fig.4)

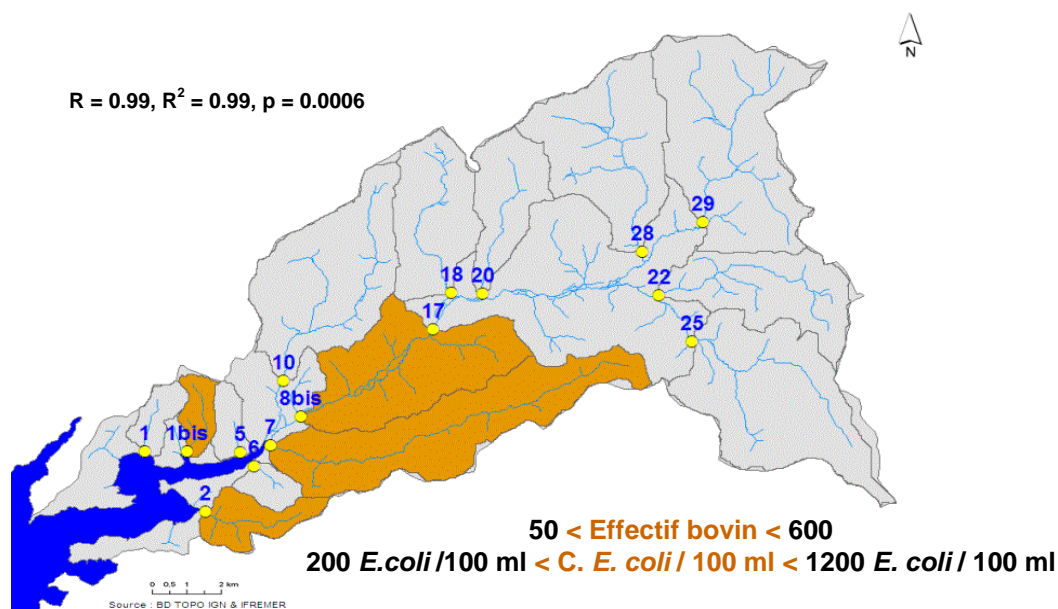


Figure.4 : Modélisation de la concentration en *E. coli* à partir de l'effectif bovin à l'aval du bassin versant.

La troisième modélisation consiste à élaborer un modèle qui permet d'estimer les effectifs bovins et porcins à partir des superficies de maïs. Ces dernières peuvent être facilement chiffrées à partir du traitement des images satellites et des photos aériennes contrairement aux effectifs des cheptels qui sont souvent considérés comme des données estimées ou manquantes. Les modèles retenus sont :

$$\text{Surf. maïs (ha)} = 22.46 + 0.02 \text{ Eff. Porcins} \quad \text{Eq. 6}$$

$$\text{Surf. maïs (ha)} = - 9.52 + 0.88 \text{ Eff. Bovins} \quad \text{Eq. 7}$$

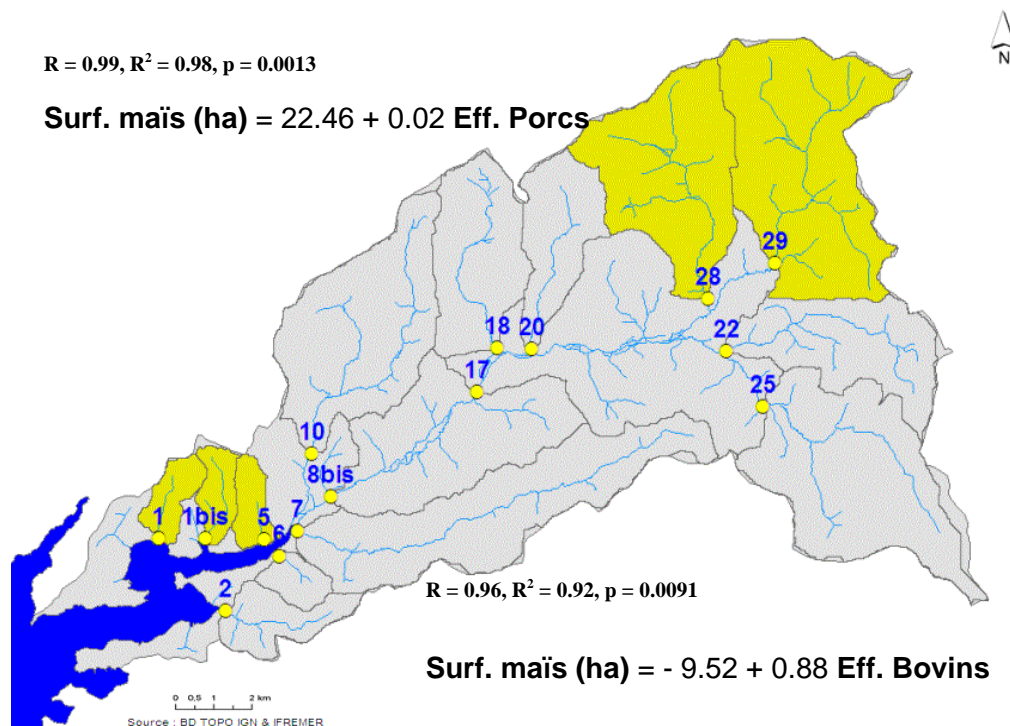


Figure.5 : Modélisation de la superficie du maïs à partir des effectifs bovins et porcins

Les modèles ainsi développés (Eq. 6) et (Eq. 7) sont largement significatifs et ils sont de bonnes représentations de la réalité terrain. Leur utilisation et leur application montrent que les effectifs bovins ou porcins parviennent à expliquer 96 % à 99 % de la variation des superficies de maïs sur des sous bassins situés respectivement à l'amont et à l'aval du bassin versant de Daoulas (Fig.5).

Discussion-Conclusion

Cette étude avait pour but d'évaluer une méthodologie et des outils de diagnostic de modélisation statistique à l'échelle d'un bassin versant, et à terme, expliquer et prédire, qualitativement et quantitativement, la variabilité spatiale et temporelle de la concentration en *E. coli* dans les rivières du bassin.

Les approches intégrées permettent de répondre à de nombreuses problématiques liées à l'environnement, l'homme et sa santé (Giraud et al., 2002 ; Zielsinski et al., 2002 ; Heiderer et De Roo, 2003 ; Novotny V., 2003, 2004; Salles et al., 2003 ; Daï et al., 2004). D'autres travaux dans ce domaine montrent l'impact de la présence de l'homme et de ses activités sur le bassin versant et la qualité des écosystèmes aquatiques et littoraux (Mallin et al., 2000, 2001 ; Bird et al., 2001 ; Crowther et al., 2003 ; Harhcegani et Cornish, 2003; Rodgers et al., 2003 ; Steets et Holden, 2003 ; Tyrrel et Quinton, 2003 ; Glasoe et Christy, 2004). La densité de population, la couverture et l'usage des sols, les zones humides, la présence d'assainissement autonome, sont quelques uns des indicateurs qui se sont révélés pertinents pour l'évaluation des perturbations anthropiques sur la qualité des milieux (Gergel et al, 2002).

De nombreux moyens ont été développés pour l'exploitation et la gestion des espaces et des ressources : les SIG (Nath et al, 2000 ; Halls et al, 2004), MNT (Méthodes Numériques de Terrains), modèles (mécanistiques, conceptuels et globaux) pour le traitement des données ainsi que plusieurs concepts et méthodes d'évaluation (Processus de Hiérarchisation Analytique (Steiguer, 2000), Cumulative Risk Index Analysis (Osowski et al., 2001); Fuzzy Decision Method,

A partir de cette littérature scientifique, nous avons sélectionné une méthode statistique pour réaliser une analyse des sources et des conditions de transfert de la contamination microbiologique au niveau des zones de production.

La sensibilité de la méthode développée prend en compte, les caractéristiques physiques du bassin versant (Kay et McDonald A., 1980 ; Wilkinson J. et al., 1995 ; Collins R. et al., 1999 ; Collins R. et Rutherford K., 2004 ; ...) ; les usages anthropiques (Nikolaidis N. P. et al., 1998 ; Gardi C., 2001 ; Crowther J. et al., 2001; Santhi C. et al., 2001a, 2001b ; George I. et al., 2004 ; Kay D. et al., 2005, 2007 ;...), et les conditions météorologiques qui jouent sur l'ensemble du système (Wyer M. D. et al., 1996 ; Srinivasan, M.S. et al., 2005 ;...).

L'étude réalisée montre une grande variabilité de la concentration en *E. coli* dans les rivières des bassins versants ruraux. Cette concentration augmente en fonction de la nature et la densité d'occupation du sol, mais aussi en fonction des effectifs de cheptel.

La première modélisation montre que la combinaison des trois usages du sol : prairies, terres arables et zones artificialisées parvient à expliquer 88 % de la variabilité des concentrations en *E. coli* mesurées dans les rivières du bassin de Daoulas qui varie de 100 à 1100 *E. coli*/100 ml.

Le deuxième modèle montre que pour l'ensemble des sous bassins versants situés à l'amont, l'effectif porcin parvient à expliquer 82% de la variabilité de la concentration en *E. coli* mesurées dans les rivières correspondantes. A l'aval du bassin versant, l'utilisation du troisième modèle permet de conclure que l'effectif bovin parvient à expliquer 99% de la variabilité de la concentration en *E. coli* mesurée dans les rivières correspondantes.

En complément, l'exploitation agricole du maïs ou la variation de sa superficie a été liée à la variabilité des effectifs porcins et bovins. L'application des modèles élaborés montre que les

effectifs bovins et porcins parviennent à expliquer 96 % à 99 % de la variation des superficies de maïs sur des sous bassins versants situés respectivement à l'amont et à l'aval du bassin versant de Daoulas. Les modèles retenus ont été validés à l'échelle temporelle pour toute la période de mesure (2007).

L'ensemble des modèles développés pourrait être utilisé sur d'autres bassins versants pour une évaluation multicritère de la sensibilité microbiologique selon les données localement disponibles. Cette évaluation permet par ailleurs d'identifier et cibler les secteurs à risques et/ou les zones contributives et peut permettre d'orienter et de gérer la ressource en eau. Les résultats de cette modélisation statistique montrent une bonne prévision de la concentration en *E. coli* sous les hypothèses retenues, cette démarche reproductible est une première application en France.

Références bibliographiques

- Amos, A., 2003a. Qualité microbiologique des zones de production conchylicole, Rapport n°2 : Application de la méthode de "SCORAGE" au bassin versant de la rivière de Daoulas.
- Amos, A., 2003b. Qualité microbiologique des zones de production conchylicole, Rapport n° 1 : Qualification de la pression microbiologique du bassin versant de la rivière de Daoulas.
- Anonymous, 2005. Etude pour la reconquête de la qualité des eaux littorales et de la salubrité des coquillages dans le secteur de production conchylicole Cul de Loup - Lestre, convention IFOP n° 03/2210404/F, Ifremer Report.
- Arnold, J.G. and Fohrer, N., 2005. SWAT2000 : current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling. *Hydrological Processes*, 19(3): 563-572.
- Bioteau, T., Bordenave, P., Laurent, F. and Ruelland, D., 2002. Evaluation des risques de pollution diffuse par l'azote d'origine agricole à l'échelle de bassins versants : Intérêts d'une approche par modélisation avec SWAT. *Ingénieries*, 32: 3-12.
- Bird S., Harrison J., Exum L., Alberty S., Perkins C., 2001. Screening to Identify and Prevent Urban Storm Water Problems: Estimating Impervious Area Accurately and Inexpensively. Internet.
- Box, G. E. P., & Cox, D. R. (1964). An analysis of transformations. *Journal of the Royal Statistical Society*, 26, 211-253.
- Box, G. E. P., & Cox, D. R. (1964). An analysis of transformations. *Journal of the Royal Statistical Society*, B26, 211-234.
- Collins R. and Rutherford K., 2004. Modelling bacterial water quality in streams draining pastoral land. *Water Research*, 38: 700-712.
- Crowther, J., Kay, D. and Wyer, M.D., 2001. Relationships between microbial water quality and environmental conditions in coastal recreational waters : the fylde coast, UK. *Water Research*, 35(17): 4029-4038.
- Crowther, J., Kay, D. and Wyer, M.D., 2002. Faecal-indicator concentrations in waters draining lowland pastoral catchments in the UK: relationships with land use and farming practices. *Water research*, 36: 1725-1734.
- Crowther, J., W. M. D., Bradford M., Kay D., Francis C.A., 2003. "Modelling faecal indicator concentrations in large rural catchments using land use and topographic data." *Journal of Applied Microbiology* 94: 962-973.
- Dai J.J., Lorenzato S., Rocke D.M., 2004. A knowledge-based model of watershed assessment for sediment. *Environmental Modelling & Software*, 19, 423-433.
- DEFRA, 2002. Directing the flow : Priorities for future water policy, Department for Environment, Food and Rural Affairs, London.
- DEFRA, 2003. Strategic review of diffuse water pollution from agriculture. Discussion Document., Department for Environment, Food and Rural Affairs, London.
- Falconer, R.A. and Lin, B., 1997. Three-dimensional modelling of water quality in the Humber estuary. *Water Research*, 31(5): 1092-1102.
- Fiandrino, A., Martin, Y., Got, P., Bonnefont, J.L. and 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.
- Gardi C., 2001. Land use, agronomic management and water quality in a small Northern Italian watershed. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 87: 1-12.
- Geldreich E.E., 1966. Sanitary significance of fecal coliforms in the environment. Robert A. Taft Sanitary Engineering Center-Cincinnati Ohio.
- George I., Anzil A. and Servais P., 2004. Quantification of fecal coliform inputs to aquatic systems through soil leaching. *Water Research*, 38: 611-618.

- Gergel S.E., Turner M.G., Miller J.R., Melack J.M., Stanley E.H., 2002.* Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquat. Sci.*, 64, 118-128.
- Giraud F., Lanini S., Rinaudo J.D., Petit V., Courtois N., 2002.* An innovative modelling concept for integrated water resources management linking hydrological functioning and socio-economic behaviour - The Hérault catchment case study, south of France. BRGM.
- Glasoe S. and Cristy A., 2004.* Literature Review and Analysis: Coastal Urbanization and Microbial Contamination of Shellfish Growing Areas. Puget Sound Action Team.
- Gnouma R., 2007.* Modélisation des écoulements sur du bassin versant de l'estuaire de la rivière de Daoulas. Rapport de Post-Doc. Ifremer - Centre de Brest.
- Grimaldi C., J.M. Dorioz, J. Lefrançois, J. Poulinard, F. Macary, C. Gascuel-Oudou, 2005,* De l'intérêt de coupler les approches bassin versant et cours d'eau dans des petits bassins versants en zone d'élevage. In Ph. Merot, Coord: Savoir et savoir faire dans les bassins versants, INRA Edition, col. Science Update (sous presse).
- Halls J., Hayes M.O., Michel J., Zengel S. 2004.* Natural Ressources Mapping Using GIS: Coastal and Watershed Applications. (<http://gis.esri.com>).
- Harhcegani H.B., C. P. S., 2003.* "A Catchment Approach to Undersatnding the Source and Fate of Indicator Bacteria in an Intensive Agricultural Area." Diffuse Pollution Conference DUBLIN 2003 ECSA 3 Faecal Indicator Organisms.
- Heiderer R., De Roo A., 2003.* A European Flow Network and Catchment Data Set. EU Joint Research Centre (JRC)-Institute for Environment and Suitainability (IES). EUR 20703 EN.
- Hunter C. et McDonald A., 1992.* The occurrence of coliform bacteria in the surface soils of two catchment areas in the Yorkshire Dales, article de CNRS.
- Hunter C., Perkins J., Tranter J., Gunn J., 1999.* Agricultural land-use effects on the indicator bacterial quality of an upland stream in the debyshire peak district in the U.K. *Water Research*, 33(17): 3577-3586.
- Kay, D. and McDonald A., 1978.* Reduction of coliform bacteria in two upland reservoirs: the significance of distance decay relationships. *Water research*, 4(14): 305-318.
- Kay, D., Wyer M.D., Crowther J, Stapleton C. M, Bradford M., McDonald A. T., Greaves J., Francis C., Watkins J., 2005.* Predicting faecal indicator fluxes using digital land use data in the UK's sentinel Water Framework Directive catchment: The Ribble study. *Water Research*, 39(16): 3967-3981.
- kay D., Wyer M. D., Crowther J., Wilkinson J., Stapleton C., Glass P., 2005.* Sustainable reduction in the flux of microbial compliance parameters from urban and arable land use to coastal bathing waters by a wetland ecosystem produced by a marine flood defence structure. *Water Research*, 39(14): 3320-3332.
- Kay, D., Aitken M., Crowther J., Dickson I., Edwards A. C., Francis C., Hopkins M., Jeffrey W., Kay C., McDonald A. T., McDonald D., Stapleton C. M., Watkins J., Wilkinson J., Wyer M.D., 2007.* Reducing fluxes of faecal indicator compliance parameters to bathing waters from diffuse agricultural sources: The Brighthouse Bay study, Scotland, 147: 138-149.
- Kim G., Choi E. and Lee D., 2005.* Diffuse and point pollution impacts on the pathogen indicator organism level in the Geum River, Korea. *Science of the Total Environment*, 350: 94-105.
- Kirsch, K., Kirsch, A. and Arnold, J.G., 2002.* Predicting sediment and phosphorus loads in the rock river basin using SWAT. *Transactions of the ASAE*, 45(6): 1757-1769.
- Laurent, F. and Rossignol, J.P., 2004.* Sensibilité d'un modèle agro-hydrologique à la cartographie des sols : Test d'une méthode basée sur l'indice topographique et la lithologie. *Etude et Gestion des Sols*, 11(3): 199-217.
- Mallin M.A., Williams K.E., Esham E.C., Lowe R.P., 2000.* Effect of human development on bacteriological water quality in coastal watershed. *Ecol. Appl.* 10: 1047-1056.
- Mallin M.A., Ensign S.H., Mclver M.R., Shank G.C., Fowler P.K., 2001.* Demographic, landscape and meteorological factors controlling the microbial pollution of coastal waters. *Hydrobiologia*, 460: 185-193.

- Nath S.S., Bolte J.P., Ross L.G., Aguilar-Manjarrez J., 2000.* Applications of geographical information systems (GIS) for spatial decision support in aquaculture. *Aquacultural Engineering*, 23, pp. 233-278.
- Nikolaidis N. P., Heng H., Semagin R., Clausen J. C., 1998.* Non-linear response of a mixed land use watershed to nitrogen loading. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 6:251-65.
- Novotny V., 2003.* The Next Step - Incorporating Diffuse Pollution Abatement into Watershed Management. *Diffuse Pollution Conference*, Dublin.
- Novotny V., 2004.* Watershed Vulnerability Assessment - A Tool of Watershed Management. *Northwestern University, Boston - Département de l'ingénierie civile et environnementale.*
- Ombredane, D., Caquet, T. and Haury, J., 2006.* Les indicateurs biologiques : des outils désormais incontournables pour estimer la qualité des rivières en zone rurale, *Qualité de l'eau en milieu rural : savoirs et pratiques dans les bassins versants.* Collection Update Sciences & Technologies, pp. 356.
- Osowski S.L., Swick J.D., Carnet G. R., Pena H.B., Danielson J.E., Parrish D.A., 2001.* A watershed-based cumulative risk impact analysis : environmental vulnerability and impact criteria. *Environmental Monitoring and Assessment*, 66: 159-185.
- Parajuli, P., Mankin, K.R. and Barnes, P.L., 2006.* Modeling Sources of Fecal Coliform Bacteria using SWAT/Microbial sub-model, 2006 ASABE Annual International Meeting. American Society of Agricultural and Biological Engineers, Portland convention Center, Portland, Oregon, 9-12 July 2006, pp. 15.
- Pommepuy M., Dumas F., Caprais M-P., Camus P., Le Mennec C., Parnaudeau S., Haugarreau L., Sarrette B., Vilagenes P., Pothier P., Kohli E., Le Guyader F., 2004.* Sewage impact on shellfish microbial contamination. *Water Sciences and Technology*, 50(1): 117-124.
- Pommepuy M., Hervio-Heath D., Caprais M. P., Gourmelon M., Le Saux J. C. and Le Guyader F., 2006.* Fecal contamination in coastal areas : An engineering approach. In: S.B.a.R.R. Colwell (Editor), *Oceans and Health : Pathogens in the Marine Environment.* New York, NY : Springer Science + Business Media, pp. 331-359.
- Ribeiro, C.H.A. and Araujo, M., 2002.* Mathematical modelling as a management tool for water quality control of the tropical Beberibe estuary, NE Brazil. *Hydrobiologia*, 475/476: 229-237.
- Riou P., Le Saux J.C., Dumas F., Caprais M.P., Le Guyader S.F. and Pommepuy M., 2007.* Microbial impact of small tributaries on water and shellfish quality in shallow coastal areas. *Water Research*, 41: 2774-2786.
- Rodgers P., S. C., Hunter C., Petry J., 2003.* Spatial and temporal bacterial quality of lowland agricultural stream in northeast Scotland. *Science of Total Environment* 289-302.
- Sadeghi, A.M. and Arnold, J.G., 2004.* A Swat/microbial sub-model for predicting pathogen loadings in surface and groundwater at watershed and basin scales. *Proceedings of International Workshop on : Identification of current status and needs of GIS and database technology in the agricultural sector - GIS for analysis and monitoring of land use and land/water Quality*, March 4-6, 2004, Pulawy, Poland, Chapter VIII, pp. 56-63.
- Saleh A., Arnold J. G., Gassman P. W., Hauck L. M., Rosenthal W. D., Williams J. R., McFarland A. M. S., 2000.* Application of SWAT for the Upper North Bosque. *River watershed.* *Transactions of the ASAE*, 43(5): 1077-1087.
- Salles C., T. M. G., Picot B., Chu Y., Rodier C., 2003.* Diffuse and Point Source Pollutions at Catchment Scale: A Statistical Quantifying Tool. *Diffuse Pollution Conference DUBLIN 2003 10 F GIS.*
- Santhi C., Arnold, Jeffrey G., Williams, Jimmy R., Dugas, William A., Srinivasan, Raghavan, Hauck, Larry M., 2001a.* Validation of the SWAT model on a large river basin with point and nonpoint sources. *Journal of the American Water Resources Association*, 37(5): 1169-1188.

- Santhi C., Arnold, J.G., Williams, J.R., Hauck, L.M. and Dugas, W.A., 2001b.* Application of a watershed model to evaluate management effects on point and nonpoint source pollution. *Transactions of the ASAE*, 44(6): 1559-1570.
- Spruill C.A., Workman, S.R. and Taraba, J.L., 2000.* Simulation of daily and monthly stream discharge from small watersheds using the SWAT model. *Transactions of the ASAE*, 43(6): 1431-1439.
- Srinivasan, M.S., Gérard-Marchant, P., Veith, T.L., Gburek, W.J. and Steenhuis, T.S., 2005.* Watershed Scale Modeling of Critical Source Areas of Runoff Generation and Phosphorus Transport. *Journal of the American Water Resources Association*, 41(2): 361-375.
- Steets B.M., Holden P. A. 2003.* A mechanistic model of runoff-associated fecal coliform fate and transport through a coastal lagoon. *Water Research* 37: 589-608.
- Steiguer J.E., Duberstein J., Lopes V., 2000.* The Analytic Hierarchy Process as a Means for Integrated Watershed Management. School of Renewable Natural Resources, University of Arizona, Tucson.
- Tyrrel S.F., Quinton. J. N. 2003.* Overland flow transport of pathogen from agricultural land receiving faecal wastes. *Journal of Applied Microbiology*, 94: 87S-93S.
- Ward, J.V., 1989.* *The Four-Dimensional Nature of Lotic Ecosystems.* *J. N. Am. Benth. Soc.*, 8(1): 2-8.
- Wither A, Greaves J, Dunhill I, Wyer M, Stapleton C, Kay D, Humphrey N, Watkins J, Francis C, McDonald A, Crowther J., 2005.* Estimation of diffuse and point source microbial pollution in the Ribble catchment discharging to bathing waters in the north west of England. *Water Science & Technology*, 51(3-4): 191-198.
- Wilkinson J., Jenkins A., Wyer M., Kay D., 1995.* Modelling fecal coliform dynamics in streams and rivers. *Water Research*, 29(3): 847-855.
- Wu, K. and Jun Xu, Y., 2006.* Evaluation of the Applicability of the Swat Model for Coastal Watersheds in Southeastern Louisiana. *Journal of the American Water Resources Association*, 42(5): 1247-1260.
- Wyer, M.D., Kay D., Dawson H. M., Jackson G.F., Jones F., Yeo J., Whittle J., 1996.* Delivery of microbial indicator organisms to coastal waters from catchment sources. *Water Science and Technology*, 33(2): 37-50.
- Wyer M. D., O'Neill G., Kay D., Crowther J., Jackson G., Fewtrell L., 1997.* Non-outfall sources of faecal indicator organisms affecting the compliance of coastal waters with directive 76/160/EEC. *Water Science and Technology*, 35(11-12): 151-156.
- Wyer, M.D., Kay, D., Crowther, J., Whittle, J., Spence, A., Huen, V., Wilson, C., Carbo, P, and Newsome, J., 1998.* Faecal-indicator budgets for recreational coastal waters : a catchment approach. *J. Chart. Instit. Wat. Environ. Manag.*, 12: 414-424.
- Zalewski, M. and Robarts, R., 2003.* Ecohydrology - a new paradigm for integrated water resources management. *Sil News*, 40: 12.
- Zielinski J., 2002.* Watershed Vulnerability Analysis. www.cwp.org