

2012

N° attribué par la bibliothèque

--	--	--	--	--	--	--	--	--	--

THÈSE

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE NANTES

Discipline : Géographie

Présentée et soutenue publiquement

Par

Nicolas ROLLO

Le 23 janvier 2012

**Modélisation des dynamiques de pollution diffuse
dans le bassin versant de la rivière d'Auray**
Quantification, caractérisation et gestion des apports nutritifs terrigènes

Directeur de thèse :

Marc ROBIN

JURY

Nathalie CARCAUD, Professeure de géographie, Agrocampus Ouest-Angers, *rapporteure*
Daniel DELAHAYE, Professeur de géographie, Université de Caen, *examineur*
Laurence HUBERT-MOY, Professeure de géographie, Université de Rennes 2, *rapporteure*
Aubert MICHAUD, Chercheur principal en conservation des sols et de l'eau, IRDA-Québec, *examineur*
Hélène OGER-JEANNERET, Ingénieure en environnement, IFREMER-Nantes, *examinatrice*
Catherine QUEMENER, Directrice du Syndicat Mixte du Loc'h et du Sal, *membre invité*
Marc ROBIN, Professeur de géographie, Université de Nantes, *directeur de thèse*

Remerciements

J'adresse toute ma reconnaissance à Marc Robin pour m'avoir poussé vers le chemin de la recherche en Master, pour son encadrement au cours de cette thèse et pour la confiance qu'il m'a accordée toutes ces années.

Je remercie Nathalie Carcaud, Professeure à l'Institut National d'Horticulture et de Paysage d'Angers (INHP - Agrocampus Ouest) ; Daniel Delahaye, Professeur à l'Université de Caen Basse-Normandie ; Laurence Hubert-Moy, Professeure à l'Université de Rennes 2 ; Aubert Michaud, Chercheur principal et coordinateur stratégique à l'Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement (IRDA) et Professeur associé aux Universités Laval et de Sherbrooke ; Hélène Oger-Jeanneret, Ingénieure à l'Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (IFREMER) ; et Catherine Quemener, Directrice du Syndicat Mixte du Loc'h et du Sal (SMLS), pour m'avoir fait l'honneur d'accepter de juger ce travail.

Un grand merci à toutes ces personnes qui ont pris part de près ou de loin à ce projet : Jean-Pierre Allenou pour ses conseils, ses remarques avisées et ses relectures, Franck Dumas pour m'avoir permis d'accéder à *Model for Application at Regional Scale* (MARS), Benoist Hitier pour m'avoir initié à son implémentation et pour son appui lors du couplage, Cathy Tréguier, Morgane Bougeard, et Monique Pommepuy de l'IFREMER ; Romain Chauvière de la Mission Interservices sur l'Eau du Morbihan (MISE) ; Yvon Siou de l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne ; Franck Daniel de l'Observatoire Départemental de l'Environnement du Morbihan ; Frédéric Pitois et Samuel Moreau d'Interfaces et Gradients ; Sylvain Ballu du Centre d'Étude et de Valorisation des Algues (CEVA) ; Loïc Croissant de la Société d'Aménagement Urbain et Rural (SAUR) ; Anne-Laure Lebris d'Agrocampus-Ouest ; Gwenaél Blainvel, Jean-Marc Le Blevec et Jean-Claude Gauter, agriculteurs sur le bassin versant de la rivière d'Auray, qui ont permis d'installer les stations météorologiques complémentaires ; et toute l'équipe du pôle « Agronomie-production végétale » de la Chambre d'Agriculture du Morbihan, particulièrement Sylvie Tico et Françoise Mahéo pour leur aide dans la délimitation des composantes pédologiques et la définition des itinéraires techniques agricoles.

Je tiens également à remercier tous ces collègues nantais devenus bien plus pour certains au fil du temps : Helen, Bão An, Annaëlle, Nora, Eddy, Brice, Céline, Anne-Sophie, Thierry, Fanny et Aziz, avec qui j'aurais eu le plaisir de partager un bout de chemin ; Denis, Mohamed, Christine, Brice, Loïc, Laurent le vendéen, Thierry, Patrick, Andrée, pour tous ces petits moments quotidiens ; Gile pour le nombre d'ordres de mission qu'elle a dû effectuer dans le cadre de ce projet ; Laurent le berrichon

pour sa disponibilité, ses conseils cartographiques et ses œuvres de palettisation ; Pascal pour le développement des applications Java d'EdiSWAT ; Yveline pour sa clémence au niveau des retards d'emprunts d'ouvrages et pour sa rapidité dans la commande des données climatiques ; Stephan pour nos colocations animées ; Paul pour sa confiance et son amitié. ...Et tous ces appuis LETGistes : Hervé pour le prêt des stations météorologiques et son aide précieuse lors de leur installation ; Clémence et Jean pour les images satellites ; et Cyril pour tous les Monts d'Or et autres raclettes.

J'adresse également mes sincères remerciements à tous les membres du Syndicat Mixte du Loc'h et du Sal pour leur chaleureux accueil depuis le stage de Maîtrise : Gweltaz, aujourd'hui responsable des aspects géomatiques au Syndicat d'Eau d'Ile-de-France (SEDIF), pour son initiation à la modélisation et son suivi, même après son départ ; Marie-No pour m'avoir fait partager sa connaissance exhaustive du bassin versant et pour les sorties d'inventaire zones humides et cours d'eau toujours mouvementées ; Xavier, pour tous les échanges de données et de bons procédés, à toi maintenant de prendre en main la suite de ce projet... ; Mélanie pour toutes les discussions littoralistes qui auront ponctué mes passages au Syndicat ; Fabien pour les mémorables covoiturages redonnais ; et bien sûr Catherine qui a toujours su trouver les mots et qui a fait du Syndicat ce qu'il est aujourd'hui.

Merci à tous les membres de l'équipe Recherche & Développement « pratiques culturelles et aménagements hydro-agricoles » de l'Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement de Québec pour mon intégration des plus agréables au cours de mon stage en 2009 et lors du Congrès de l'*International Water Association* en 2010 : Isabelle, pour m'avoir fait bénéficier de son retour d'expérience sur l'implémentation de *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) ; Thomas, pour nos discussions animées sur l'architecture ; Gilles, Jacques et Ariane pour leur disponibilité ; Marcel Giroux pour sa connaissance sans limites des processus de transferts de nutriments et nos échanges des plus enrichissants ; Jack dit l'homme aux trois prénoms, pour nos allers-retours au dépanneur, ses chemises assorties à mon accent de fife et pour nos sorties tardives agrémentées de mémorables poutines ; Simon-Claude, pour nos virées festives et montréalaises, et en souvenir de cette préparation des plus mouvementées de l'audition parlementaire à l'Assemblée Nationale du Québec ; Joëlle, Jeanne, Evelyne, Val, Flav, Mia, Balto et la famille Michaud dans son ensemble pour leur chaleureux accueil à l'Auber(t)ge, à Montréal et pour toutes les découvertes paysagères et gustatives à Frelighsburg ; et bien sûr Aubert, qui a permis que ces échanges puissent avoir lieu, pour m'avoir fait canoter dans ses belles contrées et pour son sens inné de l'exploration et de la découverte tout azimuts... je vous attends pour le canot-camping sur la Loire.

Je pense par ailleurs à toutes ces rencontres effectuées au cours des réunions professionnelles et des colloques et qui auront été des plus enrichissantes tant au niveau scientifique, culturel que personnel : Philippe Larroudé, Sekine Masahiko, Jeater Santos, Pierre Carrega, Jean-Paul Ducrotoy, Vladimir Shulkin, Masashi Kodama, Hervé Davodeau, David Montembault, James G. Wiener, Diego Moreno, Jean-Thomas Denault, Jean-Marcel Dorioz, Éric van Bochove, Yves Lamontagne ou encore William A. Battaglin.

Je voudrais également remercier vivement toutes ces attaches amicales qui m'auront permis de m'évader pour mieux me reconcentrer ensuite : Olivier, Régis, Marine, Loïc, Anne-So, Juliette, Aurore et Nico ; les champions du blobby au grenier : Riri, Tocho, Jules et Papa Meignan ; le team Tribord d'Atlan100 et ses extensions : Émilie et Yo, Fred, Thom, Lolo, Candice ; Steph et Dave pour les sorties plongée ; « les vieux de la vielle » de la Ganerie et associés : Homère et André, Marie et Jacky, Jean-Paul, Marita ; tous ces cousins Nord-américains et Mascarins : Simon-Claude, Jean-Daniel, Val, Anita, Evelyne ; Marie-Lorette et Laurent pour leur écoute, leurs conseils avisés et nos échanges musicaux ; le Ghibli's team pour tous les entraînements acharnés, les Tour de Belle-Ile, Route du Sel et Crédit Agricole Tour où on les aura tous couchés. Et bien sûr Claire, pour sa dextérité de mise en page ; Julien, pour son art de la formule ; et Ionny, en mémoire de notre projet de bureau 234 et surtout des « Ben & Nuts » et autres « Tic & Tac » qui nous aurons accompagnés pendant une décennie à l'Institut comme à l'extérieur, merci sincèrement à vous trois pour votre présence et votre appui précieux sur tous les plans.

Je tiens enfin à remercier tout particulièrement l'ensemble des êtres qui me sont chers et qui ont dû me supporter ces dernières années. Elise pour son soutien, son écoute et sa compréhension à toute épreuve. L'ensemble de ma famille de cœur et de sang pour sa présence et sa patience : Jean-Rodolph et Florence, Jean, Cécile et Jean-Luc, Virginie et Alex, Emma et Christophe, Valentin, Manu et Maëlle, Jean et Claudette, Claude et Pierrick, Yann-Vaï, Les Lorber et Le Guyader, Milou et René, Jean-Claude et Fanfan, Joël et Catherine, Johanne, Dédé, et surtout Étienne pour m'avoir initié à la géographie, pour son regard attentif et pour ses conseils et encouragements. Je remercie profondément ma mère et mon père pour leur indéfectible appui au cours des périodes les plus éprouvantes ; et bien sûr mon grand-père, Jean Hubin, dont la méfiance provocatrice aura toujours été un moteur d'explications et de remise en cause. Je dédis ce manuscrit à sa mémoire...

Sommaire

Introduction.....	9
Partie 1 - État de l'art.....	21
Chapitre 1 : Notions et processus hydrologiques.....	23
Chapitre 2 : La pollution de l'eau et des milieux aquatiques.....	45
Chapitre 3 : Les approches de suivi et de gestion de la qualité des masses d'eau.....	79
Partie 2 - Hydrosystème alréen & modèle SWAT.....	111
Chapitre 4 : Présentation du bassin versant de la rivière d'Auray	113
Chapitre 5 : Le modèle de bassin versant <i>Soil and Water Assessment Tool</i>	175
Partie 3 - Implémentation, résultats & perspectives.....	195
Chapitre 6 : Implémentation du modèle SWAT sur l'hydrosystème alréen.....	197
Chapitre 7 : Résultats des simulations du bassin versant de la rivière d'Auray.....	231
Chapitre 8 : Applications potentielles et perspectives en termes de recherche et de gestion.....	255
Conclusion.....	271

INTRODUCTION

Lieu de contact entre la terre et la mer, les zones côtières sont disputées par des intérêts divers sur l'ensemble des façades maritimes de la planète. A terre comme en mer, elles sont le lieu de rencontres et de conflits entre activités traditionnelles et activités nouvelles liées à des besoins économiques et sociétaux nouveaux. Ces pressions croissantes menacent les équilibres écologiques, économiques et sociaux. La situation est encore compliquée par l'interdépendance de tous ces facteurs, la multiplication des impacts croisés, mais aussi par la multiplication continue des acteurs. Les Nations Unies prévoient ainsi qu'en 2020, 80 % de la population mondiale se concentrera sur une bande côtière de 100 km de large (Anziani, 2010).

Pour prendre en compte un nombre croissant de contraintes et des attentes toujours plus grandes (environnementales, économiques, sociales), la gestion des zones côtières suppose la mise en œuvre simultanée de nombreuses politiques, relevant de tous les niveaux de gouvernance (État, collectivités, acteurs économiques, citoyens). Cette évolution vers la gestion intégrée multisectorielle, à travers l'interface terre-mer, suppose au préalable de définir des objectifs communs à tous les acteurs et d'identifier de manière fine les contraintes et impacts associés à chaque activité littorale, terrestre ou marine. Une telle complexité ne peut se gérer qu'à travers des outils adaptés, capables de prendre en compte l'espace, dimension essentielle de la gestion d'un territoire, mais aussi le temps (Gourmelon et Robin, 2005).

Le cas des pollutions terrigènes, parfois qualifiées de telluriques, en est un exemple tout à fait symbolique. L'intensification des modes de production, inhérente à la densification démographique, qui s'est opérée au cours de la deuxième moitié du XX^{ème} siècle, notamment dans les pays industrialisés, a conduit à de nouveaux forçages. En effet, la concentration urbaine, la croissance industrielle, l'intensification agricole (utilisation massive d'intrants, adaptation paysagère à la mécanisation...) ainsi que l'aménagement et la fragmentation des hydrosystèmes continentaux ont profondément modifié en volume et altéré en nature les apports terrigènes, aboutissant à introduire dans l'océan un « quatrième état de la matière » (Vanney, 2002). En 2007, le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) estimait ainsi que 80 % de la pollution marine était d'origine continentale (PNUE, 2007). Les perturbations biogéochimiques induites par ces apports terrigènes

et leurs conséquences sont perceptibles, à différentes échelles, depuis les années 1960 (PNUE, 2004). Ainsi, dans le cas français, le programme Mortalité Estivale des huîtres (MOREST) mené par l'Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (IFREMER) a établi qu'il y avait une relation significative entre les apports des bassins versants côtiers et les mortalités estivales de l'huître creuse (Samain et McCombie, 2007).

La conséquence la plus marquante de ces charges terrigènes est très certainement le phénomène d'eutrophisation des eaux côtières, résultant de l'apport excessif de nutriments, et accentuant les efflorescences algales. Ces dernières se sont considérablement amplifiées au cours de la fin du XX^{ème} siècle (Richardson, 1997). Les « marées vertes » bretonnes en sont la traduction. Ces proliférations, lorsqu'elles sont longues ou intenses peuvent conduire à la formation de zones hypoxiques du fait d'une consommation d'oxygène dissous au-delà de ce que le milieu peut fournir (croissance, décomposition...) (Diaz et Rosenberg, 1995). Le nombre de ces secteurs, communément évoqués sous l'appellation de « zones marines mortes », a triplé sur les trois dernières décennies du XX^{ème} siècle (Malakoff, 1998). En 2008, on estimait que ce phénomène touchait plus de 400 secteurs représentant environ 245 000 km² (Diaz et Rosenberg, 2008). Outre les déséquilibres causés au sein des écosystèmes, l'eutrophisation des eaux côtières et ses répercussions peuvent avoir d'importants effets néfastes sur l'économie littorale (aquaculture, tourisme...) (Brown *et al.*, 1999).

Les perturbations induites par les pollutions terrigènes ont conduit à leur intégration dans de nombreux accords internationaux menés à différentes échelles. Le « protocole tellurique », associé à la convention de Barcelone pour la protection de la mer Méditerranée contre la pollution (Plan d'Action pour la Méditerranée), a par exemple été signé dès 1980 (Magrone, 1999). D'autres initiatives régionales similaires ont également été menées depuis. Ces dernières ne sont pas toutes spécifiques aux apports terrigènes mais les intègrent très fortement dans les actions entreprises. Concernant l'Atlantique du Nord-Est, on peut évoquer la Convention OSPAR datant de 1992 (OSPAR Commission, 2003). Celle-ci découle de l'unification et de l'extension de la Conventions d'Oslo de 1972, portant sur les immersions, et de la Convention de Paris de 1974 portant spécifiquement sur les pollutions liées aux apports terrigènes et à l'industrie pétrolière. La mer Baltique, comptant parmi les écosystèmes marins les plus touchés par l'eutrophisation, s'est également dotée d'un organe de protection à travers la Commission HELCOM apparue suite à la Convention d'Helsinki, entrée en vigueur sous sa forme actuelle en 2000 (HELCOM, 2006). Parallèlement à ces démarches régionales, approuvées par différentes décisions du Conseil de l'Union Européenne, plusieurs accords internationaux à vocation globale ont vu le jour. Ainsi, suite à la Déclaration de Washington de 1995, le *Global Programme of Action for the Protection of the Marine Environment from Land-based Activities* (GPA-Marine) a été adopté par 108 pays sous l'égide du PNUE (PNUE, 1995 ; PNUE, 2006). Dans le sillage du GPA-Marine, le *Global Partnership on Nutrient Management* (GPNM) a également été constitué en 2009. La vocation de ce partenariat est de développer une approche écosys-

témique des bassins versants jusqu'aux eaux côtières afin de résorber l'eutrophisation littorale. Enfin, on peut également citer l'exemple d'actions entreprises à plus grande échelle comme en Bretagne ou dans la Baie de Chesapeake. Les autorités de cette dernière, qui a été le premier site de la planète à avoir été déclaré « zone marine morte », se sont engagées dans un programme collectif de restauration de cette baie depuis la création d'une commission spécifique et la signature du premier *Chesapeake Bay Agreement* en 1983. En Bretagne, le programme Prolittoral mené de 2002 à 2008 visait à mener une action concertée entre la Région, les quatre départements et l'Agence de l'eau Loire-Bretagne (AELB) afin de lutter contre les « marées vertes » (CEVA, 2007). Il a depuis été suivi par le « Plan Algues Vertes » mis en place en 2010 (République française, 2010a). Les effets des pollutions terrigènes ont également été pris en compte dans divers textes réglementaires. Ainsi, au niveau européen cette problématique fait partie intégrante de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). Plus récemment, pour le cas français, les lois issues du Grenelle Environnement, complétées par les engagements du Grenelle de la mer, comprennent également des préconisations relatives à cet aspect (République française, 2009a).

Par ailleurs, ces préoccupations ont été intégrées à de nombreuses démarches de recherche. Sans pour autant dresser un inventaire exhaustif des travaux qui abordent cette problématique, on peut, par exemple, citer le projet « *Development of an Information Technology Tool for the Management of Southern European Lagoons under the Influence of River-basin Runoff* » (DITTY¹), l'ANR « Accompagner l'évolution Agro-écologique des Systèmes d'Élevage dans les Bassins Versants Côtiers » (ACASSYA²), le programme « Gestion Globale des Ressources Marines et des Risques dans les Esapces Côtiers » (GER-RICO³) (Rollo *et al.*, 2008a) ou le groupe de travail « *Global Nutrient Export from Watersheds* » (Global NEWS) de la Commission Océanographique Intergouvernementale de l'Organisation des Nations Unies pour l'Education, la Science et la Culture (UNESCO).

Au niveau méthodologique, un panel très varié de méthodes a été implémenté afin d'étudier ce phénomène. De manière traditionnelle, la plupart des approches sont basées sur un suivi de la qualité de l'eau via un réseau de points de mesure. Néanmoins, compte tenu de la configuration des hydro-systèmes côtiers subdivisés en de nombreux tributaires, la métrologie induit un coût financier non négligeable. Par conséquent, ce type de suivi est généralement circonscrit aux principaux exutoires. Cette indigence induit d'importantes difficultés quant à l'estimation globale des apports terrigènes, particulièrement pour en identifier les origines dans le cas de pollutions diffuses. De même, les échantillonnages sont souvent trop espacés dans le temps pour estimer les flux de manière satisfaisante (notamment pour les paramètres les plus mobiles). Afin de compléter les suivis, avec le développement des Systèmes d'Information Géographies (SIG), de nombreuses méthodes

¹ <http://www.dittyproject.org/>

² <http://www.inra.fr/acassya>

³ <http://www.gerrico.fr/>

« géomatiques » ont été développées ces deux dernières décennies. La plupart de ces approches d'analyse spatiale n'ont pas été spécifiquement créées pour un contexte littoral mais peuvent tout à fait y être transposées. Leur intégration de la dimension spatiale les rend particulièrement propices à l'étude et à la gestion des apports diffus, dont les origines sont souvent plus difficiles à identifier. A ce titre, ils offrent la possibilité d'affiner les diagnostics élaborés à partir de la métrologie. Ces méthodes se résument généralement à la constitution d'indicateurs, constitués par la pondération de différents critères, représentant le risque potentiel de pollution. Bien que ces indicateurs permettent de réaliser une discrétisation spatiale de l'aléa pollution, et donc de déterminer des secteurs potentiellement plus contributifs, ceux-ci se cantonnent généralement à une caractérisation qualitative et surtout statique des transferts de pollution. Cet inconvénient limite donc les études recherchant à étudier l'impact d'aménagements ou de modifications de pratiques dans le temps et dans l'espace.

Parallèlement à l'élaboration de ces méthodes dites « SIG », la communauté scientifique a développé, testé et validé de nombreux modèles mathématiques applicables aux sciences de l'environnement et plus particulièrement dans le domaine des sciences de l'eau. Ce large panel d'outils allant du simple modèle de régression linéaire jusqu'au modèle intégré de bassin versant présente différents avantages. Tout d'abord, ces outils permettent d'implémenter des approches descriptives analysant réellement de manière quantitative et surtout dynamique les processus hydrologiques. Il est ainsi possible de mieux comprendre le fonctionnement d'un bassin versant et d'appréhender les relations entre forçages anthropiques, milieu et qualité de l'eau, en hiérarchisant quantitativement de rôle des différents facteurs. De plus, ces approches de modélisation permettent d'estimer des flux de pollution en continu à l'exutoire des bassins versants côtiers, venant ainsi compléter les séries de mesures intermittentes (Rollo et Robin, 2009 [Annexe 1]). Enfin, parallèlement à leur implémentation dans le cadre de démarches descriptives, les modèles peuvent constituer un réel apport quant à la mise en œuvre d'approches prospectives. Il devient ainsi possible d'estimer l'impact de *scenarii* de changement de pratiques ou d'anticiper les effets de nouveaux forçages. C'est principalement à ce niveau de scénarisation que les modèles peuvent apporter une réelle plus-value constituant un outil d'aide à la décision et un support à la gestion des pollutions terrigènes.

Néanmoins, malgré sa relative ancienneté, la modélisation des hydrosystèmes est dans la majorité des cas singulièrement restée cantonnée à des démarches de recherche. Cet aspect s'explique par différents éléments impliquant principalement les difficultés liées à la mise en œuvre et la validation de ce type d'outil. En effet, d'un côté, la communauté scientifique a pendant longtemps mis en avant la complexité de ce type d'approche afin de justifier l'exclusivité de leur implémentation. D'un autre côté, les gestionnaires, imprégnés par cette représentation, ont jusqu'il y a peu de temps considéré les modèles mathématiques à vocation environnementales comme de vastes « usines à gaz ». L'idée principalement invoquée était que ces outils paraissaient disproportionnés par rapport à leur finalité et surtout incompréhensibles pour les non initiés. Les réticences et suspensions quant à leur

utilisation et les doutes émis au niveau de leur opérationnalité étaient principalement nourris par différents aspects liés notamment à leur coût d'acquisition, leur temps de mise en œuvre, la disponibilité des données en entrée et les compétences techniques nécessaires à leur implémentation. Ces mêmes critiques avaient d'ailleurs déjà été évoquées, en leur temps, lors de l'appropriation des SIG par les gestionnaires (Pornon, 1998). Pourtant, désormais personne ne se risquerait à contester ou minimiser les bénéfices de l'utilisation de ces derniers par les autorités de gestion. Le terme même de modélisation est d'ailleurs toujours, pour certains, évocateur de complexité voire même d'inopérabilité. Néanmoins, ceux-là mêmes ne se doutent pas qu'ils utilisent des modèles tous les jours, l'emploi des formules de débits ou la régionalisation des données hydrologiques étant déjà des formes de modélisation (Cosandey et Robinson, 2000).

Toutefois, ce clivage, vraisemblablement alimenté d'un côté par un défaut de transparence et de l'autre par une connaissance parcellaire du dessein de ces outils, semble avoir partiellement évolué ces dernières années, sous l'influence de différents facteurs. D'une part, les résultats en demi-teinte de certaines approches classiques ont poussé les gestionnaires à se tourner vers de nouveaux outils afin d'en évaluer le potentiel dans le cadre de démarches de gestion. D'autre part, les critiques émises à l'encontre de ces outils se sont réduites suite à différentes évolutions. En effet, les modèles mathématiques à vocation environnementale n'ont pas échappé au développement des logiciels libres en cours depuis la fin des années 1990. Ainsi, de nombreux modèles libres ont été développés au cours de la dernière décennie, permettant ainsi au plus grand nombre d'accéder à ces outils. De même, sous l'impulsion de différentes évolutions réglementaires comme la Directive européenne INSPIRE⁴ (Communauté européenne, 2007a), ou de la création de multiples portails d'accès environnementaux, la diffusion et le partage des données géographiques ont été nettement facilités.

Bien que certaines réticences formulées, non sans fondement, par les structures en charge de la gestion de l'eau subsistent, la perception de ces outils a profondément évolué. Il n'est dorénavant plus exclu d'évoquer l'utilisation de ces modèles par des gestionnaires, ou par leur sous-traitants lors de l'externalisation de certaines études. Dans le cadre d'un programme de reconquête de la qualité sanitaire des zones conchylicoles, l'Agence de l'eau Loire-Bretagne (AELB) a, par exemple, récemment mandaté le bureau d'étude EGIS-Eau afin de mettre en place une grille méthodologique basée sur la modélisation de bassin versant (EGIS-Eau, 2010). Pour autant, cet exemple reste, encore actuellement, relativement singulier. En effet, la plupart des démarches de modélisation à vocation opérationnelle se font sous forme de recherche contractuelle. Cette posture intermédiaire pose néanmoins problème quant à l'appropriation réelle de ces outils par les premiers intéressés, les gestionnaires, et surtout au niveau de la continuité des travaux, nécessitant une réactualisation régulière, une fois les dits-contrats achevés.

⁴ <http://inspire.jrc.ec.europa.eu/>

Au vu de l'ensemble des travaux menés depuis plusieurs décennies, l'utilité intrinsèque des approches de modélisation de bassin versant ne semble plus à démontrer du point de vue de la recherche. Il convient néanmoins de s'interroger sur leurs apports dans une optique de gestion et, éventuellement, de les rendre utilisable par les gestionnaires afin d'en assurer une utilisation effective et surtout pérenne. Ainsi, la question centrale de ce travail réside dans l'évaluation de la pertinence de ce type d'approche pour des gestionnaires en charge de la qualité des eaux. En effet, la modélisation de bassin versant semble avoir atteint un stade de maturité permettant d'envisager leur transmission aux acteurs opérationnels. De manière plus globale, se pose la question des interrelations entre ces outils et les problématiques géographiques contemporaines, notamment au niveau de leur intégration des processus spatiaux. En effet, les modèles mathématiques à vocation environnementale sont-ils des outils pertinents à l'usage des géographes, en particulier ceux en charge de la gestion des hydrosystèmes ? Réciproquement, les savoirs et savoir-faire géographiques peuvent-ils représenter un atout pour les démarches de modélisation environnementales ? De même, la modélisation de bassin versant représente-t-elle un atout pertinent, en termes de gestion, comparativement aux approches de métrologie ou d'analyse spatiale usuellement mises en œuvre ? Enfin, ces outils, sous leur forme actuelle, peuvent-ils être réellement exploitables par des gestionnaires ?

Cette thèse s'inscrit donc dans un triple questionnement, mêlant un objet de recherche à un objectif de gestion. En s'appuyant sur un site d'étude test localisé en Bretagne Sud, l'objectif de ce travail sera d'une part de mettre en œuvre une modélisation de bassin versant, portant sur la dynamique des flux de nutriments et plus particulièrement ceux provenant d'origine diffuse, afin d'en tester la pertinence et la complémentarité vis-à-vis des approches préexistantes. D'autre part, il conviendra de confronter l'implémentation et les apports de ce type d'approche aux contraintes et attentes des gestionnaires en charge de la qualité des eaux du secteur.

Pour ce faire, il a été nécessaire de sélectionner un modèle se rapprochant au plus près des critères d'une utilisation opérationnelle, permettant à la fois de guider les décideurs dans leurs choix mais admettant également une utilisation par les gestionnaires entourant les instances décisionnaires. L'idée n'est évidemment pas de développer un outil opaque totalement automatisé dont l'utilisation se cantonnerait à un « presse-bouton ». Il n'est pas non plus question d'impulser une rupture dans ce domaine entre la recherche opérationnelle et les organismes gestionnaires. L'intention est plutôt de permettre aux gestionnaires d'exploiter ce type d'outil de manière autonome, tout en maintenant un suivi et un appui scientifique. Dans cet objectif, il n'a pas été jugé judicieux de développer un nouvel outil ou de modifier la structure même d'un modèle existant. Au contraire, l'attention s'est plus portée d'une part sur le traitement et l'intégration des données et d'autre part sur l'adaptation de l'outil à une utilisation par des gestionnaires. Ainsi, afin de limiter la propagation des incertitudes inhérente à l'utilisation de ce type d'outil, un soin particulier a été apporté à la définition de protocoles d'intégration des données spatiales.

Le modèle de bassin versant *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT), paraissant le mieux répondre ces différents critères, a été retenu pour ce travail. SWAT est un modèle déterministe semi-distribué qui a été développé par l'*Agricultural Research Service* (ARS) de l'*United State Department of Agriculture* (USDA) afin de simuler les impacts des usages et des aménagements sur les transferts d'eau, de sédiments, de nutriments, de pesticides et de bactéries. Ce modèle, fonctionnant à un pas de temps journalier, est optimisé pour une utilisation au sein de bassins versants hétérogènes (pédologie, occupation du sol) non jaugés (Di Luzio *et al.*, 2002). SWAT ayant été élaboré dans un contexte pédo-climatique relativement différent, il a été nécessaire de l'adapter aux conditions environnementales du Nord-Ouest de la France.

Afin d'évaluer la pertinence de ce type de modélisation spatiale et d'en adapter l'utilisation, le modèle SWAT a été implémenté sur le bassin versant de la rivière d'Auray. Localisé en Bretagne Sud, ce bassin de 380 km², est le principal hydrosystème à alimenter le Golfe du Morbihan (Figure 1). Ce bassin, à forte vocation agricole, est caractéristique du « modèle agricole breton ». Il est dominé par une polyculture associée à des élevages laitiers auxquels s'ajoutent des élevages porcins et avicoles hors-sol. Ce contexte agricole explique que trois des six cantons présents sur la zone d'étude soient classés en Zone d'Excédent Structurel (ZES) au titre de la directive « nitrates » concernant l'azote organique. Ce secteur présente par ailleurs de forts enjeux au regard de la qualité de ses eaux et de ses milieux aquatiques que l'on peut décliner autour de trois usages principaux. Le premier concerne l'Alimentation en Eau Potable. En effet, les retenues de Tréauray et de Pont-Sal, situées respectivement sur le Loc'h et le Sal, les deux principaux cours d'eau du bassin, représentent 16 % de la production d'eau potable du département du Morbihan. De plus, ces retenues alimentent un secteur à forte vocation touristique impliquant une pression majeure sur la ressource aquatique en période estivale. A ce premier aspect s'ajoute la fonction récréative de différents plans d'eau intérieurs (étang de la forêt) ou côtiers (Golfe du Morbihan). Enfin, la conchyliculture, très présente en rivière d'Auray, représente un enjeu fort du secteur.

Cependant, depuis plusieurs années, les gestionnaires et acteurs du bassin sont confrontés à différents dysfonctionnements. En effet, les trois principaux plans d'eau situés sur les cours principaux du Loc'h et du Sal (étang de la forêt, retenues de Tréauray et de Pont-Sal) se distinguent par le caractère eutrophe de leur masse d'eau. Ainsi, d'importantes efflorescences de cyanobactéries y sont observées depuis plusieurs années. Ce contexte eutrophe se répercute également sur la frange littorale du secteur. En effet, la rivière d'Auray est chaque année affectée, avec plus ou moins d'intensité, par la prolifération de macroalgues vertes du genre *Ulva* conduisant localement à des échouages importants. Ces accumulations estivales de biomasse algale, révélatrices d'apports excessifs en sels nutritifs, pourraient aboutir à des déséquilibres environnementaux et socio-économiques majeurs si elles venaient à s'amplifier dans les années à venir. Concernant la conchyliculture, les deux zones de production du secteur sont sujettes à d'importants pics de mortalité. L'analyse des pics de mortalité

estivaux, menée au début des années 2000, a montré une corrélation significative avec les apports des bassins versants sans pour autant les relier avec un paramètre en particulier (Samain et McCombie, 2007). Les récentes vagues de mortalité paraissent nettement plus complexes à appréhender du fait de la multiplicité des facteurs explicatifs. Pour autant, il paraît important d'estimer de manière fine les apports des bassins se déversant dans la rivière d'Auray afin d'approfondir notre connaissance des conditions environnementales du secteur et d'aborder ce phénomène de manière globale. Enfin la rivière d'Auray est affectée par des contaminations bactériennes récurrentes qui ont abouti au récent déclassement saisonnier de la zone de production aval de A en B pour la production d'huîtres.

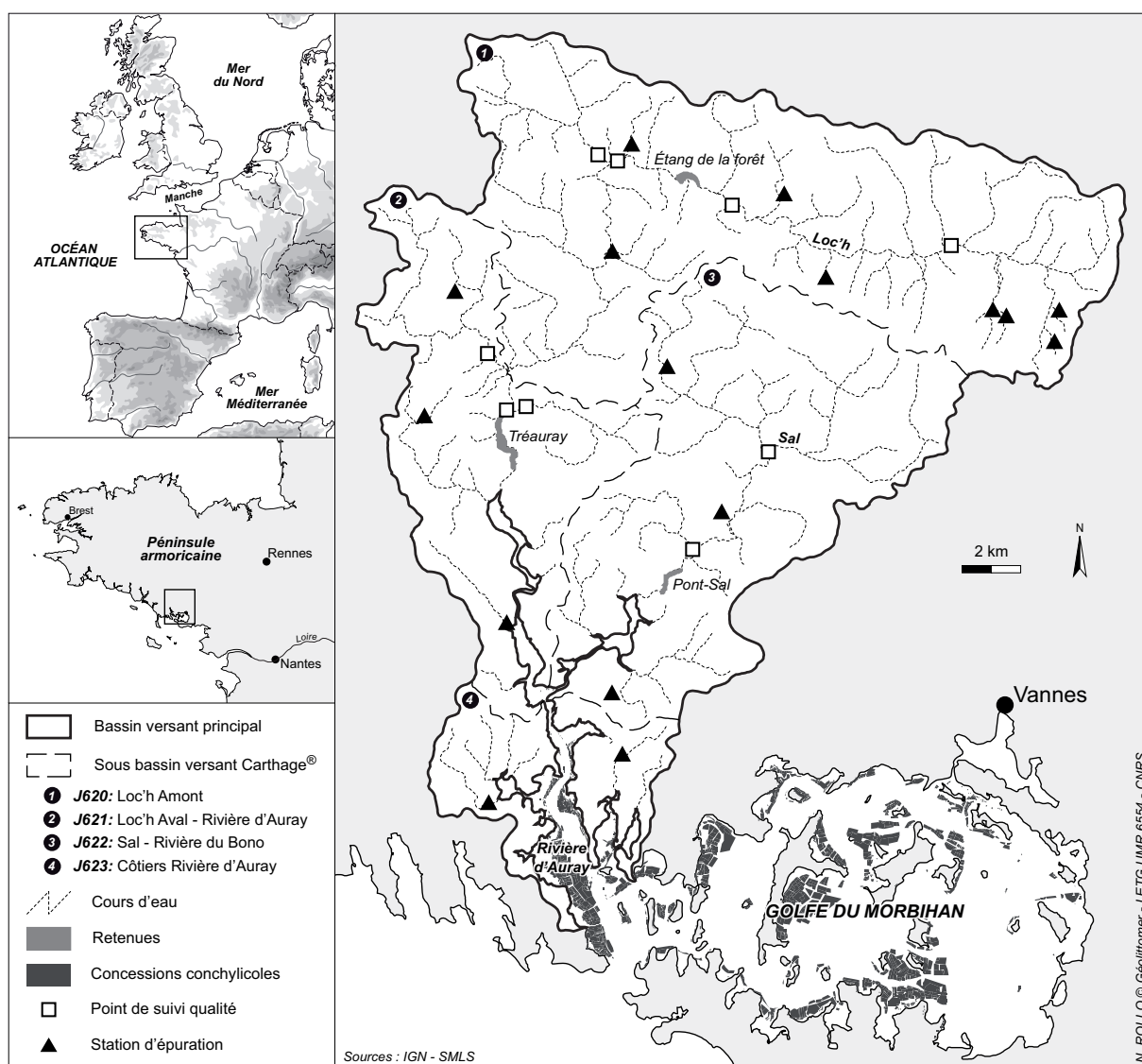
Dans ce contexte, il paraît essentiel de pouvoir estimer de manière continue les apports terrigènes se déversant en rivière d'Auray, et plus particulièrement ceux provenant d'origine diffuse, afin d'identifier les bassins versants les plus contributeurs et de proposer des secteurs d'intervention prioritaires. Afin d'intégrer au mieux les considérations du gestionnaire et d'assurer une continuité à la démarche, ce travail a été mené en partenariat avec le Syndicat Mixte du Loc'h et du Sal (SMLS). Ce syndicat de rivière est en charge du contrat de bassin versant de la ria d'Auray. L'action de cet établissement public est structurée autour de quatre compétences : la gestion et l'amélioration de la qualité de l'eau, l'entretien et la protection des milieux aquatiques, l'urbanisme ainsi que la gestion du littoral et des milieux estuariens.

Ce manuscrit suivra une organisation en trois points. Le premier établit un état contextuel des différents éléments de connaissance nécessaires à l'implémentation de ce type de démarche. Les différents processus hydrologiques sont tout d'abord abordés à travers le concept de bassin versant, la présentation des milieux estuariens ainsi que les formes et les modes de transfert des éléments entrants dans la caractérisation de la qualité de l'eau. La pollution de l'eau est ensuite présentée à partir des notions de qualité et de normes, des origines de la pollution et des perturbations qu'elles peuvent induire en zone littorale. Enfin, une typologie synthétique des différentes approches d'évaluation et de gestion de la qualité des eaux est réalisée.

La deuxième partie de cette thèse permet de caractériser la méthode mise en œuvre. Le bassin versant étudié y est tout d'abord présenté à partir de ses caractéristiques physiques, de l'anthropisation de l'espace et des enjeux liés à la qualité des eaux du secteur. Dans un second temps, la notion de modèle est abordée au travers de différents éléments de définition, d'une typologie des modèles hydrologiques existants et de leur couplage avec des plateformes SIG. Les critères de choix du modèle *Soil and Water Assessment Tool* sont également évoqués, ainsi que le fonctionnement général de cet outil.

Enfin, la troisième et dernière partie de ce travail se rapporte à la mise en œuvre du modèle sur le bassin versant de la ria d'Auray, aux résultats des simulations et aux perspectives associées à cette

implémentation. Les différentes phases d'implémentation du modèle sont tout d'abord décrites au travers de la définition de protocoles de prétraitement des données, du paramétrage du modèle et des phases de calibration et de validation des simulations. Les apports des simulations sont ensuite présentés au travers de trois aspects : l'approfondissement de la connaissance du fonctionnement du bassin, l'estimation des flux en continu et la désignation des secteurs les plus contributeurs. Parallèlement, les intérêts et les limites de la démarche liés aux données intégrées, aux simulations mises en œuvre ainsi qu'au modèle en lui-même sont évoqués. Dans un troisième temps, les applications potentielles connexes à l'implémentation du modèle sur le secteur sont abordées à travers plusieurs exemples portant sur le chainage avec un modèle hydrodynamique marin, l'évaluation de l'incidence de Pratiques de Gestion Bénéfiques (PGB), et l'implémentation de scénarisations prospectives. Enfin, différentes perspectives de recherche et d'appropriation des outils développés par les gestionnaires sont évoquées afin d'affiner, de perfectionner et d'assurer une continuité à la démarche mise en œuvre.



PREMIÈRE PARTIE :

ÉTAT DE L'ART

Chapitre 1 : Notions et processus hydrologiques

Chapitre 2 : La pollution de l'eau et des milieux aquatiques

Chapitre 3 : Les approches de suivi et de gestion de la qualité des masses d'eau

Chapitre 1 : NOTIONS ET PROCESSUS HYDROLOGIQUES

1. Le cycle de l'eau et le concept intégrateur de bassin versant

1.1. Le cycle de l'eau et la notion de bilans

1.1.1. Cycle de l'eau

Le volume d'eau présent à la surface du globe sous ses trois états (liquide, solide et gazeux) est considéré comme fini. La majeure partie se trouve dans les océans (97,4 %), le reste est présent sur les continents sous forme liquide (souterraine ou en surface), de neige ou de glace (De Marsily, 2006). Une quantité marginale de cette eau

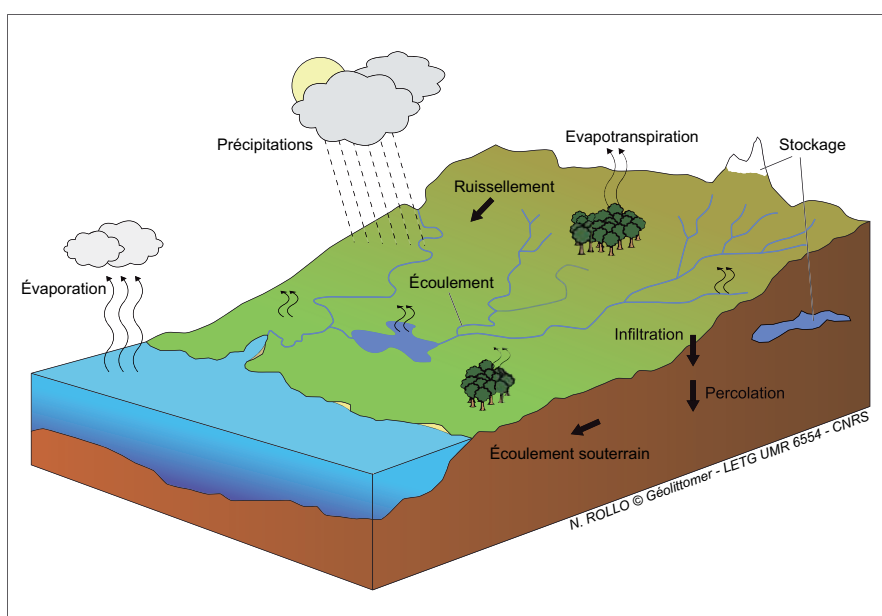


Figure 2. Représentation schématique du cycle de l'eau

participe au cycle de l'eau. Ce dernier, qui correspond aux échanges entre l'atmosphère, le sol, le sous-sol et les océans, constitue le cadre général d'étude des sciences de l'eau. Le cycle de l'eau peut être appréhendé à différentes échelles. Néanmoins, pour cette présentation, nous retiendrons l'échelle régionale plus pertinente compte tenu de l'extension spatiale de l'étude présentée (Figure 2).

En prenant comme point de départ les précipitations, ces dernières vont en partie s'évaporer ou être interceptées par la végétation. La partie parvenant à la surface du sol va s'évaporer, s'infiltrer ou ruisseler, contribuant ainsi aux écoulements de surface. L'eau qui s'est infiltrée sera retenue dans les horizons superficiels, venant de cette façon reconstituer la réserve utile, ou parviendra à atteindre la nappe souterraine par percolation. La réserve utile pourra être ultérieurement prélevée par la végétation et transpirée. L'eau ayant atteint la nappe souterraine (réserve hydrologique) participera aux écoulements souterrains et à l'alimentation des écoulements de surface. Les écoulements seront

eux-mêmes affectés par des phénomènes d'évaporation et d'infiltration. La fraction restante cheminera jusqu'aux eaux marines. Parallèlement à ce cycle « naturel », viennent se surimposer des utilisations anthropiques qui ponctionnent une partie de l'eau superficielle ou souterraine qui sera ensuite pour partie réinjectée dans les écoulements de surface après usage. Cette présentation qualitative des différentes étapes du cycle de l'eau ne peut être dissociée de son pendant quantitatif élaboré à travers le calcul des bilans.

1.1.2. Notion de bilans

La notion de bilans constitue une base essentielle des approches quantitatives en hydrologie. En effet, la partition et la quantification des volumes d'eau présents dans les différents compartiments du cycle hydrologique, à un temps et une échelle donnée, permet d'appréhender le fonctionnement du système dans sa globalité. Ce suivi des processus hydrologiques peut être envisagé à deux échelles principales. Le bilan hydrique se positionne à l'échelle du système sol-plante ou de la parcelle alors que le bilan hydrologique sera quant à lui établi à l'échelle d'un bassin versant. Bien que la terminologie ainsi que leur vocation première puisse différer de l'un à l'autre, le premier revêtant un caractère plutôt agronomique et le second s'intégrant plus spécifiquement dans une démarche hydrologique, ces deux opérations comptables arborent le même objectif. En effet, elles visent toutes les deux à établir un budget entre les entrées et les sorties d'eau pendant une période temporelle donnée, seule l'échelle d'analyse varie.

La formulation générale du bilan hydrologique, qui prévaut pour ce travail compte tenu de son échelle d'implémentation, peut se faire sous la forme de l'équation suivante :

$$Q = P - ET + \Delta R$$

Avec :

Q : Ecoulement

P : Précipitations

ET : Évapotranspiration

ΔR : Variation des réserves

Le calcul du bilan hydrologique d'un bassin versant représente différents intérêts, tant pour des démarches de recherche qu'en termes de gestion. En effet, l'appréhension globale des volumes d'écoulement ou d'évaporation, la partition du volume d'eau au sein des différents compartiments hydrologiques permet par exemple d'estimer de manière relativement fine l'état des réserves à un moment donnée. Toutefois, simple dans son principe, le bilan hydrologique reste relativement complexe à établir (Cosandey *et al.*, 2003). Cette difficulté se vérifie d'autant plus pour des estimations à des échelles temporelles fine de l'ordre du pas de temps journalier. Or, c'est à ces pas de temps que ces calculs peuvent être le plus opérationnel, notamment pour établir des relations pluie-débit.

Dans ce cadre, les outils de modélisation informatique actuels peuvent représenter une aide non négligeable. Outre l'échelle temporelle, la notion de bilan nécessite de préciser la délimitation spatiale du calcul, ce qui renvoie à la notion de bassin versant.

1.2. La notion de bassin versant

1.2.1. Définition

Un bassin versant peut être défini comme une portion d'espace drainée à partir du même exutoire. Cette unité fluviale, qui représente le cadre spatial des calculs de bilan, correspond à l'aire de convergence d'un réseau hydrographique. C'est, par ailleurs, l'unité fonctionnelle d'étude des transferts de l'eau et des flux associés dont l'analyse permet d'établir des relations entre les entrées et les sorties du système (principe de conservation de la matière, relation pluie-débit...). En règle générale, la délimitation de cette aire d'alimentation est établie à partir de critères topographiques. Les limites du bassin versant topographique sont définies par les lignes de crêtes qui déterminent le partage des eaux. Néanmoins, l'adéquation entre le bassin versant topographique et le bassin versant fonctionnel n'est patente que dans un contexte imperméable. A l'inverse, dans le cas d'un substrat perméable, il est parfois nécessaire de délimiter le bassin hydrogéologique en intégrant les écoulements souterrains, ces derniers pouvant naître à l'extérieur des limites du bassin topographique. Toutefois, la différence entre bassin versant hydrogéologique et topographique étant, dans la majorité des cas, réellement sensible que pour de petits bassins, il est communément admis de considérer les limites du bassin versant topographique comme l'extension fonctionnelle de l'aire d'alimentation.

Le terme de bassin versant regroupe des objets spatiaux de tailles très diverses. La dimension de l'aire d'alimentation d'un cours d'eau peut ainsi varier de quelques hectares à plusieurs millions de km² comme pour l'Amazonie dont le bassin hydrographique s'étend sur environ 6,95 millions de km² (Bethemont, 2000). Le critère topographique représentant le principal élément de délimitation, cette diversité peut en partie s'expliquer par des morcellements morphologiques régionaux variés. Toutefois, cet élément tient également à la définition même d'un bassin fluvial. En effet, ce dernier correspondant à l'aire d'alimentation d'un point donné, la surface drainée en amont sera fortement dépendante du point envisagé. De cette manière, un bassin versant sera lui-même composé d'entités plus restreintes appelées sous bassins versants. L'unité la plus simple de cet emboîtement correspondant à l'appellation de bassin versant élémentaire (Figure 3).

1.2.2. Caractérisation

Les bassins hydrographiques sont caractérisés par une hétérogénéité spatiale plus ou moins marquée. Cette dernière peut être relative à différentes composantes comprenant les caractéristiques

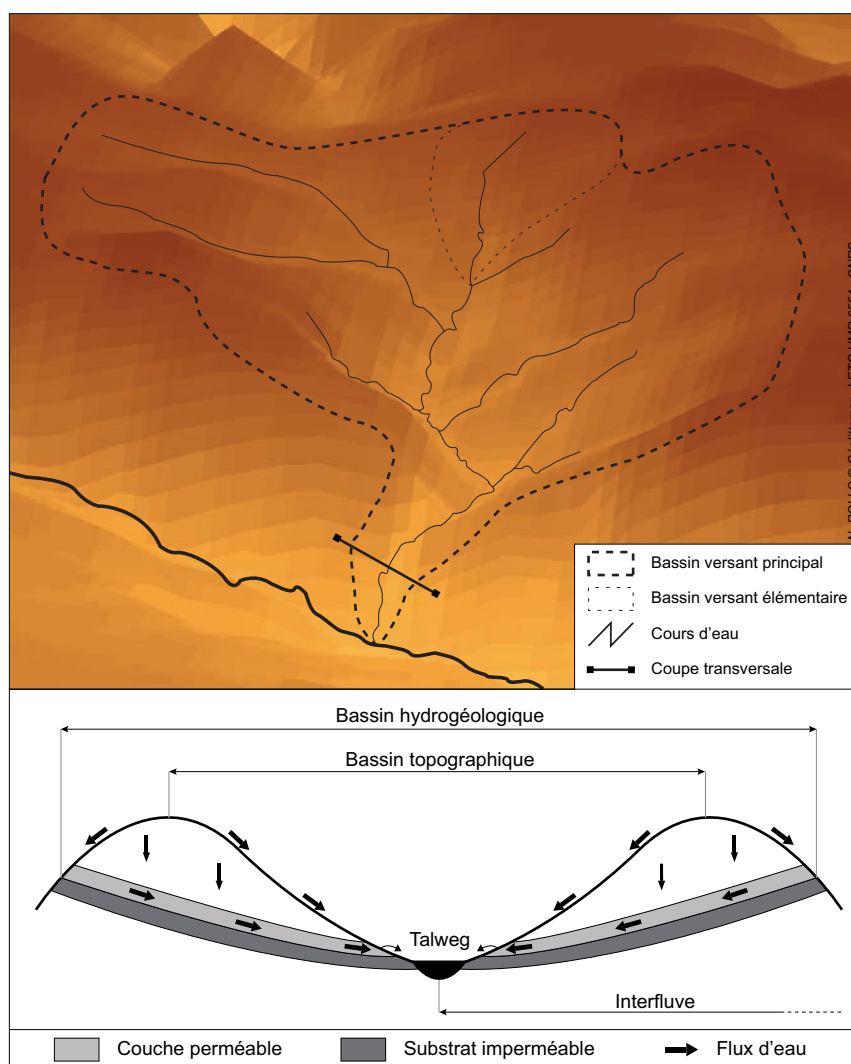


Figure 3. Délimitation d'un bassin versant

morphométriques (surface et forme du bassin, élévation, pente, orientation), la nature des sols (géologie et pédologie), la météorologie, l'occupation et les usages des sols ou l'hydromorphométrie. Cette diversité induit des processus d'écoulement de l'eau et des matières associées variés, favorisant ou au contraire limitant les transferts. L'ensemble de ces facteurs aura donc une influence notable sur la réponse hydrologique du bassin (Musy et Higy, 2004).

Outre le climat qui constitue le moteur du fonctionnement des bassins (base de l'alimentation, saisonnalité...), la première caractéristique notable concerne la topographie du bassin versant. En effet, indépendamment des aspects de délimitation, le relief influence de nombreux paramètres hydrométéorologiques tels que les températures, le volume et la nature des précipitations (Vigneau, 1996). De plus, les pentes influent fortement sur la vitesse d'écoulement et donc sur le temps de concentration. Cet élément se retrouve particulièrement au niveau du ruissellement et de sa capacité d'érosion (relative à la couverture des sols). Ainsi, plus l'indice de pente du bassin est élevé, plus la réponse hydrologique du bassin aux impulsions météorologiques sera rapide.

Parallèlement à ces aspects physiques, d'autres caractéristiques physiographiques peuvent impacter le comportement d'un bassin versant. Parmi ces caractéristiques, on peut notamment évoquer la surface du bassin. En effet, plus un bassin versant, qui représente l'aire de réception des précipitations et donc l'aire d'alimentation de son cours d'eau, est étendu, plus les débits à son exutoire sont susceptibles d'être importants. De même, la forme géométrique du bassin conditionne fortement sa réponse hydrologique et l'allure de l'hydrogramme à son exutoire. Cette influence est schématisée sur la Figure 4. Ainsi, pour un épisode pluvieux similaire et à surface identique, un bassin en forme d'éventail, présentant un temps de concentration plus court, présentera un débit de pointe plus important qu'un bassin de forme allongée dont le temps d'acheminement de l'eau jusqu'à l'exutoire est plus long. L'étude de ce paramètre a donné lieu à la création de multiples indices tels que l'élancement de Schumm (1956) ou l'indice de compacité de Horton (1932).

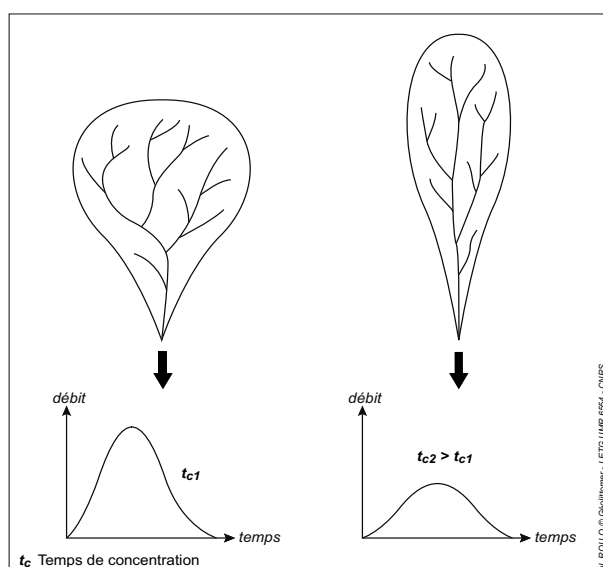


Figure 4. Influence de la forme du bassin versant sur l'hydrogramme de crue (d'après Musy et Higy, 2004)

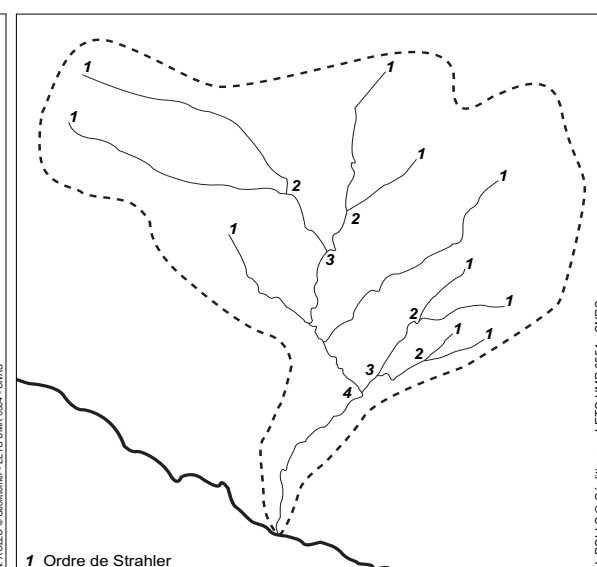


Figure 5. Ordonation du réseau hydrographique selon la méthode de Strahler

Par ailleurs, le degré de développement du réseau hydrographique, mesuré par la densité de drainage (Horton, 1932), représente un facteur important. Ce paramètre, qui s'amplifie avec l'abondance des précipitations, l'imperméabilité des roches et des formations superficielles et la valeur de la pente (Coque, 1998), correspond au rapport entre la longueur totale des cours d'eau et la surface du bassin versant. Reflétant grossièrement un schéma zonal, la densité de drainage peut également être influencée, à plus grande échelle, par l'utilisation anthropique des terres qui conditionne le ruissellement et la cohésion des sols (Bravard et Petit, 2002). Enfin, l'étude de l'hydromorphométrie a donné lieu à la création d'autres indicateurs numériques, particulièrement à travers les méthodes d'ordination. Ces classifications topologiques des cours d'eau, initiées par Horton (1945), ont par la suite été modifiées par différents auteurs (Strahler, 1957 ; Shreve, 1966).

Les principes de classification de l'ordination de Strahler, qui est la méthode la plus utilisée aujourd'hui sont les suivants (Figure 5) :

- un cours d'eau dépourvu de tributaire est considéré d'ordre 1
- un tronçon issu de la confluence de deux tributaires du même ordre est augmenté de un
- un cours d'eau formé par la confluence de deux tributaires admettant des rangs différents, prend l'ordre le plus élevé des deux

Cette méthode d'ordination, fortement dépendante de la précision du référentiel utilisé pour la mettre en œuvre, permet d'attribuer à un bassin versant l'ordre de son cours d'eau principal à l'exutoire. Du fait de leur conformité à la réalité géomorphologique, différents lois ont été proposées sur la base de ces ordonnancements. Ces lois de composition des réseaux hydrographiques portent notamment sur les relations entre l'ordre des cours d'eau, d'une part, les surfaces drainées, le nombre et la longueur moyenne des cours d'eau d'autre part (Bravard et Petit, 2002). Ainsi, une importante corrélation peut être établie entre l'ordre des tronçons d'un cours d'eau et leur nombre ou entre le rang des segments de cours d'eau et leur longueur moyenne (Horton, 1945). De même, ces règles se vérifient également au niveau du gabarit des tronçons hydrographiques, des surfaces drainées (Schumm, 1956), ou de la relation entre l'ordre et le débit (Hirsch, 1962). Ces relations font clairement apparaître une loi d'échelle (Hack, 1957) qui renvoie à la dimension fractale du réseau hydrographique (Mandelbrot, 1995).

Les types de sols et de sous-sols représentent également un facteur sensible. L'imperméabilité des roches et des formations superficielles conditionne très fortement le cheminement de l'eau au sein des bassins versants (ruissellement de surface, écoulement de subsurface ou souterrain). La nature du substrat et des sols qui en découlent influe également sur leur capacité de stockage qui impacte fortement l'importance relative de l'écoulement de base des cours d'eau par rapport à l'écoulement total (Bravard et Petit, 2002). Ainsi, soumis à un épisode pluvieux identique, un bassin présentant un substratum imperméable réagit de manière plus rapide et plus violente qu'un bassin perméable, dont la capacité de rétention assure un débit de base plus régulier et plus long en période de sécheresse. De même, la nature du sol (type et épaisseur) intervient sur la rapidité de montée des crues et sur leur volume à travers ses taux d'infiltration et d'humidité, sa capacité de rétention et le coefficient de ruissellement (Musy et Higy, 2004).

La nature de la couverture des sols peut également influencer de manière importante sur la réponse hydrologique du bassin. L'interception d'une partie de l'eau atmosphérique et les prélèvements d'une couverture végétale soustraient une partie de l'eau à l'écoulement. Par ailleurs, cette couverture conduit à une limitation du ruissellement. À l'inverse, les surfaces imperméabilisées, qui limitent l'infiltration et donc la recharge des nappes, provoquent une augmentation du volume d'écoulement et surtout une réduction du temps de concentration. Les nappes étant peu alimentées, elles ne peuvent assurer un débit de base conséquent en période sèche. Cet élément conduit à des écoulements peu pondérés au cours de l'année.

1.2.3. Approche systémique du bassin versant

Outre la polysémie associée au terme de système, cette notion admet différentes variantes selon les auteurs et les domaines de son application. Toutefois, dans le cadre d'une approche géographique, on peut retenir la définition proposée par Pierre George et Fernand Verger (2006) : « Un système est un ensemble d'objets, d'attributs de ces objets, d'interactions entre ces objets et parmi leurs attributs, enfin d'interdépendance entre les objets et les attributs ».

Un système peut donc être considéré comme une structure cohérente organisée en plusieurs entités distinctes en interaction. A ce titre, un bassin versant peut être assimilé à un système complexe ouvert (Delahaye, 2005). En effet, il est constitué de nombreux composants soumis à des interactions réflexives (boucles de rétroactions) et, comme tous les systèmes géographiques, il admet des frontières perméables, avec l'atmosphère et à son exutoire, lui permettant d'interagir avec son environnement (transferts, échanges d'énergie et de matière). L'approche systémique dans le domaine des sciences de l'eau est d'ailleurs apparue dès les années 1960 chez les géomorphologues anglo-saxons avec la définition du « système fluvial » (Chorley, 1962) qui a ensuite peu à peu évolué vers le concept d'hydrosystème. Ce dernier considère les bassins versants comme des systèmes complexes à quatre dimensions constitués d'écosystèmes interactifs (Ward, 1989 ; Amoros et Petts, 1993). Outre la dimension longitudinale, reprenant les approches classiques basées sur l'unidirectionnalité des flux via un gradient amont-aval (Schumm, 1977), les dimensions retenues correspondent aux relations latérales (échanges entre le cours d'eau et sa plaine alluviale), verticales (liens entre les eaux de surface et souterraines) et aux aspects temporels (modifications dans le temps d'origine naturelle ou anthropique).

La logique opératoire de ce système est constituée d'un ensemble de processus que l'on peut synthétiser sous la forme de deux grands types : les processus de production (stockage/déstockage et transformation) et les processus de transfert. L'étude de ces différents processus imbriqués nécessite de s'appuyer sur un ensemble de variables. Ces grandeurs mesurables prenant des valeurs quantitatives différentes dans le temps et l'espace (Brunet *et al.*, 1993) peuvent être regroupées sous plusieurs types. Ainsi, on distingue (i) les variables d'entrée ou de forçage, extérieures au système (variables atmosphériques, apports de matière), (ii) les variables d'état, caractérisant l'état du système en lui-même, (iii) et les variables de sortie (flux d'eau et de matière à l'exutoire du bassin versant). Toutefois, afin d'intégrer l'ensemble des aspects contrôlant la variabilité spatio-temporelle des processus, il convient d'associer à ces variables les caractéristiques physiques du bassin considéré (pédologie, géologie, topographie, rugosité). Ces dernières se distinguent des variables d'état par le fait qu'elles peuvent être considérées comme invariantes à l'échelle d'une ou plusieurs années hydrologiques (Payraudeau, 2002).

L'étude de la dynamique d'un bassin versant au travers d'une démarche systémique s'explique par la complexité de son fonctionnement. De plus, cette construction intellectuelle représente un préalable essentiel à toute modélisation. En effet, ce type d'approche, qui permet de considérer pleinement les interactions et rétroactions, favorise l'élaboration d'une représentation schématique exposant le fonctionnement des différents processus identifiés.

2. Les processus hydrologiques au sein des bassins versants

2.1. Compartimentation des bassins versants

Afin d'appréhender les différents modes de transfert de l'eau et de transport de la matière associée, il convient tout d'abord de distinguer les différentes unités fonctionnelles des hydrosystèmes. La structure des bassins, fortement hétérogène, peut ainsi être subdivisée en différentes entités, tant au niveau physique que topographique ou fonctionnel. La compréhension du fonctionnement des réserves hydrique et hydrologique nécessite avant tout de différencier trois entités physiques dont les propriétés contrastées conditionneront fortement la phase souterraine du cycle de l'eau. Cette compartimentation verticale peut être établie depuis la surface vers la profondeur en trois couches distinctes :

- *le sol* : formation naturelle à structure meuble et d'épaisseur variable, constituant une interface entre la surface et le sous-sol et contenant la réserve hydrique alimentant la végétation en l'absence de précipitations.

- *la roche altérée* : couche intermédiaire résultant des processus d'altération de la roche mère sous-jacente. Les altérites constituent un aquifère dont la contenance est relativement importante mais dont la transmissivité demeure réduite comparativement au substrat géologique sous jacent (Martin, 2003).

- *la roche mère* : dans le cas de bassins versants sur socle ancien, comme dans le Nord-Ouest de la France, ce substrat est constitué de terrains cristallins (granites, schistes, gneiss) peu perméables. L'eau peut néanmoins circuler dans le socle par les fissures et fractures. Cet écoulement est fortement dépendant de l'état du degré de fracturation et de leur connectivité.

D'un point de vue topographique, les bassins versants peuvent être subdivisés en deux entités distinctes les interfluves et les talwegs, ces derniers accueillant les lits fluviaux (Derruau, 1996). Ces deux compartiments peuvent schématiquement être mis en relation avec les processus de production et de transfert précédemment décrits. Ainsi, les hauts de versant, surplombant les lits fluviaux, seront le siège principal des processus de production. Dans la continuité, bien qu'ils participent également aux processus de production, les lits fluviaux forment le cœur des transferts vers l'exutoire. Ces deux entités topographiques se distinguent également du point de vue de leur drainage. En effet, les hauts de versant correspondent à des sols bien drainés, dominés par une circulation verticale de

l'eau. A l'inverse, les bas-fonds sont le plus souvent occupés par des zones humides. Ce caractère hydromorphe s'explique par la remontée saisonnière de la nappe dans les horizons superficiels du sol qui affleure une partie de l'année (Durand *et al.*, 2000). Dans le cas breton, ces zones humides de bas-fonds représentent en moyenne 15 à 20 % de la surface des bassins versants (Mérot *et al.*, 1999).

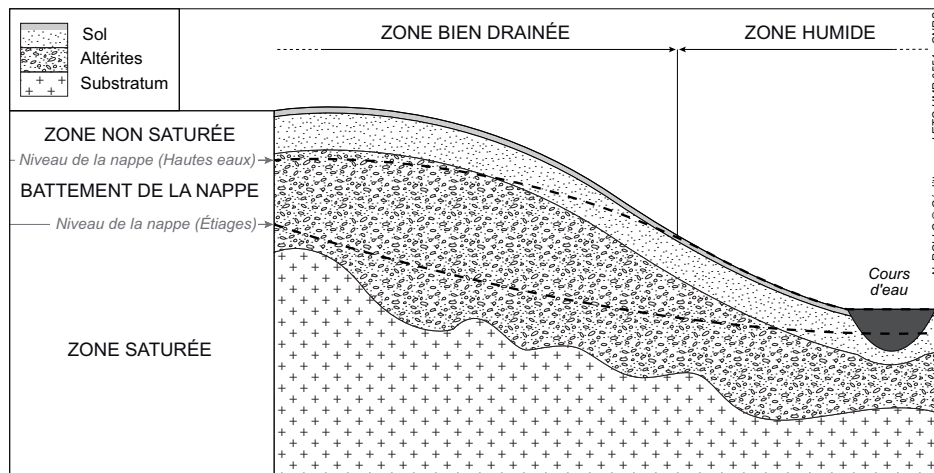


Figure 6. Compartimentation fonctionnelle d'un versant (adaptée de Aurousseau *et al.*, 2005)

Au niveau fonctionnel, les versants peuvent également être subdivisés en différents compartiments, au fonctionnement hydrologique comparable (vitesse et mode de transfert), suivant la position de la nappe. Ces entités fonctionnelles sont toutefois à relativiser en fonction des fluctuations saisonnières de cette dernière (Figure 6). On peut ainsi définir :

- *un compartiment de surface non saturé* ou « zone d'évaporation » (Lambert, 1996). L'humidité de ce compartiment est étroitement liée aux conditions météorologiques (régime et rythme des précipitations). La majeure partie de l'année, l'eau n'y est présente que dans une fraction de la porosité du sol. Cette eau principalement, utilisée par les plantes pour leur transpiration, peut également être reprise par évaporation directe.

- *un compartiment intermédiaire* ou « zone d'aération » très faiblement soumis à l'évaporation et aux prélèvements racinaires. Cette zone, correspondant essentiellement au transit de l'eau vers les couches plus profondes, est délimitée à sa base par la frange capillaire au sein de laquelle la teneur en eau s'équilibre avec la zone saturée sous-jacente.

- *un compartiment de profondeur* ou « zone de saturation » occupé par la nappe sur l'ensemble de l'année. L'extension verticale de ce compartiment est étroitement liée au battement de la nappe. Par définition, la teneur en eau de cette zone reste constante au cours de l'année. Par conséquent, lorsque la quantité d'eau vient à diminuer c'est le toit de la nappe qui se rabat. Cette zone est délimitée à sa base par un niveau imperméable ou de faible perméabilité.

2.2. Transferts au sein des bassins versants

De manière générale, les modes de transmission de l'eau depuis les versants vers le réseau hydrographique peuvent être schématisés sous deux cheminements principaux : d'une part le ruissellement et d'autre part les écoulements souterrains alimentés par l'infiltration (percolation et écoulement de nappe). Les différents processus d'écoulement et de transferts au sein des hydrosystèmes sont synthétisés dans la Figure 7.

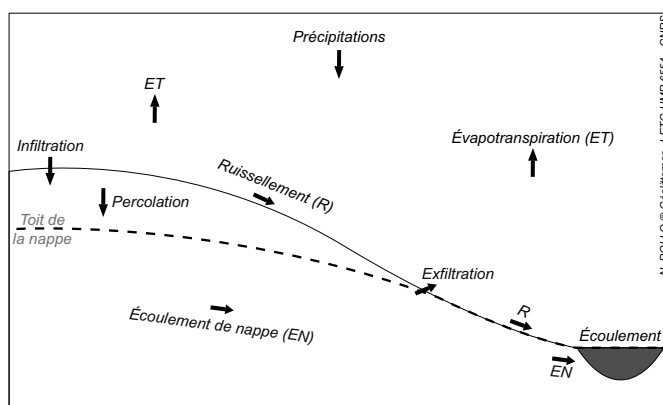


Figure 7. Les principaux écoulements d'eau au sein des bassins versants

2.2.1. Les précipitations et l'évapotranspiration

Les précipitations, stade ultime de la phase aérienne du cycle de l'eau, constituent la base de l'alimentation des écoulements. Sans pour autant détailler les mécanismes de genèse des précipitations, il convient toutefois d'en distinguer différents types. La distinction principale concerne leur forme. En effet, contrairement aux précipitations liquides qui participeront directement au cycle de l'eau, les précipitations solides, principalement neigeuses, peuvent séjourner un long moment à la surface des sols avant d'être remobilisées au moment de la fonte. Le temps de latence entre la chute et la fonte, qui induit un stockage et surtout une accumulation de cette eau sous forme solide, conditionne profondément le régime du cours d'eau (Pardé, 1933). Dans ces conditions, il apparaît très important de connaître l'épaisseur du manteau neigeux, son équivalent en eau, le moment où il va fondre et surtout la vitesse de cette fonte. Ce dernier facteur est déterminant pour la gestion de l'hydrosystème notamment pour la prévision des débits et des crues. Toutefois, dans les régions où la neige demeure un phénomène marginal et où la fonte intervient rapidement après la chute (sans réelle accumulation), comme c'est le cas pour le bassin qui a été étudié dans le cadre de cette démarche, les précipitations neigeuses sont appréhendées et mesurées de la même manière que la pluie.

Une partie de l'eau précipitée sur un bassin versant n'atteindra jamais le sol et ne participera donc pas à l'écoulement du fait de son évaporation durant la chute et de son interception par la végétation, agissant comme un écran et favorisant son évaporation ; la fraction restante correspondant à la pluie nette. L'interception de l'eau par la végétation, et l'évaporation qui en découle, sont variables selon la morphologie des formations végétales et en fonction de différents facteurs météorologiques. Concernant les espèces végétales, la capacité de la canopée à intercepter

et conserver l'eau précipitée est étroitement liée aux caractéristiques de son feuillage (densité, forme, taille, rugosité, caducité...). Au niveau météorologique, les paramètres d'intensité, de durée ainsi que la forme (liquide/solide) des précipitations conditionnent très fortement l'intensité de l'évaporation ainsi que la capacité d'interception. Ce phénomène peut concerner de 10 à 35 % des précipitations incidentes ; les valeurs les plus importantes étant associées aux forêts de résineux, notamment en Europe où les pluies océaniques, de faible intensité, favorisent le cumul de l'évaporation (Bravard et Petit, 2002). Outre le processus d'évaporation de l'eau interceptée par la végétation, le retour de l'eau dans l'atmosphère se produit à partir de multiples surfaces. En effet, l'humidité atmosphérique provient principalement de l'évaporation à partir des surfaces d'eau libre, notamment océaniques et des sols nus (zone d'évaporation).

Une partie de l'eau parvenant à pénétrer les horizons superficiels du sol ne sera pas non plus disponible pour l'écoulement du fait de la ponction végétale dans la réserve hydrique. Cette utilisation, immédiate ou progressive (lors d'absence de précipitations ou en complément de ces dernières) participera aux mécanismes de photosynthèse avant d'être transpirée. Seuls 5 % de cette eau sont réellement utilisés et consommés par les végétaux pour leur métabolisme. En effet, 95 % de l'eau transitant par les plantes sont restitués à l'atmosphère par transpiration (Cosandey *et al.*, 2003).

L'association des deux mécanismes précités forme l'évapotranspiration. Ce processus, qui regroupe à la fois les flux d'évaporation physique et de transpiration biologique, est déterminé par deux facteurs : d'une part le pouvoir évaporant de l'air, dépendant de différents facteurs tels que la radiation solaire, la température ou l'humidité, et d'autre part l'eau disponible. L'étude de ce processus fait appel à deux notions : l'évapotranspiration potentielle et l'évapotranspiration réelle. La première, dont le calcul peut être réalisé à partir de différentes formules (Thornthwaite, 1954 ; Penman, 1956 ; Monteith, 1965 ; Priestley et Taylor, 1972 ; Hargreaves et Samani, 1985), correspond à la quantité maximale d'eau susceptible d'être évapotranspirée par une formation végétale en fonction de conditions climatiques données. Cette valeur théorique s'appuie donc principalement sur le pouvoir évaporant de l'atmosphère partant de l'hypothèse que le couvert végétal est bien alimenté en eau. L'évapotranspiration réelle se réfère, quant à elle, à la quantité d'eau effectivement restituée à l'atmosphère. L'évapotranspiration réelle découle donc de la combinaison entre l'évapotranspiration potentielle et de la disponibilité en eau. Ainsi, la différence entre l'évapotranspiration potentielle et l'évapotranspiration réelle représente le déficit hydrique, soit la quantité d'eau qu'il faudrait à la plante pour qu'elle évapore au taux maximal (Cosandey et Robinson, 2000).

La différence entre les précipitations et la demande bioclimatique (évapotranspiration) est appelée excédent ou déficit climatique. Ce solde, négatif ou positif, permet d'appréhender les

variations de la réserve hydrique et de déterminer les saisons hydrologiques. Durant l'hiver hydrologique, l'eau ne représentant pas un facteur limitant, l'évapotranspiration réelle est équivalente à l'évapotranspiration potentielle, l'excédent allant notamment recharger la réserve utile (pluie utile). A l'inverse, lors de l'été hydrologique, durant lequel les précipitations sont inférieures à l'évapotranspiration potentielle, la réserve utile est sollicitée par les plantes.

2.2.2. L'infiltration

L'eau précipitée parvenant à l'interface sol-atmosphère subit, par différents processus, une partition entre la surface du sol et le sol lui-même (Choisnel, 1999). L'infiltration, qui correspond au passage de l'eau de la surface du sol vers l'intérieur de celui-ci, constitue le facteur principal de cette séparation des écoulements de surface et souterrain. Ce processus dépend de l'infiltrabilité locale du sol, ou flux maximum d'eau qu'un sol est capable d'absorber à sa surface. Cette capacité d'infiltration d'un sol est contrôlée par différents facteurs tels que sa perméabilité (conductivité hydraulique) dépendant notamment de sa texture, sa structure (présence d'agrégats ou d'une croûte de battance...) et de son humidité (état hydrique du sol). La capacité d'infiltration d'un sol est très variable dans l'espace, du fait de la variabilité des propriétés des formations superficielles, mais aussi dans le temps (Aurousseau *et al.*, 2005). En effet, lors d'un épisode pluvieux, la modification de l'humidité du sol et surtout la dégradation possible de son état structural sous l'effet de l'impact des gouttes de pluie, peut conduire à une réduction progressive de son infiltrabilité. De même, les évolutions saisonnières de l'état structural du sol, liées à la saisonnalité de l'activité biologique des sols et des pratiques agricoles, conditionnent fortement sa capacité d'infiltration.

2.2.3. Le ruissellement

Le ruissellement désigne l'écoulement de l'eau à la surface du sol. Cet écoulement « rapide » est susceptible de se produire dans deux types de situations : lorsque la capacité d'infiltration du sol est dépassée ou lorsque le sol est saturé jusqu'à la surface.

Le ruissellement par dépassement d'un seuil d'infiltration, ou ruissellement hortonien, survient lorsque l'intensité de l'épisode pluvieux dépasse la capacité d'infiltration du sol. Toutefois, compte tenu de la capacité d'infiltration des sols du Massif Armoricaïn (variant de 1 mm/h à au moins plusieurs dizaines de mm/h) et de l'intensité des pluies qui s'y produisent (rarement supérieures à 10 mm/h), le ruissellement hortonien ne se produit que rarement (une à trois fois par an) dans les bassins versants bretons et ne contribue que pour une faible part aux écoulements annuels (Aurousseau *et al.*, 2005). Bien que peu fréquent dans les conditions pédo-climatiques du Nord-Ouest de la France, le ruissellement par dépassement de la capacité d'infiltration du sol peut néanmoins se produire consécutivement à une dégradation de l'état de surface des sols (Figure 8). Ces dégradations, induites par un tassement superficiel (piétinement, passages d'engins

agricoles...) ou par l'impact de la pluie (fermeture de la surface par effet *splash*, formation d'une croûte de battance), peuvent conduire à la formation d'un ruissellement sur un sol non saturé, en dessous de l'horizon superficiel dégradé, et dont la capacité d'infiltration intrinsèque est supérieure à l'intensité de l'épisode pluvieux.

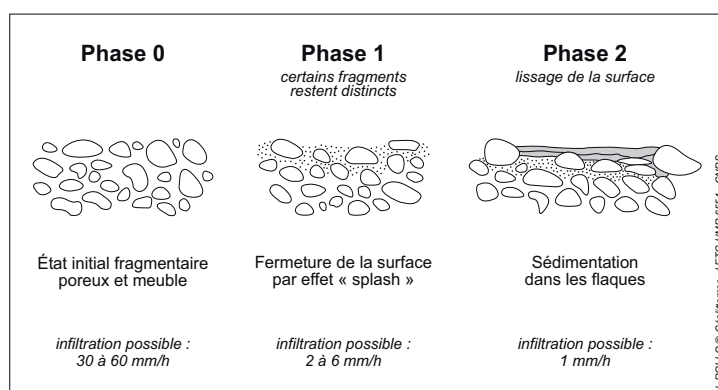


Figure 8. Formation d'organisations pelliculaires superficielles sous l'effet des pluies (d'après Boiffin, 1984)

Le ruissellement par dépassement d'un seuil de saturation intervient lorsque la totalité de la porosité du sol est occupée, empêchant ainsi toute infiltration. Ce type de ruissellement, étroitement lié à un affleurement de la nappe, se produit essentiellement dans les fonds de vallée où la nappe, en équilibre avec le niveau du cours d'eau, est située à faible profondeur (Gascuel-Odoux *et al.*, 1998). Toutefois, il peut également apparaître consécutivement à la formation de nappes superficielles temporaires lors de pluies abondantes. Ce débordement de nappes perchées temporaires est fréquent dans les régions de massif ancien du fait de la faible épaisseur du manteau d'altérite, notamment en haut de versant, et de la faible profondeur de la roche mère imperméable (Cosandey *et al.*, 2003).

Sans pour autant en être l'unique origine, le ruissellement, de par la circulation rapide de l'eau qu'il induit, est un processus important dans les mécanismes de genèse des crues. Ces dernières peuvent toutefois se produire sans qu'il y ait de ruissellement sur les versants. Ainsi, des études, basées sur les caractéristiques chimiques et isotopiques de l'eau, ont montré que l'eau qui s'écoule lors d'une crue est majoritairement de l'eau déjà présente dans le bassin avant l'épisode pluvieux, impliquant une exfiltration rapide de l'eau de la nappe (Cosandey et Robinson, 2000). De même, les eaux de ruissellement ne participent pas forcément dans leur ensemble au gonflement des hydrogrammes. Elles peuvent notamment s'infiltrer au cours de leur cheminement vers le cours d'eau en rencontrant des conditions d'infiltrabilité plus favorables (topographie, rugosité, obstacles, couverture végétale...). Ambroise (1998) propose ainsi d'établir une distinction entre les « zones actives », soumises à un ruissellement, et les « zones contributives » dont le ruissellement est directement connecté au cours d'eau.

Par ailleurs, le processus de ruissellement a un rôle géomorphologique important dans la mesure où il représente un puissant agent d'érosion (Joannon, 2004). Cette action érosive, dépendant de nombreux facteurs tels que la pente, la longueur de pente, la présence d'obstacle, la couverture ou la sensibilité des sols, peut notamment s'effectuer de manière diffuse, en association à l'effet « splash ». Lorsque le ruissellement se concentre, l'augmentation de sa vitesse induit une force de

cisaillement accrue qui peut conduire à l'incision de rigoles de quelques centimètres à plusieurs décimètres de profondeur (Le Bissonnais et Gascuel-Oudou, 1998). Parallèlement à ce pouvoir érosif, le ruissellement constitue également un agent de transport des particules sédimentaires détachées des couches superficielles ainsi que des éléments qui y sont fixés (phosphore particulaire, produits phytosanitaires...) (Tortrat, 2005).

Les conditions de circulation des eaux de surface sont étroitement corrélées à la microtopographie. Ainsi, les aménagements bocagers constituent des obstacles limitant le ruissellement. Il a en effet été démontré que le volume ruisselé était plus faible au sein des bassins versants bocagers (Mérot, 1978). Le remaniement de ces aménagements fonciers (arrachage des haies, arasement des talus, agrandissement du parcellaire et donc des longueurs de pente), intervenus lors des remembrements des années 1960-1970, ont donc profondément modifié les conditions de ces écoulements de surface ; aboutissant dans certains cas à des processus érosifs accrus et amenant à des interrogations quant à leurs impacts sur la dégradation de la qualité des eaux. Sous l'impulsion de préoccupations sociales grandissantes et de travaux scientifiques, liés notamment à l'émergence de l'écologie du paysage (Burel et Baudry, 2006), ces éléments ont d'ailleurs conduit les acteurs publics à mener des politiques incitatives fortes sur le sujet (reconstitution de talus et de boisements linéaires, maintien d'un couvert végétal à l'inter-culture, labour perpendiculaire à la pente, implantation de bandes enherbées...). Les réseaux de fossés, la voirie ou les motifs agraires (sillons d'engins, lignes de semis...) constituent également des facteurs de contrôle des écoulements de surface, constituant, selon leur implantation, des obstacles ou au contraire des voies préférentielles de cheminement (Bocher, 2005).

2.2.4. Les écoulements de subsurface et souterrains

Les écoulements de subsurface et souterrains jouent un rôle important dans l'alimentation des cours d'eau, formant la composante « débit de base » de l'hydrogramme. Les conditions de stockage et de circulation de l'eau dans le sol sont étroitement liées à sa porosité qui conditionne la quantité d'eau qu'il peut contenir à saturation. La mobilité de l'eau dans le sol est régie par différents paramètres (Cosandey *et al.*, 2003) :

- *la gravité*, force motrice dominante : son effet, provoque une circulation verticale de l'eau libre dans la macroporosité du sol. Cette circulation est plus ou moins rapide selon la conductivité hydraulique du sol.

- *les forces de succion* : ces forces de tension tendent à retenir l'eau dans la porosité capillaire du sol. L'eau contenue dans la microporosité du sol peut se déplacer par capillarité dans les pores et interstices ou être prélevé par extraction racinaire. Cette fraction mobilisable par les plantes constitue la réserve hydrique dans laquelle la végétation puise en l'absence de précipitations (Legros et Favrot, 1999).

Bien que des écoulements hypodermiques puissent se développer dans certaines conditions (présence d'un horizon peu perméable induisant une conductivité hydraulique latérale supérieure à la conductivité verticale), la circulation de l'eau dans le sol suit essentiellement une dynamique verticale (percolation). L'eau de percolation, lorsqu'elle atteint la base de la zone non saturée, constitue la recharge de la nappe (réserve hydrologique). La capacité de stockage de cette dernière est étroitement liée à la porosité du milieu. Toutefois, seule une fraction de l'eau contenue dans les nappes est réellement mobilisable (eau gravitaire), le restant étant retenu par les forces de succion (eau de rétention). Les nappes des bassins versants sur socle admettent différentes caractéristiques hydrologiques propres (Aurousseau *et al.*, 2005) :

- elles sont peu profondes
- elles sont fluctuantes : bien que les fluctuations saisonnières soient plus faibles en bas de versant, le battement de la nappe peut dépasser 5 mètres.
- elles sont très réactives aux précipitations hivernales : la porosité des altérites et de la roche mère étant faible, le toit de la nappe peut monter de plusieurs centimètres lors d'un épisode pluvieux de quelques heures.

Les déplacements de l'eau dans la nappe, qui s'effectuent de façon laminaire des hauts de versant vers le cours d'eau, sont essentiellement régis par la gravité et la pression (charge hydraulique). La vitesse de transfert de l'eau dans la nappe dépend donc de la conductivité du milieu et de l'état recharge des réserves souterraines : plus le niveau de la nappe est haut, plus le débit de nappe sera important du fait du gradient hydraulique. La modélisation du bassin versant de Kervidy-Naizin a ainsi mis en évidence une distribution des temps de transfert, variant de quelques jours à près de trois ans, étroitement liée à la position topographique (Molénat et Gascuel-Odoux, 2002). L'alimentation des écoulements de surface consécutive à la vidange de la nappe se fait par le processus d'exfiltration qui intervient lorsque le niveau de la nappe est intercepté par la surface du sol (Cosandey et Robinson, 2000). Lorsque la nappe est en contact direct avec les eaux de surface, elle assure un maintien des débits en dehors des périodes pluvieuses (débit de base). Ce processus représente l'essentiel des écoulements en région tempérée, les écoulements de crue ne constituant qu'un faible volume de l'écoulement annuel. Ainsi, des travaux de Cosandey (1984), menés dans une hêtraie en Bretagne Sud, ont montré que les écoulements de crue, comprenant pour partie de l'eau transitant par la nappe, représentaient une part comprise entre 4 et 15 % des écoulements annuels. Plus récemment, les travaux de Molénat (1999) ont abouti à une conclusion similaire, estimant la contribution de la nappe à hauteur de 90 à 95 % des écoulements annuels.

2.2.5. L'écoulement en rivière

L'écoulement en rivière, alimenté par les précipitations directes, le ruissellement et les écoulements souterrains, représente une phase importante du cycle terrestre de l'eau. Le continuum hydrographique se décompose en deux milieux : les eaux courantes (lotiques) et les eaux stagnantes ou à renouvellement lent (mares, étangs, lacs et retenues). Contrairement aux eaux courantes,

principalement caractérisées par un transit, les eaux lenticques, résultant de l'accumulation d'eau dans une dépression naturelle ou artificielle, représentent des aires de sédimentation parfois intenses (Balvay *et al.*, 1999). Le réseau hydrographique est donc le siège de nombreux processus régis par l'hydrodynamique du cours et des plans d'eau. Cette dernière dépend de nombreux facteurs (alimentation, pente, tracé, rugosité...). Le nombre de Reynolds, représentant le rapport entre les forces d'inertie et de friction, permet, par exemple, de définir la limite entre un écoulement laminaire et un écoulement turbulent, déclenchant notamment les processus de remise en suspension (Bravard et Petit, 2002). Outre sa fonction de transfert de l'eau vers les masses d'eau océaniques, l'écoulement fluvial donne lieu à un transport sédimentaire et un acheminement des différents éléments, dissous ou fixés aux sédiments, entrant dans la caractérisation de la qualité de l'eau. Le transport de la charge sédimentaire, résultant de l'érosion du lit, des berges et des versants, s'effectue au gré de processus cycliques (transport, dépôt, stockage, remise en suspension) conditionnés par l'énergie de la rivière. Les éléments dissous y subissent, quant à eux, des phénomènes de dilution, d'épuration, de sorption¹ et des transformations biogéochimiques.

3. Les milieux estuariens et les eaux côtières : caractéristiques et fonctionnement

3.1. Les milieux de transition estuariens

3.1.1. Définition et caractérisation des estuaires

Les estuaires constituent des interfaces entre les milieux aquatiques continentaux et marins. En effet, ils subissent la double influence des eaux continentales et marines, qu'ils mélangent et stockent temporairement. Au sens strict, un estuaire correspond à une embouchure fluviale soumise à la marée (Verger, 2005). Ce critère de pénétration d'eaux marines dans le cours aval des organismes fluviaux, également exposé dans les définitions de Dionne (1963), Miossec (1998) et Paskoff (2010), se retrouve dans l'étymologie même du mot « estuaire » qui provient du latin *aestuarium*, signifiant estran. En effet, les marées ont une influence notable sur le fonctionnement de ces milieux de transition : salinité, courants, oscillation des niveaux d'eau. Pour autant, certains estuaires ne sont pas réellement soumis à l'influence de la marée notamment en Mer Baltique ou en Mer Noire (Wolanski, 2007). Par conséquent, certaines définitions font également appel ou mettent en avant d'autres critères de caractérisation ou de classification des estuaires basés notamment sur la morphodynamique (Finkl, 2004). Certains auteurs ont ainsi proposé des définitions basées sur les processus morphogéniques à l'origine de leur formation (Hume et Herdendorf, 1988), la morphologie et l'atténuation de la salinité (Pritchard, 1967), la géologie et l'origine fluviale et marine des sédiments estuariens (Dalrymple *et al.*, 1992 ; Morang *et al.*, 2008), ou sur la présence d'espèces euryhalines

¹ « Sorption : fixation ou libération de molécules de gaz au contact avec la surface d'un solide » (Le Petit Robert 2011)

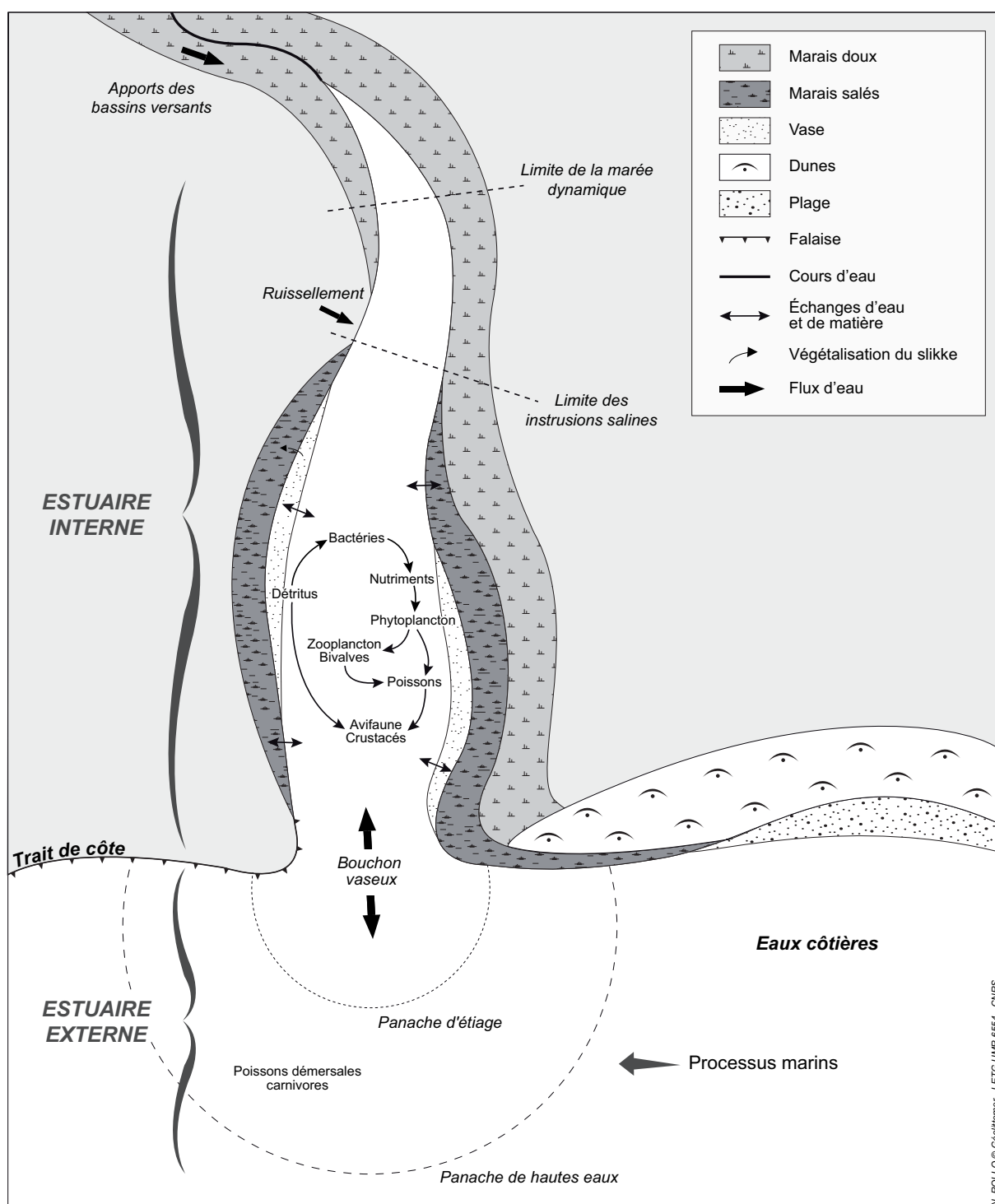


Figure 9. Cheminements de l'eau, des sédiments, des nutriments et du plancton dans un écosystème estuarien (modifiée de Wolanski *et al.*, 2004)

(Perillo, 1995). Pritchard (1967) définit ainsi un estuaire comme « un plan d'eau semi-fermé présentant une liaison libre avec la mer et dans lequel l'eau de mer est diluée de façon mesurable dans l'eau douce apportée par le drainage continental ». Wolanski (2007) propose une définition combinée qui considère un estuaire comme un plan d'eau directement connecté aux masses d'eau océaniques au moins une partie de l'année, s'étendant jusqu'à la limite de salure des eaux ou de la marée dynamique, recevant des apports d'eau douce terrigènes pas nécessairement pérennes et où l'influence de la marée peut dans certains cas être négligeable. Ces conceptions élargies, intégrant donc sous la dénomination d'estuaire les fjords, fjards, embouchures, deltas, rias, lagunes, étiers et certaines baies étroites, se retrouve également chez d'autres écologues spécialistes des écosystèmes estuariens (McLusky et Elliott, 2004). D'un point de vue réglementaire, on peut également citer le concept des « eaux de transition » qui se rapproche de la notion d'estuaire. Cette terminologie, créée par l'Agence Européenne de l'Environnement (AEE), correspond aux « masses d'eaux de surface à proximité des embouchures de rivières, qui sont partiellement salines en raison de leur proximité des eaux côtières, mais qui sont fondamentalement influencées par des courants d'eau douce » (Communauté Européenne, 2000).

Au-delà de l'aspect définition, il est également complexe d'appréhender les limites d'un estuaire. En effet, selon les critères retenus, qu'ils soient géomorphologiques, biologiques ou juridiques, la délimitation d'un estuaire peut être variable. Comme nous l'avons vu, l'extrémité longitudinale amont est ordinairement déterminée à partir de la limite de salure des eaux, du front de salinité ou par l'extension maximale de la marée dynamique. Transversalement, on y adjoint généralement les zones humides riveraines issues de son colmatage, et parfois, selon les conditions, les versants adjacents. La délimitation aval, identifiée par certains selon l'extension des panaches fluviaux (Kjerfve, 1989), est quant à elle nettement plus délicate à déterminer du fait de l'évolution graduelle entre les masses d'eau estuariennes et côtières (Figure 9). En Europe, la délimitation juridique est induite par la limitation des masses d'eau de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) (Communauté Européenne, 2000).

A partir de la définition élargie précitée, on distingue différents types d'estuaires (Davidson *et al.*, 1991) :

- *les fjords* : auge glaciaire, caractérisée par des bordures montagneuses, ayant été envahie par les eaux marines au cours de la déglaciation.
- *les fjards* : vallée glaciaire faiblement incisée envahie par les eaux marines.
- *les rias* : vallée fluviale ennoyée par les eaux marines suite à une transgression post-glaciaire.
- *les estuaires de plaine côtière* : submersion de vallées pré-existantes peu profondes et partiellement colmatées par d'importants dépôts sédimentaires.
- *les estuaires à barre sableuse* : vallée également ennoyée mais dont la sédimentation récente a formé une barre sableuse à leur embouchure.

- *les estuaires complexes* : vallée complexe d'origine mixte provenant de la combinaison de différents processus pouvant être liés à l'érosion fluviale, glaciaire, à la tectonique, ou à des mécanismes de transgression.
- *les sites à cordons littoraux* : système côtier ouvert protégé par des cordons sédimentaires isolant un ensemble estuarien.
- *les côtes linéaires abritées* : système côtier abrité par des îles barrières protégeant un domaine transitoire
- *les baies* : importante échancrure dans le trait de côte délimité par des promontoires rocheux.

3.1.2. Les écotones estuariens

La plupart des écosystèmes estuariens actuels se sont formés au cours de la transgression post-glaciaire intervenue à l'Holocène. Ils sont fortement influencés par l'alternance des mouvements d'eau induits par le rythme de la marée qui leur confère une dynamique hydrologique particulière. Dans le cas de la façade atlantique, la marée semi-diurne provoque une incursion des eaux salées deux fois en 24 heures et donc un contact entre des masses d'eau de natures différentes. L'alternance du flot et du jusant conjuguée aux apports fluviaux conditionne profondément l'hydrodynamique estuarienne et donc les transits sédimentaires. Ainsi, durant le flux, les poussées antagonistes liées à l'affrontement des masses d'eau douce et salée a tendance à favoriser les dépôts sédimentaires en raison du ralentissement de l'écoulement, notamment au moment de l'étalement où le bouchon vaseux, constitué d'une lentille d'eau très turbide, est quasiment immobile. Ce phénomène est amplifié par la floculation des particules argileuses transportées par l'eau douce et l'eau salée du fait de leurs charges électriques opposées (Ottmann, 1965). Les estuaires constituent donc d'importantes zones de sédimentation dont les matériaux proviennent aussi bien de l'érosion du bassin versant (apports terrigènes) que des sédiments balayés sur la plate-forme continentale. A l'inverse, au cours du reflux, la conjugaison des apports fluviaux et du mouvement de la marée provoque une évacuation accrue et des effets érosifs notoires. L'importance de ces mécanismes est toutefois fortement conditionnée par la saisonnalité des apports fluviaux (régimes fluviaux) et les cycles régissant l'amplitude des marées (périodes de vives-eaux et de mortes-eaux).

Les eaux terrigènes et océaniques admettant des propriétés bien distinctes, leur mélange est donc très progressif. Les panaches de dilution des grands fleuves, et la stratification associée, peuvent donc s'étendre jusqu'à plusieurs centaines de kilomètres de la côte. La salinité moyenne des eaux océaniques est estimée à 34,72 g/l (Touchart, 2003). Cette charge induit un important différentiel de densité comparativement aux eaux douces. Ces dernières ont ainsi tendance à s'écouler en surface. Cette stratification haline peut, dans certains cas, notamment lorsque les eaux présentent une faible turbidité, favoriser les proliférations phytoplanctoniques en bloquant dans la couche éclairée de

surface les apports terrigènes de nutriments. Ce phénomène peut notamment être amplifié dans le cas d'estuaires et de baies où les temps de résidence des eaux et de leur contenu sont élevés du fait de l'absence locale de dérive résiduelle de marée (Ménèsquen et Salomon, 1988).

Protégés mais dynamiques, bénéficiant d'apports à la fois terrigènes et océaniques, les estuaires constituent des écotones particulièrement riches et attractifs pour les invertébrés, les poissons et l'avifaune. Cette richesse est étroitement liée à l'abondance des producteurs primaires (algues, végétaux chlorophylliens). Ces organismes autotrophes, capables de fixer l'énergie solaire et de synthétiser leurs tissus à partir de la réduction du dioxyde de carbone et d'éléments minéraux

(azote, phosphore), représentent la base trophique de la biocénose estuarienne. En effet, la matière organique ainsi produite par photosynthèse est la principale source d'énergie des organismes hétérotrophes supérieurs (Figure 10). Toutefois, le développement de ces organismes, conditionné par différents facteurs tels que la luminosité et les nutriments, connaît une forte variabilité spatiale. Ainsi, la production primaire se concentre dans la zone photique de la colonne d'eau et sera fortement réduite dans des eaux turbides limitant la pénétration de la luminosité. De même, la disponibilité des sels nutritifs, issus des apports terrigènes (directs ou stockés) ou de la décomposition de la matière organique *in situ* (minéralisation), influence nettement le développement de la biomasse algale et végétale.

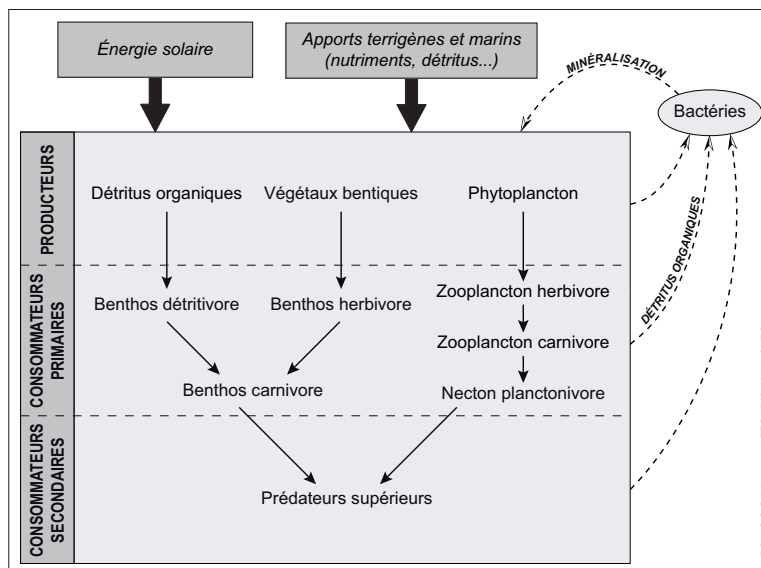


Figure 10. Structure trophique des écotones estuariens (adaptée de McLusky et Elliott, 2004 ; Miossec, 1998)

3.2. L'hydrodynamique des masses d'eau côtières

Les milieux estuariens sont, pour partie, assujettis aux conditions hydrodynamiques des masses d'eau côtières environnantes. Bien qu'ils soient atténués par la morphologie des estuaires et modifiés par la proximité des apports fluviaux, ces mécanismes contribuent ainsi fortement au brassage des eaux estuariennes. La capacité dispersive induite par ces mouvements joue un rôle important dans la diffusion des apports terrigènes au sein de l'ensemble de la zone néritique. Outre la diffusion des éléments nutritifs d'origine continentale, la capacité d'une masse d'eau côtière à diluer et à évacuer une arrivée de matière polluante est étroitement liée à son hydrodynamique. La dynamique maritime

associée à la morphologie côtière représente donc un facteur tout aussi influent que les apports terrigènes dans la détermination de la sensibilité d'un secteur côtier aux pollutions. Ainsi, les principales efflorescences algales bretonnes ne se trouvent pas forcément dans les secteurs soumis aux apports terrigènes les plus importants mais parfois dans des masses d'eau à faible contribution fluviale (Aurousseau *et al.*, 2005).

Cette dynamique des masses d'eau côtières est régie par de nombreux mécanismes atmosphériques et maritimes qui viennent perturber les stratifications thermiques et haline. Comme nous l'avons vu, la marée engendre d'importants déplacements. L'amplitude de ces derniers est toutefois variable dans le temps et dans l'espace. Au niveau temporel, les courants de marée varient selon les forces d'attraction découlant de la disposition de la Terre et des astres solaire et lunaire (Guilcher, 1979). La rotation des différents corps célestes provoque ainsi des cycles où les déplacements des masses d'eau en lien avec la marée seront plus ou moins importants (périodes de vives-eaux et de mortes-eaux). L'amplitude des marées varie également spatialement du fait des perturbations de l'onde induites notamment par la morphologie des bassins maritimes et océaniques. La variabilité géographique de ce phénomène ondulatoire peut engendrer de fortes disparités locales quant aux temps de résidence et de renouvellement des masses d'eau. Cette hétérogénéité au niveau de la vitesse résiduelle des particules induit une dispersion très variable des éléments dissous selon les secteurs (Aurousseau *et al.*, 2005).

Parallèlement aux courants de marée, l'hydrodynamique des masses d'eau côtières est également régie par les turbulences découlant du vent et de la houle qu'il génère. Leur influence est d'autant plus significative dans les secteurs soumis à des courants de marée relativement faibles. En effet, outre leur action sur la remise en suspension et le déplacement des particules, la propagation des houles, ainsi que les vagues et la dérive littorale qui en découlent, provoque un mélange et une homogénéisation des masses d'eau.

4. Conclusion

Cette analyse de la dynamique des hydrosystèmes côtiers révèle d'une part la grande diversité des processus physiques et bio-chimiques liés au cycle de l'eau, notamment durant sa phase terrestre, mais également la variabilité des échelles spatiales et temporelles auxquelles interviennent ces processus. Elle souligne également la dépendance des écosystèmes marins, réceptacle des apports terrigènes, vis-à-vis de leurs bassins versants respectifs. Les cheminements de l'eau au sein des bassins versants littoraux représentant le principal vecteur de contamination des mers bordières, le suivi de l'état de santé des masses d'eau côtières ne peut donc être dissocié de l'étude des conditions continentales adjacentes. De ce fait, ce travail préliminaire de description des processus hydrologiques animant les hydrosystèmes est indispensable pour appréhender de manière efficiente

la dégradation de la qualité des eaux et les modes de transferts des principaux polluants en zone côtière. La gestion des milieux et des ressources aquatiques côtières nécessite donc d'associer et d'articuler différentes orientations, telles qu'elles peuvent l'être au travers du concept d'écohydrologie (Zalewski, 2000 ; Zalewski et Robarts, 2003 ; Wolanski *et al.*, 2004). Il apparaît ainsi essentiel de réunir à la fois une unification spatiale, s'étendant des sources jusqu'aux masses d'eau côtières, une dimension temporelle, relative aux temps de résidence, de transfert et de réponse des hydrosystèmes, ainsi qu'une intégration de l'ensemble des processus sous-jacents incluant notamment les forçages anthropiques.

Chapitre 2 : LA POLLUTION DE L'EAU ET DES MILIEUX AQUATIQUES

1. La dégradation de la qualité de l'eau

1.1. La notion de qualité et les cadrages réglementaires

1.1.1. Éléments de définition de la qualité de l'eau et des milieux aquatiques

Outre leurs effets quantitatifs, les usages des ressources aquatiques induisent des impacts sur les propriétés physico-chimiques de l'eau et les éléments qu'elle transporte (introduction de substances diverses, accroissement des teneurs primitives...). Ces modifications, qui interviennent essentiellement au cours de la phase terrestre du cycle de l'eau, renvoient au terme même de pollution. La notion de pollution, désignant au sens étymologique une « souillure », recouvre de nombreuses acceptations. Toutefois, l'idée d'une dégradation de quelque chose primitivement considéré comme « bon », résultant d'une action anthropique demeure une constante des différents éléments de définition (Leroy, 1999). Ramade (2002) regroupe sous cette terminologie à la fois les effets de l'ensemble des composés toxiques libérés par l'Homme dans la biosphère, mais également les rejets de substances naturelles, voire biogènes, qui peuvent exercer une action perturbatrice sur les écosystèmes lorsque leurs concentrations sont modifiées de manière importante. Certains auteurs ajoutent à ces dommages causés à l'environnement par les actions anthropiques leur impact sur la sécurisation des populations (George et Verger, 2006).

L'Office International de l'Eau¹ propose de définir la pollution comme une « une modification néfaste des eaux causée par l'ajout de substances susceptibles d'en changer la qualité, l'aspect esthétique et son utilisation à des fins humaines », ce qui adjoint une idée de nuisance visuelle aux traditionnels aspects de contamination. En termes de perception des populations, une enquête menée en 2003 par l'Institut de Sondage Lavialle sur les critères d'évaluation de la qualité de l'eau montre que 44 % des sondés la juge sur l'aspect naturel du lieu, 35 % sur la couleur ou l'odeur de l'eau, 15 % sur le fait de voir des pêcheurs et 6 % sur le fait d'y voir des gens se baigner ou pratiquer des sports d'eau (IFEN, 2004). D'un point de vue réglementaire, l'Union européenne définit la pollution comme « l'introduction directe ou indirecte, par l'activité humaine, de substances, de vibrations, de chaleur ou de bruit dans l'air, l'eau ou le sol, susceptibles de porter atteinte à la santé humaine ou à

¹ <http://www.oieau.fr/>

la qualité de l'environnement, d'entraîner des détériorations aux biens matériels, une détérioration ou une entrave à l'agrément de l'environnement ou à d'autres utilisations légitimes de ce dernier » (Communauté européenne, 1996). Dans ce cadre, la pollution de l'eau et des milieux aquatiques représente une altération qualitative de ces derniers, sous l'effet des activités anthropiques et pouvant avoir des conséquences néfastes à la fois sur les écosystèmes mais également sur les utilisations qui en sont faites par les sociétés, lorsque l'eau est devenue impropre à certains usages. Le Comité Français des Sciences Hydrologiques définit d'ailleurs la qualité de l'eau comme « l'aptitude à servir à un usage défini ou à permettre le fonctionnement d'un milieu aquatique donné ». On retrouve donc dans cette définition les deux dimensions de la qualité des hydrosystèmes : l'eau ressource et l'eau milieu de vie (Laronde et Petit, 2010).

1.1.2. Retranscription réglementaire de la notion de qualité de l'eau

Les aspects d'altération ou de dégradation nécessitent de préciser un état primitif. Ce niveau de référence, correspondant à une absence de modification anthropique ou à des influences mineures, est variable selon les conditions naturelles des bassins versants considérés. Cette notion est par ailleurs relativement difficile à établir dans le cas de régions fortement anthropisées depuis des siècles. En France, ces conditions de référence ont été déterminées à partir d'une typologie des masses d'eau basée sur la taille des cours d'eau et une régionalisation du fonctionnement des hydrosystèmes. Vingt-deux hydro-écorégions, présentant des caractéristiques physiques et biologiques homogènes, ont ainsi été délimitées à l'échelle métropolitaine (Wasson *et al.*, 2002). Au niveau communautaire, cette valeur cible a été introduite sous l'appellation de « très bon état écologique des eaux et des milieux aquatiques » par la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) (Communauté européenne, 2000). Cet étalon de mesure, basé sur des critères biologiques, physico-chimiques et hydromorphologiques, a ensuite été utilisé par les autorités et les agences habilitées pour définir l'état des différentes masses d'eau de surface, allant de « mauvais » à « très bon » selon l'écart au niveau de référence. L'objectif des différents programmes de gestion étant d'atteindre un « bon état » écologique de l'ensemble des masses d'eau européenne d'ici 2015. Ce délai a toutefois été étendu à 2021 ou 2027, ou maintenu avec des objectifs moins stricts dans le cas de dérogations justifiées par des facteurs naturels (temps de réaction du milieu), techniques (faisabilité) ou économiques (coût insoutenable). Pour les hydrosystèmes fortement modifiés ou artificiels, le « bon état écologique » étant délicat à déterminer, compte tenu de l'ancienneté des modifications, l'approche retenue a été celle de l'écopotentialité, faisant ainsi référence au potentiel écologique maximal du milieu. Précédemment, la hiérarchisation qualitative des eaux superficielles en France s'effectuait à l'aide du Système d'Evaluation de la Qualité de l'Eau (SEQ-Eau). Ce dispositif de normalisation, instauré suite à la loi sur l'eau de 1992 en remplacement des grilles de qualité utilisées depuis 1971 (République française, 1992), ne répondant pas entièrement aux exigences de la DCE, il a depuis été abandonné au profit de différents outils d'évaluation des masses d'eau au sens de la DCE.

Parallèlement aux aspects écologiques, cette directive a également instauré la notion « d'état chimique » des masses d'eau de surface et souterraines. Cette évaluation chimique de l'eau est déterminée à partir de l'analyse de 41 substances (33 substances prioritaires et 8 dites dangereuses) regroupant notamment des métaux lourds, des hydrocarbures ainsi que des produits phytosanitaires (Communauté européenne, 2001). Une caractérisation binaire de l'état chimique de la masse d'eau est ensuite définie au regard des normes de qualités environnementales par le biais de valeurs seuils ; un bon état chimique correspondant à un respect des normes établies sur la base de la directive européenne portant sur les substances dangereuses (Communauté européenne, 1976). Le bon état d'une masse d'eau de surface douce, saumâtre ou salée est donc atteint lorsque les états écologique et chimique de celle-ci sont considérés comme bons. Pour les masses d'eau souterraines, la notion de bon état associe cet état chimique à un état quantitatif relatif au rapport entre les prélèvements et le temps de renouvellement de la ressource.

Par conséquent, outre la référence à un état primitif non dégradé, la notion de qualité de l'eau apparaît donc également étroitement liée à des aspects normatifs. Ces seuils de conformité de l'eau sont par ailleurs largement établis en fonction des usages qui en sont fait. Ces normes d'usages se placent à un niveau relativement différent des états écologiques, portant principalement sur l'identification d'une dégradation anthropique du milieu. Ainsi, une eau considérée comme polluée du point de vue du milieu peut tout à fait être appropriée pour certains usages. Par exemple, une eau présentant une concentration en nitrates supérieure à 10 mg/l est considéré comme fortement impactée par les activités anthropiques alors que les recommandations internationales pour le seuil de potabilité sont fixées à 50 mg/l. A l'inverse, une eau non polluée ne répond pas forcément aux normes de certains usages lorsqu'elle contient naturellement des substances la rendant impropre à la consommation humaine par exemple. De manière générale, la norme mise en avant correspond principalement à celle de l'usage domestique. Les réseaux d'adduction d'eau n'étant que très rarement séparatifs, cet usage se confond donc avec les normes de potabilité. Toutefois, les risques de nocivité ne s'établissant pas forcément sur les mêmes critères ou paramètres, il existe quasiment autant de normes que d'usages de l'eau (Tableau 1). Certains de ces seuils de conformité peuvent être exigés en amont d'un usage, voire même préalablement à un traitement en vue d'une utilisation postérieure, ou au contraire consécutivement à une utilisation avant de restituer les eaux résiduaires au milieu. Au niveau européen on distingue ainsi de nombreuses directives, auxquelles les différents États membres doivent se soumettre, portant sur les eaux brutes (Communauté européenne, 1975), les eaux destinées à la consommation humaines (Communauté européenne, 1998), les eaux de baignade (Communauté européenne, 2006a), les eaux conchylicoles (Communauté européenne, 2006b), les eaux urbaines et résiduaires (Communauté européenne, 1991a).

Compte tenu de la multitude de substances potentiellement présentes dans les eaux et les milieux aquatiques et de l'accroissement régulier de leur nombre depuis plusieurs décennies, il est rarement

PARAMÈTRE	DOMAINE	Eaux brutes*	Eau potable	Eaux urbaines résiduaires	Eaux souterraines	Eaux piscicoles		Eaux de baignade		Eaux conchylicoles
	DIRECTIVE	75/440/CEE	98/83/CE	91/271/CEE	80/68/CEE	eaux salmonicoles	eaux cyprinicoles	eaux intérieures	eaux côtières	2006/113/CE
PARAMÈTRE										
Température (°C)		< 25				< 21,5	< 28			
Salinité (‰)										< 40
pH		6,5 - 8,5				6 - 9	6 - 9			7 - 9
Oxygène dissous (mg/l ou %)		> 70 %				50 % > 9 mg/l	50 % > 7 mg/l			> 70 %
DBO ₅ (mg/l)		< 3		< 25		< 3	< 6			
DCO (mg/l)			< 5	< 125						
Matières en suspension (mg/l)		< 25		< 35		< 25	< 25			
Azote total [Kjeldahl] (mg/l)		< 1		< 15**						
NO ₃ ⁻ (mg/l)		< 50	< 50		< 50					
NO ₂ ⁻ (mg/l)			< 0,5			< 0,01	< 0,03			
NH ₄ ⁺ (mg/l)		< 1	< 0,5			< 1	< 1			
Phosphore total (mg/l)				< 2**		< 0,2	< 0,4			
PO ₄ ³⁻ (mg/l)		< 0,4								
Pesticides total (µg/l)		< 1	< 0,5		< 0,5					sans effets nocifs
Cuivre (mg/l)		< 0,05	< 2			< 0,04	< 0,04			sans effets nocifs
Plomb (µg/l)		< 50	< 10							sans effets nocifs
Zinc (mg/l)		< 3				< 0,3	< 1			sans effets nocifs
Hydrocarbures (µg/l)		< 50	< 0,1			non visibles	non visibles			non visibles
Coliformes fécaux (ufc/100ml)		< 20	0							< 300***
Entérocoques (ufc/100ml)			0					< 330	< 185	
Escherichia coli (ufc/100ml)			0					< 900	< 500	
* eaux superficielles soumises à un traitement physique simple et une désinfection (catégorie A1) ** zones sensibles sujettes à eutrophisation (STEP de 10 000 à 100 000 équivalent habitant) *** dans la chaire de coquillage et le liquide intervalvaire										

Tableau 1. Principales valeurs seuils entrant dans la composition des normes communautaires

envisageable de procéder à une analyse exhaustive de la qualité de l'eau. Il serait en effet totalement déraisonnable et peu viable d'exiger des prélèvements portant sur l'ensemble des facteurs d'altération du fait du coût de leur analyse. Par conséquent, les mesures de qualité de l'eau se focalisent principalement sur un certain nombre de paramètres indicateurs dont la liste est établie en fonction des connaissances relatives à leur toxicité pour la santé humaine et les milieux. La mise en œuvre des normes qui induisent ces analyses est donc fortement dépendante de la connaissance scientifique, résultant d'études toxicologiques et épidémiologiques, de ses évolutions et des choix législatifs qui

en découlent. Cet élément explique que les normes aient pu considérablement évoluer dans le temps tant au niveau des valeurs seuils que des paramètres concernés. On peut ainsi citer l'exemple du seuil limite de plomb dans une eau jugée potable qui était fixé par la Communauté européenne à 50 µg/l en 1975 et qui a été baissé à 25 µg/l en 2001. Cette norme devrait d'ailleurs être réduite à 10 µg/l en 2013 ce qui la placerait au niveau des recommandations de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) et des normes Nord-américaines en vigueur. Dans le cas français, la pollution nitrique n'a ainsi été réellement prise en compte qu'à partir des années 1980. La lutte contre les pesticides s'est quant à elle mise en œuvre au cours des années 1990 et le phosphore demeure encore relativement peu pris en compte, alors que de nouvelles interrogations liées aux résidus médicamenteux commencent à émerger (Lévy, 2006 ; Billefont, 2008).

De même, outre les connaissances scientifiques sur les effets de certaines substances, les normes résultent également d'actions menées par certains groupes de pression et de choix politiques dictés par des objectifs raisonnablement atteignables. La mise en place d'une norme apparaît ainsi comme un compromis entre une prise de risque acceptable en termes de santé publique, et un seuil de conformité accessible. Ces différents facteurs expliquent que les normes ne soient pas forcément équivalentes entre les pays, y compris au sein des pays industrialisés bénéficiant d'infrastructures techniques similaires et que certaines préconisations aient pu être abandonnées au fil du temps. Ainsi, au niveau nitrique la valeur guide de 25 mg de nitrates par litre affichée dans les directives européennes relatives à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine de 1975 et 1980, correspondant à l'objectif de qualité de l'OMS, a été abandonnée dans la directive « eaux potables » de 1998 (Communauté européenne, 1975 ; Communauté européenne, 1980 ; Communauté européenne, 1998). De même, le seuil de potabilité de l'eau au niveau des produits phytosanitaires qui est fixé à 0,1 µg/l pour chacune des molécules actives en Europe est relativement variable en Amérique du Nord. Il s'établit par exemple à 700 µg de glyphosate (molécule active du « Roundup ») par litre aux États-Unis et à 280 µg/l au Québec (Pontius, 2003 ; Province du Québec, 2005).

Toutefois, les normes affichées peuvent parfois varier du fait des usages en termes d'expression ou d'arrondis différents. Ainsi, de manière générale, la norme de potabilité de l'eau vis-à-vis des nitrates est issue des recommandations de l'OMS et de la Food and Agriculture Organisation (FAO) de 1962 (OMS, 1962). Les études épidémiologiques liées à la méthémoglobinémie du nourrisson menées à cette période ont conduit à recommander une dose journalière admissible de nitrates de 3,65 mg/kg de poids corporel. Sur la base d'une ingestion journalière de 175 mg de nitrates par jour et d'une consommation quotidienne de 1,5 litre d'eau, ces institutions internationales ont donc préconisé une norme à 10 mg/l de nitrate-N (soit 44,3 mg/l de nitrate-NO₃) avec un objectif de qualité fixé à 25 mg/l. Cette norme a ensuite été variablement adaptée selon les pays. En Amérique du Nord, où les nitrates sont exprimés sous forme d'azote, les recommandations internationales ont été intégrées sans ajustement (Pontius, 2003 ; Province du Québec, 2005). À l'inverse, en Europe,

le mode d'expression en nitrate- NO_3 a contraint les autorités à arrondir la valeur guide à 40 mg/l en Suisse et à 50 mg/l au sein de l'Union européenne ; ce dernier arrondi a d'ailleurs été repris par la suite par l'OMS (Confédération suisse, 1995 ; Communauté européenne, 1998). L'établissement des normes et la mise en place de dérogations restent malgré tout un enjeu important et fait régulièrement débat y compris pour des paramètres, comme les nitrates, dont les valeurs seuils sont communément admises par la plupart des instances nationales et internationales (Eau et rivières de Bretagne, 1997 ; L'Hirondel, 2004 ; Apfelbaum *et al.*, 2009).

Le contrôle du respect de ces seuils de conformité impose aux pouvoirs publics de procéder à des analyses régulières de la qualité des différentes masses d'eau. Toutefois, ces méthodes de suivi reposent la plupart du temps sur des mesures intermittentes ponctuelles qui ne permettent pas d'avoir une vision globale et continue de l'état du milieu. De plus, la multiplication des substances présentes au sein des milieux aquatiques alourdit considérablement les procédures d'échantillonnage. Pour des raisons de coût, les mesures ne peuvent être exhaustives, des choix sont donc souvent opérés en fonction des usages des masses d'eau et des paramètres jugés les plus problématiques. Ainsi, la densité des réseaux de suivi et le pas de temps des protocoles d'échantillonnage sont relativement variables selon les éléments. Cette limitation dans la recherche des substances estimées nocives pour la santé publique ou les milieux pose question quant à la prise en compte des interactions possibles entre les différents polluants et l'application de certaines normes groupées comme le seuil de potabilité européen de l'eau au niveau des produits phytosanitaires qui est fixé à 0,5 $\mu\text{g/l}$ pour la totalité des pesticides alors que l'on recense 900 molécules mises sur le marché (Hellier *et al.*, 2009).

1.2. Typologies et origines des pollutions aquatiques

1.2.1. Typologie des pollutions

Comme nous l'avons vu, les substances indicatrices de l'état qualitatif de l'eau sont très nombreuses. Toutefois, on distingue traditionnellement différents types de pollution en fonction de l'agent polluant qui peut être d'origine physique, chimique ou biologique. L'Office International de l'Eau propose une typologie plus large basée sur six catégories de pollution :

- la pollution organique regroupant l'ensemble des matières organiques présentes dans l'eau et pouvant être évaluée à partir de la Demande Biologique en Oxygène (DBO). Cette mesure représente la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder les matières organiques par voie bactérienne. Elle est en général estimée après avoir placé l'échantillon cinq jours à 20°C dans l'obscurité, on parle alors de DBO_5 .

- la pollution induite par les substances indésirables inorganiques assimilés aux métaux lourds, au cyanure ou aux sulfates, et les contaminants organiques de synthèse comme les hydrocarbures,

les huiles et les graisses, ainsi que les composés organochlorés et organophosphorés (pesticides, PCB, dioxines...).

- la pollution biogénique liée aux nutriments (azote (N), phosphore (P)).
- la pollution microbienne inhérente à la présence de bactéries et de virus dans l'eau (coliformes fécaux comme les *Escherichia coli*, streptocoques, entérocoques).
- la pollution visuelle ou esthétique en lien avec les propriétés organoleptiques de l'eau (colorants, odeurs, turbidité, algues, matières huileuses...).
- la pollution thermique découlant d'un réchauffement des eaux principalement corrélé aux rejets des eaux de refroidissement industrielles.

Les pollutions peuvent également être classées selon le bilan de masse des polluants, qui distingue les polluants conservatifs (nitrates, métaux lourds...), soumis à de faibles adsorption² ou dégradation, des substances non-conservatives (agents pathogènes...), ou selon la solubilité des composés qui seront soit aqueux (sels) ou non solubles et en suspension. De même, on différencie traditionnellement les pollutions selon leur origine spatiale, leur étendue et leur temporalité. On dissocie ainsi les pollutions ponctuelles, résultant de l'émission en un point unique plus facilement identifiable d'effluents pollués, des pollutions diffuses provenant d'une multitude de sources d'émission, voire d'une dispersion dès l'origine du contaminant incriminé et affectant de larges étendues. Indépendamment de ces propriétés spatiales, ces deux types d'émissions admettent des périodicités différentes. En effet, contrairement aux sources diffuses, et hormis les exutoires des réseaux d'eaux pluviales, le rythme et l'importance des rejets ponctuels ne sont pas corrélés aux périodes pluvieuses mais directement aux temporalités cycliques des activités anthropiques. Enfin, au niveau temporel, les pollutions conjoncturelles, issues d'événements accidentels restreints dans le temps, se distinguent des pollutions structurelles qui sont certes moins brutales mais ont souvent des impacts beaucoup plus profonds et s'inscrivant sur le long terme.

1.2.2. Origine des émissions de polluants

L'origine des pollutions et les activités qui y sont liées sont également des critères de classification de la dégradation des milieux aquatiques. Les sources de pollution sont en effet multiples, on distingue généralement les rejets industriels, agricoles et les pollutions urbaines. Parmi ces dernières, on distingue généralement les eaux résiduaires ou usées provenant des usages domestiques et les eaux pluviales liées aux ruissellements de voirie et urbain. Bien que certains paramètres entrant dans la caractérisation qualitative de l'eau soient associés à un seul de ces types de rejet, la plupart admettent des origines variées. Cet élément complique grandement l'identification de la source des dégradations et l'établissement de la responsabilité des différentes activités anthropiques. Certaines

² « Adsorption : rétention à la surface d'un corps solide des molécules d'un gaz ou d'une substance en solution ou en suspension » (*Le Petit Robert, 2011*)

études sont allées jusqu'à estimer la part de chacune des branches d'activités en fonction des différents paramètres (IFEN, 2006 ; OCDE, 2008). Toutefois, ces approches, qui peuvent être représentatives sur des espaces limités, conduisent rapidement à des ordres de grandeur approximatifs à petite échelle du fait de la multiplicité et de la complexité des modes de transferts ainsi que des phénomènes d'épuration associés difficilement intégrables. L'Institut Français de l'Environnement (IFEN) précisait d'ailleurs dans son rapport sur l'état de l'environnement en France (2002) que les coefficients de passage, mis en place pour estimer la réduction des émissions brutes, utilisés par ces évaluations induisaient des incertitudes non négligeables ne permettant pas de caractériser précisément les liens directs entre pressions et impacts. Cette situation entretient d'ailleurs un flou permettant à certains d'imputer la faute aux autres usagers. Toutefois, sans pour autant définir la part de responsabilité de chacun des usages dans les différents types de dégradation qui est très variable selon les contextes locaux, compte tenu des intrants utilisés, il est relativement aisé de dégager de grandes tendances et d'associer certaines pollutions aux différents usages y contribuant (Tableau 2).

	Rejets domestiques	Émissions agricoles	Rejets industriels	Eaux pluviales
Azote	+	++		+
Phosphore	++	++		
Pesticides	+	++		++
Micropolluants (autres que pesticides)	+		++	+
Agents pathogènes	++	++		
Matières organiques	+	++		+
++ principaux rejets		+ émissions secondaires		

Tableau 2. Principales sources des différentes substances impliquées dans la dégradation des masses d'eau

1.2.2.1. les eaux pluviales

Concernant les espaces publics artificialisés (zones urbaines, voirie...), l'ancienneté de leur artificialisation a conduit à en faire des zones fortement imperméabilisées favorisant les processus de ruissellement sur des surfaces vulnérables à la corrosion et chargées de dépôts polluants liés notamment à la circulation automobile. Les eaux pluviales issues des zones urbanisées sont donc fréquemment chargées par les différentes substances présentes à la surface de ces espaces artificialisés ou des espaces verts adjacents (sédiments, micropolluants dont métaux lourds et pesticides, matières

organiques, nutriments...). On estime que 75 à 85 % de la pollution contenue dans ces eaux est imputable au ruissellement, le reste étant déjà présent dans les précipitations (Miquel, 2003). De plus, de par leur mode de transfert, ces eaux atteignent très rapidement les cours d'eau *via* les réseaux d'eaux pluviales, sans avoir été soumises aux mécanismes d'autoépuration qui se produisent lors d'un stockage temporaire dans le sol ou au sein de zones hydromorphes. Les effluents de ces espaces peuvent être d'autant plus impactants qu'ils ne subissent généralement aucun traitement avant leur rejet dans le milieu naturel, ce dernier s'effectuant de manière ponctuelle donc relativement concentré. La charge des eaux issues de ces espaces est fortement corrélée à l'aménagement et à la gestion de ces derniers (entretien des espaces verts publics et jardins privés, nettoyage de la voirie...). Ainsi, l'adoption de méthodes de gestion différenciée par de nombreux services municipaux parallèlement à leur adhésion aux chartes « zéro phyto » a permis d'améliorer sensiblement la teneur de ces eaux en produits phytosanitaires dans certains secteurs. De même, la limitation des surfaces imperméabilisées et l'aménagement de zones de micro-stockage (bassins de rétention, noues...) favorisant l'infiltration, l'évaporation et l'autoépuration ont permis d'améliorer la situation tant au niveau de la charge des eaux pluviales que de la limitation des risques d'inondation. Dans ce sens, certaines villes ont adopté des « plans de zonage pluvial ». La ville de Rennes a par exemple limité l'imperméabilisation à 40 % en centre-ville et contraint les aménageurs qui ne pouvaient respecter ce seuil à aménager des systèmes de stockage provisoire (Miquel, 2003).

1.2.2.2. les rejets domestiques

Pour ce qui est des rejets domestiques, ceux-ci correspondent à un mélange d'eaux vannes, provenant des W.C., et d'eaux ménagères constituées d'eaux de toilette et de nettoyage. Ces rejets représentent environ 230 litres par personne et par jour (IFEN, 2006). Les eaux vannes, contenant des urines et des déjections humaines, sont fortement chargées en germes fécaux et en matières organiques azotées, représentent entre 10 et 15 g d'azote (méthode de Kjeldahl), comprenant les formes organiques et ammoniacales de l'azote, par habitant et par jour (Bébin, 1999). De manière globale, les rejets urbains français, associant les eaux pluviales et domestique, représente 35 % des rejets azotés (IFEN, 2002). Les eaux provenant des salles de bain, des cuisines et de l'évacuation des eaux de lavage contiennent quand à elles des détergents, solvants, tensioactifs, graisses, débris organiques et du phosphore en quantité importante. La charge de ce dernier, estimée par Dorioz *et al.* (1997) à 4 grammes par jour et par personne, représentant 30 % des rejets à l'échelle du territoire national (Pellerin *et al.*, 2003), a néanmoins été réduite du tiers depuis l'interdiction européenne, entrée en vigueur en 2007, d'utiliser des tripolyphosphates dans les lessives, qui étaient essentiellement employés afin de limiter les effets du calcaire de l'eau (Lemerrier, 2003 ; Communauté européenne, 2004a). Toutefois, ces derniers, remplacés par des zéolithes dans les lessives domestiques, entrent toujours dans la composition de la majorité des détergents pour lave-vaisselle et des détergents textiles à usage industriel. En France, l'ensemble de ces effluents domestiques est censé subir un trai-

tement avant d'être rejeté dans le milieu naturel. Toutefois, d'après une enquête menée en 2001 par l'IFEN et le Service Central des Enquêtes et Études Statistiques (SCESS), à cette date 7 % des logements effectuaient toujours leurs rejets sans réel traitement (IFEN, 2006). Selon cette même étude 17 % des logements disposaient d'un système d'assainissement autonome, alors que 78 % étaient raccordés à une station d'épuration.

Dans le cas des logements disposant d'un ouvrage d'assainissement non collectif (ANC), les rejets domestiques peuvent être assimilés à des émissions diffuses. En effet, la plupart de ces systèmes individualisés fonctionnent par traitements successifs avant de procéder à un épandage des effluents traités à faible profondeur dans le sol. Suite à la loi française sur l'eau de 1992, un diagnostic de conformité et de bon fonctionnement de ces installations, propres aux zones d'habitat diffus, a été instauré (République française, 2006 ; République française, 2009b). Ces contrôles périodiques sont réalisés par les Services Publics d'Assainissement Non Collectif (SPANC) mis en place par les collectivités.

Concernant les logements raccordés aux réseaux de collecte des eaux résiduaires, le traitement de leurs émissions se fait de façon collective, en association avec les eaux industrielles, au sein de stations d'épuration (STEP) dont les rejets sont ponctuels. En France, le domaine de l'assainissement collectif est étroitement encadré depuis la loi sur l'eau de 1992, intégrant elle-même la directive européenne relative au traitement des eaux urbaines résiduaires de 1991 (République française, 1992 ; Communauté européenne, 1991a). Actuellement, la loi sur l'eau et les milieux aquatiques de 2006, complétée par différents décrets, arrêtés et circulaires d'application, sert de base réglementaire à la gestion de ces unités de traitement (République française, 2006). La législation distingue ainsi trois catégories de STEP en fonction de leur capacité exprimée en équivalent habitant (EH) : les unités de capacité inférieure à 200 EH, celles comprises entre 200 et 2000 EH et les stations recevant des rejets supérieurs à 2000 EH. Cette différenciation réglementaire des installations instaure une géométrie variable quant au régime de déclaration ou d'autorisation (les plus grosses unités étant considérées comme des installations classées pour la protection de l'environnement) et à la périodicité du contrôle des rejets. Dans le cas des réseaux d'eau séparatifs, qui représentent la norme depuis les années 1970, les stations d'épuration ne recueillent que les eaux domestiques et industrielles, les eaux pluviales étant directement retournées au milieu sans traitement préalable. Toutefois, par héritage (réseaux unitaires) ou à cause de mauvais branchements, certaines unités peuvent également recueillir des eaux pluviales, ce qui pose un lourd problème de gestion. En effet, ces eaux parasites peuvent dans certains cas, notamment lors de l'absence de déversoir d'orage ou de tout autre ouvrage de rétention, conduire à un dépassement de la capacité des ouvrages d'assainissement, dimensionnés en fonction d'apports relativement constants, et donc à des débordements. Dans certains cas, ces événements accidentels, qui peuvent intervenir tant au niveau de la collecte (postes de relèvement) que du traitement en lui-même (station d'épuration), sont susceptibles d'induire d'importants rejets

directs avec des impacts non négligeables pour le milieu et les activités qui y sont implantées (Lequette *et al.*, 2005). Les boues résiduelles issues de ces traitements sont recyclées et utilisées de différentes manières (épandage, compostage, méthanisation, incinération...). Dans le cas d'une valorisation agricole sous forme d'amendement organique, qui représente la principale destination de ces boues malgré les débats autour de leur innocuité, les émissions qui en émanent s'apparentent par la suite plus à des rejets agricoles qu'à de réelles pressions domestiques.

1.2.2.3. les rejets industriels

Les rejets industriels sont quant à eux caractérisés par d'importantes variations. En effet, bien que la plupart des industries émettent de façon continue, certains rejets issus d'activités saisonnières ou de campagnes spécifiques, comme en chimie de synthèse ou en pharmacie, ne seront produits que quelques mois par an (Bébin, 1999). De même, compte tenu de la diversité des rejets industriels, il est important de distinguer différents types d'industries en fonction des paramètres émis. Ainsi, en France, les matières organiques d'origine industrielle seront principalement émises par l'agroalimentaire (52 %), les matières en suspension, le cadmium et le plomb par les activités sidérurgique et métallurgique (respectivement 48 %, 28 % et 69 %), le mercure par la chimie et parachimie (30 %) et le nickel par la mécanique et les activités de surface (37 %) (IFEN, 2006). Enfin, il convient de distinguer différents types d'effluents : les rejets de fabrication, spécifiquement industriels, et les effluents généraux, regroupant les eaux vannes et ménagères des infrastructures industrielles. L'ensemble de ces rejets étant acheminés vers des STEP, ces émissions revêtent donc un caractère ponctuel. Dans le cas d'émissions particulièrement dangereuses ou concentrées, certains effluents peuvent être amenés à subir un prétraitement, voire une récupération, avant de rejoindre les réseaux d'assainissement. De manière générale, les eaux résiduelles industrielles sont sources de matières organiques, de matières en suspension, de contaminants organiques (hydrocarbures, huiles, graisses...) et inorganiques (principalement les métaux lourds), et de nutriments (15 % des émissions hexagonale pour l'azote et 20 % pour le phosphore selon l'IFEN (2002) et Pellerin *et al.* (2003)). Les émissions industrielles représentent en outre la principale cause de pollution thermique dans le cas d'utilisation d'eaux de refroidissement. A ces pollutions structurelles, et comme pour l'ensemble des activités, il faut ajouter des rejets conjoncturels majoritairement issus de fuites accidentelles temporaires, mais dont les impacts sur le milieu environnant peuvent être relativement durables dans le cas de substances conservatives.

1.2.2.4. les émissions agricoles

Les pollutions d'origine agricole ont la particularité, tout comme les substances provenant des eaux de ruissellement, de concerner des espaces nettement plus vastes. En effet, hormis les parcelles drainées dont l'évacuation peut alimenter les réseaux de fossés et les cours d'eau de façon ponctuelle, les rejets agricoles se font de manière diffuse. Ces émissions agricoles vont concerner différents

types de substances en quantité variable selon les orientations technico-économiques des exploitations. De manière générale, il existe une étroite corrélation entre la teneur des eaux en nitrate et l'intensification des pratiques agricoles locales (Simon, 1999). Toutefois, les émissions agricoles, qui ne se résument pas aux apports azotés, sont particulièrement difficile à appréhender du fait de différents facteurs (Cann, 1990). En effet, les émissions agricoles sont essentiellement corrélées à l'intensification des systèmes de culture, qui s'est principalement opérée à travers la mécanisation, l'utilisation massive d'intrants et la refonte du parcellaire, intervenues au cours de la deuxième moitié du XX^{ème} siècle ; les problématiques induites par ces rejets sont donc relativement récentes. De plus, du fait de leur caractère diffus et des mécanismes d'épuration qui les affectent, ces émissions demeurent relativement difficiles à estimer. Enfin, les voies de transfert de ces rejets sont nombreuses et sont surtout régies par diverses variables admettant des temporalités propres et rendant ainsi les émissions agricoles inconstantes dans le temps.

Pour autant, cinq substances pouvant induire une dégradation de la qualité de l'eau peuvent être, pour partie, imputées aux activités agricoles : l'azote, le phosphore, les pesticides, les matières organiques et les bactéries. Ainsi, malgré de profondes améliorations dans l'emploi des pesticides sur les exploitations conventionnelles (interdiction de certaines molécules, recours à des techniques alternatives comme le « désherbinage », mise en place de diagnostics pour les pulvérisateurs, signatures de chartes phytosanitaires...), les traitements phytosanitaires utilisés pour désherber les cultures, entretenir les abords des exploitations ou détruire chimiquement les prairies et les inter-cultures, demeurent une des principales sources d'émission de ces substances. Le tonnage des substances vendues est ainsi passé de 98 000 à 120 000 tonnes entre 1990 et 1999 avant de se réduire à 77 000 tonnes en 2007 (Volay, 2009). D'après, l'Union des Industries de la Protection des Plantes, ces chiffres placent toutefois la France au premier rang européen et au quatrième rang mondial des consommateurs de pesticides³. En 2006, d'après le Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement, 95 % des pesticides consommés avaient une vocation agricole, les 5 % restant étant ventilés entre l'entretien des voies de transport et des espaces publics, pour un tiers, et les usages domestiques pour deux tiers. Selon le Réseau d'Information Comptable Agricole (RICA), la consommation agricole de 2006 représentait 2,3 milliards d'euros soit 6 700 euros en moyenne par exploitation et 88 euros à l'hectare. L'utilisation des produits phytosanitaires est néanmoins extrêmement variable selon les cultures. Ainsi, en France 67,4 % des pesticides agricoles sont utilisés pour les grandes cultures représentant 45,7 % de la Surface Agricole Utilisée (SAU), 14,4 % pour la vigne (3,3 % de la SAU), 8,4 % pour les fourrages (45 % de la SAU), 5,2 % pour les productions fruitières (0,8 % de la SAU) et 4,7 % par l'horticulture et les légumes (0,8 % de la SAU) (Volay, 2009). Concernant les matières organiques, leurs émissions sont principalement induites par les résidus de culture et les pratiques de fertilisation organique. Ces dernières sont également à l'ori-

³ <http://www.uipp.org/>

gine des contaminations bactériennes imputables aux activités agricoles. Les émissions de nutriments se font quant à elle sous des formes variées. Ainsi, l'utilisation d'engrais de synthèse constitue un apport sous forme minérale, alors que les déjections animales, associées aux épandages et à la partie « non maîtrisable » des déjections due au pâturage des ruminants, contribuent à une diffusion d'azote et de phosphore organiques.

La problématique des émissions agricoles de nutriments est particulièrement délicate à appréhender du fait de la multiplicité des formes d'apport (minérale ou organique, teneurs variables des différents effluents...), de la composition des apports intégrant à la fois de l'azote et du phosphore, de la variabilité des modes de transferts et des interrelations existants entre les formes des nutriments. Cet élément est particulièrement vrai pour les zones d'élevages qui doivent conjuguer la valorisation des effluents d'élevage avec des pratiques de fertilisation minérale, ces dernières étant indispensables à l'obtention de rendements optimums du fait qu'elles seules permettent de coordonner un apport au besoin immédiat d'une culture (les plantes assimilent uniquement les formes minérales de l'azote et du phosphore). De nombreuses mesures ont été entreprises, particulièrement dans les zones considérées comme vulnérables au titre de la directive « nitrates » de 1991. Ces programmes visant à limiter la surfertilisation ont porté sur de nombreux aspects (réduction et restructuration des cheptels, élaboration de plans de fumure stricts, échanges d'effluents entre les exploitants agricoles, aide financières pour la mise en conformité des installations de stockage des effluents, incitation à étendre la fertilisation organique aux prairies et aux céréales, limitation du recours aux engrais minéraux, modification de certaines pratiques d'élevage comme l'adoption du système biphasé pour l'alimentation des porcs (Agreste Bretagne, 1998 ; Guyennet *et al.*, 2000)...). Les programmes de maîtrise des pollutions d'origine agricole (PMPOA) ont ainsi favorisé la mise en conformité des exploitations vis-à-vis des modalités d'épandage et de stockage des effluents (possibilité de différer les apports). Les programmes d'action liés à l'application de la directive « nitrates » ont également conduit à d'importantes mesures de résorption, dans les zones d'élevage classées en excédent structurel (ZES) (charge azotée organique supérieure à 170 unités d'azote par hectare épandable et par an), et de protection au sein des zones d'actions complémentaires (ZAC) (bassins versants situés à l'amont de prises d'eau potable dépassant la norme). De même, le Plan de Développement Rural National (PDRN) 2000-2006 a par exemple intégré un important volet agro-environnemental portant notamment sur la promotion des assolements diversifiés et des rotations de cultures, l'encouragement à la gestion extensive des prairies, la conversion des terres labourables en pâtures et le soutien à la conversion en agriculture biologique (ASCA, 2004).

Par ailleurs, la fertilisation a été nettement améliorée dans de nombreux secteurs grâce à l'évolution des pratiques agricoles suite à la multiplication des analyses de terres, des engrais de ferme et des reliquats, et à la modification des engrais composés binaires ou ternaires proposés par l'industrie permettant d'ajuster au mieux les apports (Aurousseau, 2001a). Pour autant, bien que les excédents

en éléments fertilisants se soient réduits, notamment sous l'influence des programmes de résorption (de 4 % pour l'azote et de 19 % pour le phosphore sur la période 1990-2004 selon l'OCDE (2008)), les zones vulnérables aux nitrates ont été étendues en 1999 puis en 2002 suite à différentes pressions émanant de la Commission européenne pour faire respecter les prérogatives de la directive « nitrates ». De plus, la problématique nitrique ayant été prise en compte antérieurement à celle du phosphore, du fait notamment de ses impacts directs sur la santé humaine, l'épandage des déjections est principalement dimensionné en fonction de l'azote. Or, il est relativement difficile d'équilibrer les apports d'azote et de phosphore à partir d'épandages compte tenu de la variabilité des ratios P/N selon les cheptels et les techniques d'alimentation. Ainsi, ce ratio qui est en moyenne de 0,44 pour les déjections bovines, se situe autour de 0,62 pour les porcins et atteint 1,03 pour les volailles (Lemercier, 2003). Selon la loi de Liebig sur le minimum (ou loi des facteurs limitants), un apport optimal en termes d'azote peut ainsi conduire à une surfertilisation phosphorée et induire des émissions collatérales. En conséquence, la gestion des apports organiques de nutriments nécessite d'appréhender l'implantation locale des différentes filières de production animale. Les rejets annuels de phosphore imputables aux déjections des animaux d'élevage qui s'établissaient à 310 000 tonnes en 1998 à l'échelle française provenaient par exemple à 65 % des bovins, à 13 % des porcins et à 11 % des élevages avicoles (CORPEN, 1998). A l'échelle de la région Bretagne, ces rejets, représentant 62 700 tonnes de P en 2000 (20 % des émissions nationales), étaient ventilés de façon plus équilibrée : 40 % pour les bovins, 30 % pour les porcins et 25 % pour les volailles (Giovanni, 2002).

De manière globale, les fuites agricoles de nutriment représentaient entre 37 et 82 % des émissions d'azote et entre 27 et 38 % des rejets de phosphore dans les pays de l'Europe de l'Ouest à la fin des années 1980 (Isermann, 1990). En 1995, la part agricole des émissions françaises était estimée à 74 % pour l'azote et 22 % pour le phosphore (OCDE, 2008). Les estimations les plus récentes des rejets imputables à l'agriculture les considèrent à environ 50 % à la fois pour l'azote et le phosphore (IFEN, 2002 ; Pellerin *et al.*, 2003). Les apports terrigènes d'azote liés aux activités agricoles ont quant à eux été évalués à 65 % dans le cas français au début des années 2000 (OCDE, 2008).

Cette analyse sectorielle permet d'évaluer les émissions potentielles des différentes branches d'activité. Pour autant, ce panorama global reste une estimation générale admettant d'importantes déclinaisons locales en fonction de l'implantation et de l'intensité des différentes activités, des propriétés paysagères et de l'efficacité des infrastructures de traitement. Ainsi, au début des années 2000, les émissions nationales d'azote provenaient à 50 % des activités agricoles, à 35 % de l'urbain et à 15 % des industries, alors qu'à l'échelle du bassin Loire-Bretagne, la ventilation était nettement plus défavorable à l'agriculture : 70 % des émissions étaient d'origine agricole, 35 % provenait des eaux domestiques et pluviales et 15 % des activités industriels (IFEN, 2002).

2. Les formes et les transferts des principaux polluants

2.1. Les nutriments

2.1.1. L'azote

2.1.1.1. le cycle de l'azote

L'azote (N) subit des processus de transport et de transformation cyclique qui le conduit à prendre différentes formes. Ainsi, l'azote dans le sol peut se trouver sous forme organique ou minérale. Le cycle biogéochimique de l'azote, présenté dans la Figure 11, correspond donc à différents processus de transformation. L'azote organique, provenant de la fixation symbiotique de l'azote atmosphérique (diazote : N_2), de l'humus, de la biomasse microbienne et des résidus de culture, peut subir une minéralisation par décomposition de la matière organique. Cette simplification moléculaire, dont le stade ultime correspond à la production de l'ion nitrate (NO_3^-), se décompose en deux temps : l'ammonification et la nitrification. L'ammonification, qui correspond à la transformation de l'azote organique en ion ammonium (NH_4^+), est assurée par la microflore ammonifiante. La nitrification correspond, quant à elle, à l'oxydation de l'azote ammoniacal en azote nitrique sous l'action de bactéries autotrophes nitrifiantes suivant deux étapes successives : la nitrification, oxydation

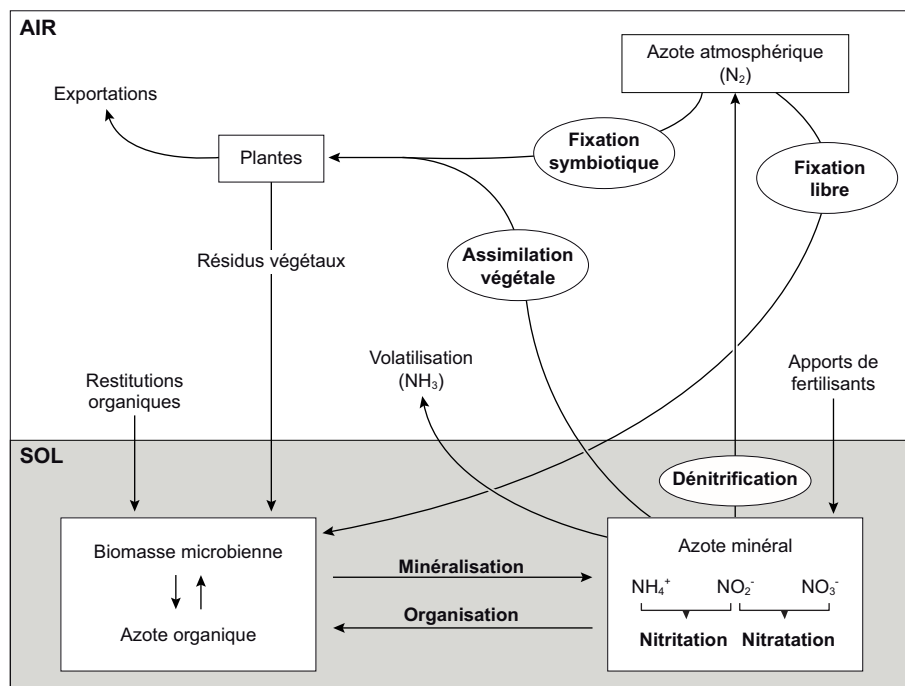


Figure 11. Le cycle de l'azote dans le sol (d'après Recous *et al.*, 1997)

de l'azote ammoniacal en ion nitrite (NO_2^-) par les bactéries *Nitrosomonas*, et la nitratisation, transformation de l'ion nitrite en nitrate par les bactéries *Nitrobacter* (Lévêque, 2001). Ce processus de minéralisation, fortement dépendant de la composition du substrat organique, de la température, du pH et de l'humidité du milieu, est d'autant plus fort que les apports d'azote et l'activité biologique sont importants. La minéralisation de l'azote est donc maximale au printemps et à l'automne lorsque les températures sont douces et le sol humide (Aurousseau *et al.*, 2005).

L'azote minéral subit également différents processus de transformation l'amenant à prendre de nouvelles formes :

- *l'organisation* : transformation de l'azote minéral en substance humique du fait de son assimilation par les micro-organismes hétérotrophes du sol
- *l'absorption par la végétation* : assimilation d'ammonium et de nitrate par les plantes pour leur croissance et leur développement
- *la volatilisation* : passage de l'azote ammoniacal (NH_4^+) sous forme gazeuse (ammoniac : NH_3)
- *la dénitrification* : réduction de l'azote nitrique en azote gazeux en milieu anaérobie sous l'action de bactéries dénitrifiantes (*Pseudomonas*, *Nitrococcus*...).

2.1.1.2. le transfert et la transformation des nitrates

Bien que l'azote puisse être transporté sous sa forme organique, adsorbé par les particules sédimentaires, son transfert s'effectue principalement sous ses formes minérales, notamment les nitrates, forme la plus stable de l'azote minéral et très soluble (Cann, 1996 ; Pinay et Trémolières, 2000). Le transfert des nitrates vers les cours d'eau s'effectue par lessivage (lixivation) sous l'action des eaux de percolation, dans la zone non saturée, puis *via* les écoulements de nappe (Simon, 1999). Dans la zone non saturée, les temps de transferts, comparables à ceux des eaux de percolation, sont relativement lents. Les travaux menés par Gascuel-Oudou et Mérot (1986) indiquent des vitesses de transfert comprises entre 1 et 5 m/an pour les sols bretons.

Dans la zone saturée, les nitrates sont soumis à différents processus. En effet, outre des phénomènes de dispersion, les nitrates présents dans la nappe subissent différents processus de transformation. Ainsi, lorsque la nappe atteint les horizons racinaires en période de hautes eaux, les nitrates de la nappe superficielle peuvent être prélevés par la végétation. Par ailleurs, les nappes sont le siège d'importants mécanismes de réduction des nitrates. Les zones humides de bas-fonds, où la nappe affleure durant une grande partie de l'année, offrent des conditions anoxiques propices à la consommation des nitrates par les bactéries hétérotrophe (Curmi *et al.*, 1997 ; Bidois, 1999). De même, des processus de dénitrification autotrophe ont également été mis en évidence au sein de la nappe profonde en présence de pyrite (Pauwels *et al.*, 1998).

Les mécanismes de déplacement de l'eau dans la nappe ainsi que la localisation des processus biogéochimiques de transformation de l'azote précités induisent une compartimentation chimique de la zone saturée de l'amont vers l'aval du versant et de la surface vers la profondeur (Pauwels, 1996 ; Legout, 2005). Ainsi, la nappe superficielle, où les écoulements sont relativement rapides, admet généralement une importante charge azotée sur la partie haute des versants et des concentrations moyennes à faibles en bas de versant du fait des processus de dénitrification hétérotrophes. La nappe profonde, alimentée par des apports plus anciens, présente quant à elle des eaux très faiblement chargées (dénitrification autotrophe). Ce schéma général représentatif de bassins versants présentant des profils de concentration en nitrates « normaux » admet cependant quelques exceptions, notamment dans le cas d'évolutions de pratiques agricoles amenant à une réduction des apports azotés (profils inversés). Dans ce cas de figure, le gradient vertical de la charge azotée est inversé : la frange superficielle de la nappe, reflétant les pratiques plus récentes, présente des concentrations moins importantes que la partie plus profonde (Martin, 2003). Dans tous les cas, cette compartimentation chimique de la nappe induit une variation saisonnière des concentrations en nitrate dans les cours d'eau. En effet, le battement de la nappe implique une mobilisation variable des différents compartiments au cours de l'année. Ainsi, dans un bassin versant à profil dit « normal », en période de hautes eaux, l'alimentation du cours d'eau se faisant principalement par des apports issus de la nappe superficielle, fortement chargée, les concentrations seront importantes. À l'inverse, en période de basses eaux, la contribution majoritaire des eaux dénitrifiées de la nappe profonde induit des concentrations plus faibles.

2.1.2. Le phosphore

2.1.2.1. le cycle et les formes du phosphore

Le cycle biogéochimique du phosphore a la particularité de ne pas admettre de phase gazeuse significative (Bolin et Cook, 1983). Les redistributions du phosphore sont donc cantonnées aux écosystèmes terrestres et océaniques (Figure 12). À l'état naturel, le phosphore, provenant de l'altération des roches, se trouve sur Terre dans les roches, le sol, la biosphère, les eaux

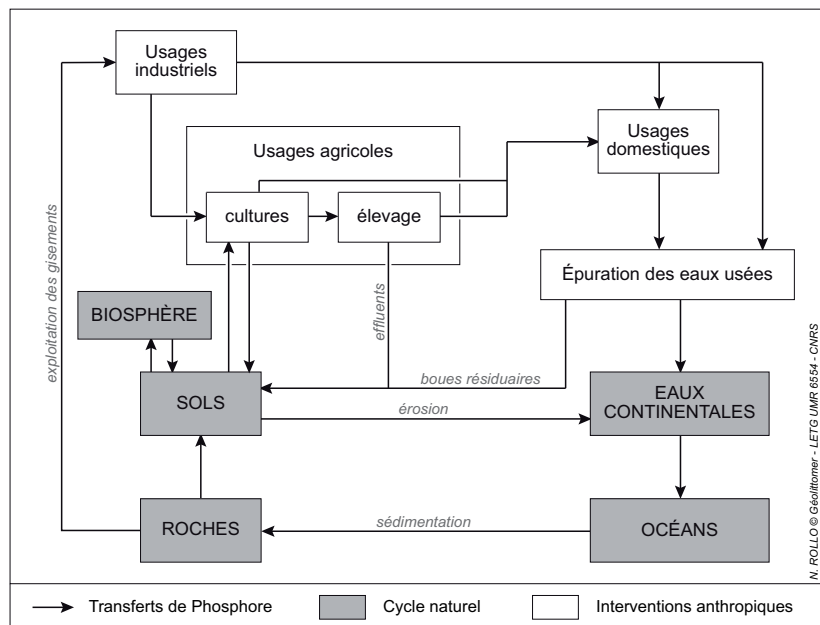


Figure 12. Cycle simplifié du phosphore intégrant les activités anthropiques (modifiée de Lemerrier, 2003)

continentales et océaniques. Toutefois, le cycle naturel du phosphore a été profondément modifié par les activités anthropiques, du fait des besoins industriels et agricoles notamment. L'exploitation des gisements de phosphore a conduit à une libération du phosphore sédimentaire et un accroissement des quantités en mouvement entre la biosphère, les sols et les eaux. De plus, la vitesse de transfert du phosphore depuis les gisements sédimentaires vers les eaux marines, *via* les sols et les eaux courantes, a subi une accélération du fait de l'amplification des phénomènes de ruissellement et d'érosion (Aurousseau *et al.*, 2005)

Dans l'environnement, le phosphore est présent sous différentes formes : organique ou inorganique, particulaire ou soluble. Contrairement au phosphore organique, qui doit subir une minéralisation afin d'être utilisé par les plantes et les micro-organismes, le phosphore minéral représente une fraction plus mobile et surtout plus abondante. Parallèlement à cette distinction de nature, on différencie le phosphore selon son état : soluble ou particulaire, fixé aux particules colloïdales du sol (Dorioz, 1997). Le phosphore est dit soluble lorsqu'il n'est pas retenu par un filtre de 0,45 µm. Ce dernier, essentiellement constitué d'ions phosphates (PO_4) ou orthophosphates, est considéré comme totalement assimilable par les végétaux, contrairement au phosphore particulaire dont une fraction reste immobilisée. Le comportement physico-chimique du phosphore est relativement complexe. Ses changements de phase entre son état solide et soluble (en solution) se font par différents mécanismes : l'adsorption, la désorption, la précipitation et la dissolution. Ces processus sont fortement conditionnés par les propriétés physico-chimiques et l'activité biologique du milieu. En conséquence, les teneurs en phosphore du sol peuvent être exprimées de manières différentes. On distingue ainsi le phosphore total, le phosphore soluble et le phosphore biodisponible (P_2O_5). Ce dernier, directement assimilable par les plantes, est estimé à partir de différentes méthodes d'extraction chimiques (Lemerrier *et al.*, 2009). Bien que la méthode Olsen tende à se généraliser, la méthode Dyer, adaptée aux sols acides, demeure la plus répandue dans le Nord-Ouest de la France (Aurousseau, 2001b). Cette diversité de formes et la géochimie associée à leurs évolutions, impliquant notamment le passage d'une forme à l'autre, rendent complexe la quantification du phosphore et l'appréhension de son transfert au sein d'un bassin versant (Aurousseau *et al.*, 2005)

2.1.2.2. les modes de transfert du phosphore

Le transfert du phosphore du sol vers les cours d'eau peut se faire selon deux modes distincts : le ruissellement et le lessivage (Figure 13). Cette différenciation des voies de transfert est étroitement liée à la forme du phosphore. Ainsi, le phosphore particulaire, transporté par les eaux de ruissellement, représente la majorité des transferts. Cet élément explique que les transferts de phosphore s'effectuent principalement pendant les crues sur des périodes parfois très courtes (Cann, 1999). Toutefois, le phosphore soluble, dont le transfert s'effectue aussi bien par le ruissellement que le lessivage, ne doit pas être négligé du fait de sa biodisponibilité et de sa participation à l'accroissement subit des concentrations lors des crues. La diversité des voies de cheminement induit des vitesses

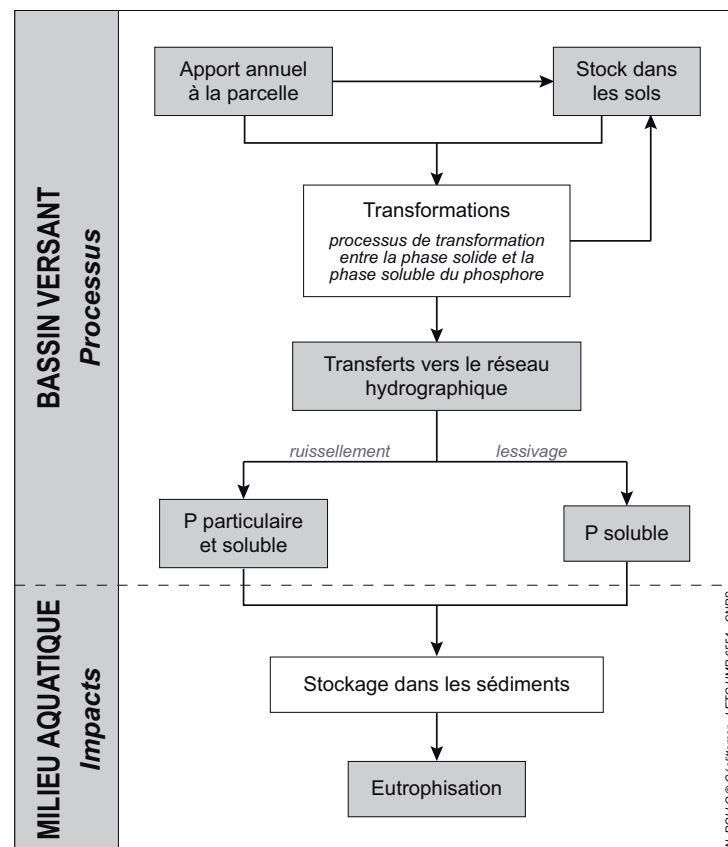


Figure 13. Les modes de transfert du phosphore (P) au sein d'un bassin versant (Aurousseau *et al.*, 2005)

très variables allant de quelques heures pour les transferts de surface à plusieurs années pour les souterrains. Toutefois, ces derniers peuvent être grandement accélérés dans le cas de sols drainés où le transfert du phosphore par les drains se substitue en grande partie au transport de surface (Castillon, 2009). La discontinuité des transferts de phosphore, alternant rétentions et remobilisations, insolubilisations et relargages, rend néanmoins l'appréhension globale des transferts de phosphore à l'échelle d'un bassin versant relativement complexe (Dorioz et Poulenard, 2009).

2.2. Les autres paramètres

2.2.1. La matière organique

La matière organique (MO) regroupe l'ensemble des molécules contenant du carbone, issues des organismes vivants ou les constituant (Aurousseau *et al.*, 2005). Elle un des principaux éléments de composition des sols, reconnaissable par sa couleur sombre. A l'image du phosphore, dans les eaux, on distingue la matière organique particulaire de la matière organique dissoute (non retenue par un filtre de 0,45 µm). La matière organique présente dans l'eau peut avoir une origine allochtone (débris végétaux, sol, rejets des activités humaines...) mais peut également être d'origine autochtone

(plantes aquatiques, phytoplancton, bactéries...). Toutefois, cette dernière, hormis le cas des retenues ou d'épisodes de *blooms* planctoniques, ne représente qu'une part minoritaire de la MO présente dans les eaux de surface (Gruau *et al.*, 2004a). En effet, bien que la contribution de la matière organique autochtone varie d'un cours d'eau à l'autre, elle est rarement supérieure à 10 % du flux annuel (Veyssy, 1998).

La forme particulière de la MO peut être transférée vers les cours d'eau lors de phénomènes d'érosion induits par le ruissellement. A ces apports latéraux s'ajoute la chute directe provenant notamment de la ripisylve sous l'action du vent. La forme dissoute est beaucoup plus liée à des rejets ponctuels (réseaux d'assainissement, eaux pluviales...) ou à des processus de lessivage. Dans le cas breton, on considère que les apports de MO dissoute dans les cours provient principalement des sols (Gruau *et al.*, 2004b). Les études menées par le Groupe d'Étude sur la Pollution des eaux par les Matières Organiques (GEPMO) ont montré que différents facteurs naturels (topographie, perméabilité des sols, pluviométrie) et anthropiques (pratiques agricoles et de fertilisation) contrôlaient le transfert de la MO des sols vers les cours d'eau (Birgand *et al.*, 2004). Les transferts de MO sous forme dissoute apparaissent ainsi les plus importants en période humide surtout dans de larges vallées où les interactions entre les horizons organiques et la nappe sont maximums. De même, ces transferts sont maximisés dans les secteurs où un horizon peu perméable favorise la circulation des eaux au sein des horizons organiques du sol. Enfin, certaines pratiques agricoles, liées notamment aux épandages d'engrais de ferme ou au retournement régulier des prairies, peuvent conduire à une intensification des transferts de MO (Haynes, 2000 ; Chantigny, 2003).

2.2.2. Les micropolluants

Le terme de micropolluants, parfois qualifiés de « contaminants », regroupe l'ensemble des composés minéraux ou organiques dont les effets peuvent être toxiques, pour le milieu ou la santé humaine, même à très faible concentration. Les principales familles de micropolluants sont les métaux lourds, les hydrocarbures (phénols, Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques, hydrocarbures aliphatiques chlorés...), les composés organiques volatils (benzène, solvants, colorants, produits pharmacologiques) et les pesticides. La plupart de ces contaminants sont présents sur la liste des substances considérées comme prioritaires ou dangereuses par les États membres de l'Union européenne (Communauté européenne, 2001). La multiplicité de ces substances rend difficile leur gestion et leur détection au sein des milieux aquatiques. De manière générale, le comportement de ces substances dans l'environnement est variable et dépend très fortement de leur degré de volatilité et de leur solubilité dans l'eau.

Le cuivre, le zinc, le cadmium, le chrome, le plomb, le nickel et le mercure sont les éléments métalliques les plus présents dans les eaux de surface et souterraines. La présence de ces éléments dans l'eau peut avoir une origine naturelle (érosion des roches, retombées atmosphériques) mais est

souvent corrélée à un apport consécutif aux différentes activités anthropiques (apports directs liés aux rejets des STEP, épandage des boues résiduelles d'assainissement, eaux de ruissellement urbaines principalement pour le plomb et le zinc...) (Bébin, 1999). Les hydrocarbures et les composés organiques (hors pesticides), sont également étroitement liés aux voies de transfert des eaux industrielles, domestiques et des eaux de ruissellement urbaines (Bressy, 2010).

Les produits phytosanitaires ou phytopharmaceutiques représentent l'ensemble des substances utilisées pour lutter contre des organismes considérés comme nuisibles. Il existe différents types de pesticides : les fongicides, les herbicides et les insecticides. De manière globale, il existe près de 900 molécules de synthèse entrant dans la composition d'environ 6 000 produits commercialisés en France. Les principales substances actives retrouvées dans les masses d'eau superficielles et souterraines françaises sont l'AMPA (métabolite du Glyphosate), le Glyphosate (vendu notamment sous l'appellation commerciale « Roundup »), le Diuron (interdit en 2008), l'Isoproturon, l'Atrazine (interdit en 2003), le Chlortoluron, le Métolachlore, l'Acétochlore et le Bentazone (IFEN, 2007). Au niveau européen, comme défini par la directive 91/414/CEE, un produit phytopharmaceutique doit être autorisé par l'autorité compétente d'un État membre pour être mis sur le marché (Communauté européenne, 1991c). En France, c'est la Direction du Végétal et de l'Environnement de l'Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments (Afssa) qui est chargée de l'évaluation toxicologique de ces produits et sur l'avis de l'Afssa, la Direction générale de l'alimentation du Ministère chargé de l'agriculture leur attribue un numéro d'Autorisation de Mise sur le Marché (AMM). Le risque environnemental de ces substances est évalué en combinant le danger, représentant l'écotoxicité estimée à partir d'essais réalisés sur des espèces animales et végétales, et l'exposition, correspondant aux concentrations prévisibles dans l'environnement (Rivière, 2001).

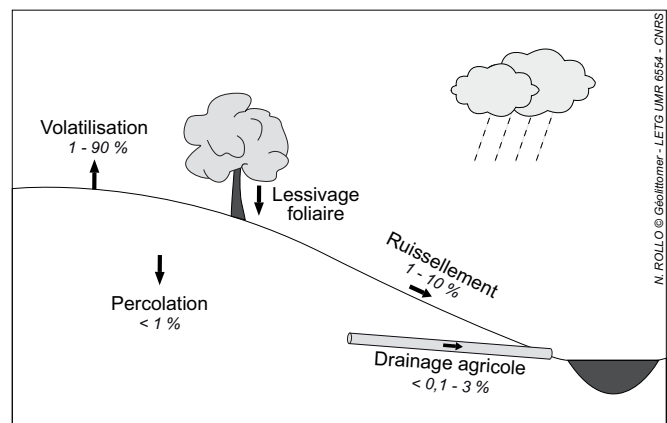


Figure 14. Principaux modes de transfert des produits phytopharmaceutiques après application (d'après Voltz et Louchart, 2001)

La dissipation des produits phytopharmaceutiques après application se fait selon deux processus : la dégradation et la dispersion. La transformation de la matière active se fait de façon biologique, sous l'action de nombreux micro-organismes, dont certains ont la faculté d'utiliser la molécule de synthèse comme source de carbone (cas des herbicides à activité hormonale), ou dans une moindre mesure de manière abiotique par hydrolyse (Grébil *et al.*, 2001). La dispersion du produit va quant à elle se faire selon différents modes dont l'ampleur va dépendre de différents facteurs : état du pro-

duit (adsorbé, libre...), propriétés des molécules actives (solubilité, volatilité...) et des conditions climatiques (température, humidité, pluviométrie...). Le transfert d'un produit phytopharmaceutique depuis son aire d'application se fait selon différents modes : la volatilisation, le lessivage foliaire, le ruissellement, la lixivation et le drainage (Figure 14).

Lors d'une application foliaire, une partie du produit va directement atteindre le sol au travers du feuillage, le produit restant non absorbé rejoindra également le sol par lessivage foliaire lors des pluies ultérieures. La volatilisation, qui intervient principalement lors de l'application, sera variable selon la tension de vapeur de produit mais peu concerner une part très importante du traitement. Les autres voies de transfert des pesticides sont représentées par le ruissellement et de manière plus marginale par la lixivation et le drainage. La transmission des pesticides depuis leurs aires d'application jusqu'aux cours d'eau sera donc principalement effectuée *via* le ruissellement et les processus d'érosion associés. Le transport de ces produits s'effectue soit sous forme dissoute soit sous forme adsorbée sur phase solide. Le phénomène d'adsorption-désorption est étroitement lié aux propriétés physico-chimiques des molécules (solubilité, ionisation, polarité...) et des particules sédimentaires adsorbantes (Jamet, 1999). La contribution relative de ces deux formes de transport est donc variable selon les cas. En termes de temporalité, la dynamique de ces transferts est dépendante des mouvements d'eau, corrélés aux épisodes pluvieux, et de la disponibilité au transfert d'une substance. Cette dernière est fonction du stock présent dans le sol, contrôlé par les processus de dégradation biologique, de transformation abiotique des molécules actives et des processus de rétention sur les éléments constitutifs du sol (Voltz et Louchart, 2001).

2.2.3. Les agents pathogènes

Les agents pathogènes représentent l'ensemble des micro-organismes susceptibles d'induire des troubles sanitaires : virus, protozoaires, helminthes et bactéries (streptocoques, entérocoques, coliformes fécaux...). La gestion de ces contaminations microbiennes est étroitement liée aux conditions et à la durée de vie de ces micro-organismes. De manière générale, les réseaux d'assainissement ne sont pas favorables à la survie et au développement des organismes pathogènes du fait de la faiblesse des températures et de la concurrence des bactéries banales plus résistantes. Toutefois, certains micro-organismes peuvent y résister en s'enkystant et atteindre les masses d'eau superficielles (Bébin, 1999). Les contaminations microbiennes peuvent également provenir du pâturage, de l'épandage des engrais de ferme et des déjections de la faune sauvage. Le suivi de ces micro-organismes est un des axes majeurs de la classification des zones conchylicoles (Communauté européenne, 2006b). Ces paramètres entrent tout autant dans la définition de la qualité des eaux destinées à la consommation humaine, des eaux de baignade et des normes de consommation des mollusques bivalves (Communauté européenne, 1998 ; Communauté européenne, 2004b ; Communauté européenne, 2006a). Les paramètres microbiologiques les plus suivis concernent les coliformes notamment les *Escherichia coli* (eau potable, eaux de baignade, coquillages), les entérocoques (eau potable et eaux de baignade) et les salmonelles (eau potable).

3. Les conséquences sanitaires, écologiques et économiques des pollutions

3.1. Les aspects sanitaires

Les conséquences sanitaires de la dégradation de la qualité des eaux ont été pendant longtemps le principal facteur d'établissement des normes et de lutte contre la pollution. Elles ont d'ailleurs largement induit la chronologie des actions entreprises pour préserver les caractéristiques qualitatives des ressources aquatiques. Les aspects sanitaires de la pollution des eaux sont relativement variés selon les contaminations qui les affectent et selon les usages qui en sont faits (consommation de l'eau, des poissons ou des coquillages qui s'y trouvent, baignade...). Cet élément explique que la notion de qualité de l'eau soit fonction des usages et que les normes sanitaires associées portent sur des paramètres variables. Compte tenu de la multiplicité des éléments présents dans les milieux aquatiques, certaines substances sont considérées indicatrices de l'état du milieu vis-à-vis d'un groupe de paramètres. Les *Escherichia coli* sont ainsi souvent utilisées comme germe témoin de la contamination microbienne. De plus, les effets sur le long terme de certaines substances demeurent encore mal connus, du fait notamment des processus de combinaison ou d'association qui peuvent intervenir.

Les matières azotées peuvent ainsi avoir différents effets sanitaires. Bien que ces derniers soient majoritairement associés à une des formes de l'azote, compte tenu du cycle biogéochimique de l'azote et de sa propension à passer d'une forme à l'autre, les suivis sanitaires englobent généralement les nitrates et les nitrites. Le principal risque associé à une exposition excessive aux nitrates concerne la méthémoglobinémie du nourrisson ou maladie du bébé bleu. Cette dernière, qui intervient majoritairement chez les nourrissons de moins de trois mois, résulte de la réduction des nitrates en nitrites par les microorganismes du système digestif et réduit la capacité des globules rouges à transporter l'oxygène depuis les poumons vers les tissus aboutissant à une cyanose (Comly, 1945 ; Fan *et al.*, 1987). Compte tenu du nombre de cas mortels recensés au cours des années 1950, cette maladie a été à l'origine des travaux de l'OMS et de la FAO qui ont abouti aux recommandations précitées (qui couvrent uniquement ce risque). Le facteur de réduction biologique *in vivo* à l'origine de cette cyanose fait toutefois débat. En effet, certains spécialistes considèrent que cette réduction intervient uniquement *in vitro* lors d'une contamination bactérienne du biberon du nourrisson (L'Hirondel, 1996 ; Apfelbaum, 1998). Plus récemment, des études toxicologiques et épidémiologiques ont également conduit à de fortes présomptions concernant la toxicité des matières azotées et leur responsabilité dans le déclenchement d'autres troubles. Des travaux expérimentaux menés sur des animaux ont ainsi suggéré qu'une exposition excessive aux nitrites pouvait induire des effets sur l'assimilation de la vitamine A, sur le fonctionnement de la glande thyroïde ou sur le développement des embryons et des fœtus (Fan et Steinberg, 1996). De même, la formation de composés N-nitrosés issus de la combinaison des nitrites avec les amines, composés de base des protéines, est suspectée

d'augmenter le risque de cancer (Kitano *et al.*, 1997 ; Vermeer *et al.*, 1998). Toutefois, les études menées sur le sujet semblent encore insuffisantes pour tirer des conclusions définitives sachant que certaines études établies à plus grandes échelles n'ont pu confirmer ces effets (Cantor, 1997). Dans tous les cas, il convient également de noter que l'eau ne constitue que très rarement la source principale d'ingestion de matières azotées. Les apports liés aux denrées alimentaires, notamment aux légumes, est généralement prépondérante (Schuddenboom, 1993).

Concernant le phosphore, ce dernier ne constitue pas en tant que telle une menace pour la santé humaine. Toutefois, bien qu'il n'ait pas d'effets directs, il peut indirectement causer des troubles sanitaires en favorisant notamment le développement de cyanobactéries (Lemercier, 2003 ; Brient *et al.*, 2004). Or certaines cyanobactéries produisent des toxines qui par contact, ingestion ou inhalation peuvent induire des troubles au niveau du foie (hépatotoxines), du système nerveux (neurotoxines) ou de la peau (dermatotoxines) (Pilotto *et al.*, 1997 ; Pitois *et al.*, 2000). Au niveau des masses d'eau littorales, les nutriments peuvent également avoir des effets sanitaires indirects en agissant sur les efflorescences phytoplanctoniques et les marées vertes. Ces dernières peuvent lors de leur décomposition dégager différents gaz toxiques dont de l'hydrogène sulfuré (INERIS, 2009). Deux décès ont notamment été imputés à ces émanations toxiques au cours de l'été 2009 en Bretagne Nord⁴. Certaines espèces impliquées dans les *blooms* phytoplanctoniques sont quant à elles susceptibles de produire des phycotoxines nocives pour l'Homme. Certaines de ces phycotoxines sont directement libérées dans l'eau alors que d'autres, cloisonnées à l'intérieur des cellules algales, peuvent s'accumuler dans les mollusques filtreurs et affecter les consommateurs (OMS, 2002). Trois genres phytoplanctoniques présents en Bretagne peuvent être dangereux pour les consommateurs de coquillages : le genre *Dinophysis*, responsable de troubles diarrhéiques, deux espèces d'*Alexandrium* (*A. minutum* et *A. tamarense*) qui produisent des toxines paralysantes, et deux espèces de *Pseudo-nitzschia* (*P. pseudodelicatissima* et *P. multiseries*) qui engendrent des toxines amnésiantes (Aurousseau *et al.*, 2005).

La présence de matières organiques dans l'eau peut également induire des effets sur la santé des consommateurs. Elles peuvent notamment absorber et inhiber la dégradation d'autres molécules organiques dont les pesticides, former des complexes toxiques en association avec des éléments métalliques, être associées à des espèces planctoniques produisant des toxines, ou servir de nutriment et de support aux micro-organismes présents dans les réseaux de distribution (Grau *et al.*, 2004a). De même, en se combinant avec le chlore, les MO peuvent former des sous produits chlorés, comme les trihalométhanes ou les halocétates, dont l'ingestion est susceptible d'occasionner des troubles cardiaques (Nieuwenhuijsen *et al.*, 2000), des effets tératogènes⁵ (Kramer *et al.*, 1992 ; Dodds et King, 2001) ou d'augmenter les risques de cancer du foie, des reins et du colon (Morris *et al.*, 1992 ; Boorman *et al.*, 1999).

⁴ Article paru dans *Le Monde* le 5 septembre 2009

Concernant la pollution microbienne, il faut noter qu'à l'exception de certaines souches d'*Escherichia coli* et de certaines bactéries opportunistes, la majorité des bactéries ne sont pas réellement pathogènes. Toutefois, lorsque les micro-organismes présents dans l'eau le sont, ils peuvent causer de nombreux troubles communément regroupés sous l'appellation de maladies hydriques (il en est de même lors de la consommation d'espèces aquatiques infectées). Ces risques sanitaires sont relativement variables selon les espèces impliquées. Dans la majorité des cas, l'exposition à des bactéries, des virus et des protozoaires pathogènes provoque des troubles gastro-intestinaux de courte durée (gastro-entérites). Néanmoins, certains agents pathogènes peuvent provoquer des effets beaucoup plus profonds et durables notamment chez des sujets immunodéficients, causant des infections du système nerveux central, des voies respiratoires ou du système génito-urinaire et des septicémies (Rusin *et al.*, 1997).

Les impacts sanitaires liés à l'ingestion de micropolluants sont relativement nombreux et peuvent apparaître même dans le cas d'absorptions infimes de contaminants. Les doses létales de ces produits sont souvent très réduites et les placent sur l'échelle de Hodge et Sterner parmi les classes de toxicité les plus importantes (Lauwerys *et al.*, 2007). Concernant les métaux lourds, leur ingestion en quantité trop importante peut avoir des effets cancérigènes et tératogènes⁵ et porter atteinte aux systèmes nerveux et respiratoires (Miquel, 2001). Dans le cas du saturnisme, lorsque l'intoxication a une origine hydrique, elle peut notamment être liée aux canalisations d'adduction d'eau. En effet, bien que le remplacement des branchements et des canalisations en plomb soit en cours (obligation d'ici 2013 du fait de l'abaissement de la norme européenne de potabilité vis-à-vis du plomb), certaines plomberies en plomb subsistent, particulièrement dans les logements et les immeubles les plus anciens. Les effets des hydrocarbures sur la santé humaine peuvent également conduire à de profonds troubles : effets cancérigènes et tératogènes, troubles rénaux, hépatiques, digestifs et dégradation des systèmes nerveux et immunitaires. Par exemple, les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) et les polychlorobiphényles (PCB), classés par la Convention de Stockholm sur la liste des polluants organiques persistants et provenant principalement de dépôts atmosphériques (incinération, combustibles fossiles...), constituent des perturbateurs endocriniens dont les effets peuvent être observés relativement loin des sources d'émissions de par leur propriété de bioaccumulation (Bard, 2006 ; Leaute, 2008).

L'exposition aux produits phytopharmaceutiques peut se faire par inhalation lors d'une application par exemple, ou par ingestion dans l'eau ou des aliments présentant des résidus. En 2007, les analyses réalisées par la Direction Générale de la Concurrence, de la Consommation et de la Répression des Fraudes ont détecté la présence de pesticides dans 52 % des fruits et légumes (dans 7,6 % des cas, ces résidus étaient supérieurs aux normes en vigueur)⁶. Les effets des molécules

⁵ « Tératogène : Qui, par son action sur l'embryon, peut produire des malformations » (*Le Petit Robert*, 2011)

actives utilisées dans ces produits et de leurs métabolites sont particulièrement problématiques pour la santé humaine. De nombreuses études ont démontré leurs effets endocriniens (réduction de la fertilité), neurologiques, cancérigènes et tératogènes ainsi que les perturbations qu'ils pouvaient induire au niveau du système immunitaire, des fonctions digestives et respiratoires et des terminaisons nerveuses, particulièrement chez les agriculteurs qui représentent les personnes les plus exposées lors des opérations de traitement (ORS Bretagne, 2001 ; Gatignol et Etienne, 2009). La toxicité de certaines substances actives a souvent conduit à leur interdiction par les instances nationales (après les avoir préalablement autorisées suite aux études toxicologiques mises en œuvre au moment de leur mise sur le marché). Toutefois, ces interdictions peuvent être variables selon les États. Ainsi, les produits phytopharmaceutiques à base d'atrazine ont été interdit en 2001 en France (avec prise d'effet en 2003) et en 2004 au niveau européen du fait des présomptions concernant leurs effets sur la santé humaine et de leur faible dégradation (Communauté européenne, 2004). Toutefois, l'utilisation des triazines demeure encore largement répandue au sein des États d'Amérique du Nord, l'Agence de Protection de l'Environnement des Etats-Unis (EPA) a d'ailleurs recommandé le renouvellement d'homologation de l'atrazine en 2003, en se basant sur le fait que les études actuelles paraissaient encore insuffisantes pour associer cette substance à de réels effets cancérigènes (EPA, 2003).

3.2. Les perturbations écologiques

De manière générale, les impacts sanitaires liés à la pollution des eaux et présentés précédemment peuvent être transposés aux aspects écologiques dans le sens où ils affectent de nombreuses espèces, pouvant dans certains cas aboutir à d'importantes vagues de mortalité. Toutefois, d'autres perturbations spécifiquement environnementales, liées à la présence d'éléments de synthèse ou d'apports excessifs de substances naturelles, peuvent s'y ajouter. La présence excessive de matières organiques peut, par exemple, conduire à une asphyxie des milieux aquatiques du fait de la consommation de l'oxygène par les bactéries lors de leur minéralisation. De même, un apport massif de matières en suspension peut, en augmentant la turbidité, limiter la pénétration de la lumière et conduire à des perturbations des hydrosystèmes. Les molécules de synthèse utilisées dans les produits phytopharmaceutiques peuvent également induire de lourdes perturbations sur les milieux et les espèces aquatiques (biomasse algale, batraciens, crustacés, poissons, coquillages...). Ces effets peuvent intervenir à court terme (mortalités) ou se déclarer à des échéances plus lointaines dans le cas d'expositions récurrentes à des concentrations non létales. Dans ce cas, ces produits peuvent avoir des conséquences biologiques au niveau de la reproduction, de la croissance ou même du fonctionnement hormonal des espèces impactées (Babut *et al.*, 2001 ; Hayes *et al.*, 2002). Par ailleurs, les effets de ces substances peuvent se répercuter de manière indirecte. Ainsi, une molécule de synthèse peut ne re-

⁶ <http://www.developpement-durable.gouv.fr>

présenter aucune toxicité directe vis-à-vis d'une espèce mais l'impacter indirectement en agissant sur les espèces de rang inférieur dont elle se nourrit. Les pollutions métalliques, de par leurs propriétés de conservation peuvent également contaminer indirectement l'ensemble de la chaîne trophique par bioaccumulation. Enfin, certaines contaminations microbiennes peuvent affecter différentes espèces et conduire à des épisodes de mortalité. Cet élément se vérifie particulièrement pour les espèces aquacoles, du fait de la promiscuité au sein des élevages qui favorise la contamination entre les individus. Dans le cas de l'ostréiculture, de nombreux travaux ont permis d'imputer des pics de mortalité à des agents pathogènes. Selon les cas étudiés, les agents infectieux impliqués peuvent être des virus (Ostreid Herpes Virus type 1, iridovirus...) (Renault *et al.*, 2001 ; Friedman *et al.*, 2005), des parasites (*Perkinsus marinus*, *Marteilia sydneyi*, *Mikrocytos roughleyi*...) (Hine, 1996 ; Oliver *et al.*, 1998), ou des bactéries (*Vibrio sp.*, *Nocardia crassostrea*) (Friedman *et al.*, 1991 ; Lacoste *et al.*, 2001). Toutefois, ces épizooties sont rarement imputables à un seul agent infectieux. Le déclenchement de ces mortalités paraît nettement plus complexe, faisant notamment intervenir différents facteurs environnementaux, particulièrement dans le cas des récentes vagues de mortalité massives (Samain et McCombie, 2007).

Concernant les nutriments, ces derniers représentent des éléments déterminants du fonctionnement trophique des écosystèmes terrestres et aquatiques. Toutefois, l'enrichissement excessif d'un milieu en éléments nutritifs, par la surproduction végétale et la pollution organique associées qu'il provoque, peut conduire à des déséquilibres notables et une fragilisation de l'écosystème (Doriot et Arousseau, 2009). Le terme d'eutrophisation représente à l'origine un phénomène naturel lent qui aboutit à un comblement de masses d'eau lenticques oligotrophes jusqu'à en former des zones humides (Barroin, 1999). De nos jours, cette terminologie s'emploie principalement dans un sens de dystrophisation, qui renvoie à une accélération du phénomène naturel par une amplification des apports en sels nutritifs du fait des activités anthropiques. Ce mécanisme complexe, décrit dès les années 1960 (Vollenweider, 1968), tend à se généraliser à l'échelle planétaire, affectant à présent la majeure partie des cours d'eau (Poss, 2009). Ce phénomène se retrouve aussi bien dans les écosystèmes aquatiques continentaux que dans les eaux marines. Il a tout d'abord touché les eaux stagnantes notamment les lacs à renouvellement lents, dont l'immobilisme limite l'oxygénation et favorise le développement de phytoplancton, puis les grands cours d'eau et finalement, depuis une trentaine d'années il affecte également les estuaires et baies côtières (Ménèsguen et Dion, 2009).

Au sein des écosystèmes aquatiques continentaux, des apports non maîtrisés en nutriments conduisent à une augmentation de la production algale insuffisamment consommée par le zooplancton. Ces efflorescences, parfois toxiques (cyanobactéries), induisent une réduction de la transparence dans la colonne d'eau, qui peut aboutir à une disparition de certaines espèces. De même, la dégradation des matières organiques par les bactéries aérobies conduisent à un appauvrissement en

oxygène du milieu. Ce phénomène est accentué par l'accumulation des algues en surface, où l'ensoleillement subsiste, qui limite les capacités du vent à oxygéner les eaux par brassage et induit un effet d'écran thermique (thermocline). Dans ces conditions hypoxiques, seules les bactéries anaérobies peuvent subsister. Leur multiplication provoque la fermentation de toute la matière organique accumulée, dégageant des gaz tels que l'hydrogène sulfuré, l'ammoniac ou le méthane, défavorables aux formes de vie supérieures. En eau douce, le phosphore, facteur limitant⁷ de la production primaire des algues et macrophytes, joue un rôle décisif dans le contrôle et le développement de ce phénomène (Gerdeaux, 2009). La restauration d'un milieu eutrophe s'avère relativement délicate. En effet, la réduction des apports n'est généralement pas suffisante pour freiner le processus du fait de charges internes très importantes qui conduisent à une auto-alimentation et à l'accélération du système.

Les eaux marines, réceptacle des apports terrigènes, peuvent également être affectées par des processus de dystrophisation dus à des apports biogéniques excessifs. Dans le cas de masses d'eau confinées ou peu renouvelées (brassage restreint du fait de la présence d'halocline ou de thermocline, faiblesse du vent), ce processus peut conduire à des proliférations algales et phytoplanctoniques, parfois associées à la production et à la libération de toxines, et à une désoxygénation voire une anoxie de l'écosystème (malaïgue), pouvant aboutir à une asphyxie de la faune benthique (Bricker *et al.*, 2003). Toutefois, contrairement aux eaux douces et malgré certaines controverses qui considèrent l'azote, le phosphore et le silicium comme des éléments co-limitants (Hecky et Kilham, 1988 ; Buson, 1999), l'azote est maintenant généralement admis comme étant le principal facteur limitant des *blooms* estivaux dans le sens où sa disponibilité naturelle est beaucoup plus limitée en mer qu'en eaux douces (CEVA, 2004 ; Howarth et Marino, 2006). Cet élément a notamment été validé, tant pour le phytoplancton que pour les macrophytes, par différentes études menées notamment sur la lagune de Venise (Sfriso *et al.*, 1988), l'étang de Thau (Picot *et al.*, 1990 ; Chapelle, 1995 ; Souchu *et al.*, 1998 ; Plus *et al.*, 2005) et en Bretagne (Piriou et Ménesguen, 1992 ; Ménesguen et Piriou, 1995 ; Ménesguen, 2003). Le phosphore peut néanmoins conserver un rôle-clef dans les blooms de diatomées printaniers notamment au niveau du panache des fleuves (Ménésguen et Dion, 2009). Le rôle limitant des différents éléments nutritifs peut donc être relativement variable selon les sites. Cette fragilisation de l'écosystème peut se manifester sous deux formes majeures communément nommées marées vertes et eaux colorées. Les marées vertes correspondent à un développement excessif de macrophytes comparativement aux capacités d'assimilation physique et biologique de l'écosystème. Ces proliférations de macroalgues donnent parfois lieu à des échouages et des accumulations massives de biomasse algale le long du trait de côte, non sans impact sur les activités et l'économie locale. Les eaux colorées représentent des efflorescences phytoplanctoniques (diatomées,

⁷ Le concept de facteur limitant ou « loi du minimum » est issu de recherches agronomiques du XIX^{ème} siècle (Liebig, 1844). Un facteur dit limitant conditionne la mise en œuvre d'un processus plurifactoriel dans le sens où les autres facteurs qui interviennent dans le phénomène sont considérés comme étant en excès.

dinoflagellés) dont les pigments peuvent donner une couleur rouge, verte ou brunâtre à l'eau de mer. Ces *blooms* de microalgues peuvent dans certains cas impliquer des espèces produisant des phycotoxines nocives voire mortelles pour la faune marine (Thébaud *et al.*, 2005). Le processus d'eutrophisation de certaines masses d'eau côtières n'est pas forcément très récent, ce processus avait déjà été signalé au cours des années 1980 et 1990 au niveau de grands estuaires (Loire, Potomac, Patuxent...), de différentes baies (Chesapeake, San Francisco, New York...) et dans certains secteurs de mers épicontinentales (mer du Nord, Skagerrak, Baltique, Adriatique...) (Morand, 1996 ; Ménesguen, 1999). La prolifération de macroalgues vertes (*Ulva*, *Monostroma*, *Enteromorpha*...) a notamment affecté de nombreux sites européens au cours de cette période (Agence Européenne de l'Environnement, 2001). Les cas les plus marquants concernent notamment les côtes bretonnes (Merceron, 1999), le bassin d'Arcachon (Auby *et al.*, 1994), l'étang de Thau (Gerbai et Verlaque, 1995), la lagune de Venise (Sfriso *et al.*, 1989), le veerse meer aux Pays-Bas (Malta et Verschuure, 1997), différentes lagunes britanniques (O'Sullivan, 1996) et plusieurs estuaires ibériques dont le Mondego, le Palmones et la Ria Formosa (Flindt *et al.*, 1997 ; Hernandez *et al.*, 1997 ; Newton *et al.*, 2003 ; Martins *et al.*, 2007). Toutefois, les secteurs affectés se sont multipliés avec le temps et ont dans certains cas conduit à la formation de vastes zones hypoxiques occasionnant d'importantes mortalités (Joyce, 2000 ; Diaz et Rosenberg, 2008).

3.3. Les répercussions économiques

D'un point de vue économique, on peut caractériser la pollution comme « un bien indésirable associé à la production de biens privés et qui affecte le bien-être du consommateur, voire la production d'autres [...] *ce qui engendre* une divergence entre les coûts privés, que supporte le pollueur, et les coûts subis par les autres agents, en termes de perte d'agrément ou en termes de baisse de profit » (Bonnieux et Rainelli, 1999). Ce sont ces considérations qui ont poussé les responsables politiques français, influencés par la théorie américaine du « bien-être » (*Welfare Economy*), à instaurer, suite à la loi sur l'eau de 1964, les principes de pollueur-payeur et d'utilisateur-payeur (République française, 1964 ; Hellier *et al.*, 2009). Toutefois, l'application de ces outils incitatifs, censés limiter les pressions quantitatives et qualitatives sur la ressource (anciennes redevances prélèvements et pollution), se heurte à différentes difficultés, notamment au niveau de l'estimation des impacts environnementaux et économiques imputables aux différents types d'usagers, et particulièrement dans le cas des pollutions diffuses non mesurables. Ainsi, pendant longtemps, les redevances perçues par les agences de l'eau ont principalement reposé sur les usagers domestiques, sachant qu'ils représentaient également les utilisateurs finaux des produits issus des autres activités (agriculture, industries). Ce constat a d'ailleurs poussé l'Union européenne et l'OCDE à insister sur la nécessité d'étendre de manière effective ces principes incitatifs à l'ensemble des usagers afin d'insuffler une utilisation plus relationnelle de la ressource, d'assurer sa pérennité tant d'un point de vue quantitatif que qua-

litatif et de viser un objectif global sur l'écologie du milieu (OCDE, 2003 ; Communauté européenne, 2007b). Depuis, le système de taxation et de redevance, servant à financer les six agences de bassin, a été revu et élargi, intégrant notamment de nouvelles redevances propres aux pollutions diffuses (remplacement de la taxe générale sur les activités polluantes), aux activités d'élevage et aux pollutions d'origine non domestique (République française, 2007a).

De manière générale, il est assez difficile de chiffrer de manière exhaustive les conséquences économiques de la pollution de l'eau et des milieux aquatiques. En effet, les coûts engendrés par la dégradation de la qualité d'une masse d'eau sont pour partie directs, mais peuvent également avoir des répercussions financières indirectes dont l'estimation est relativement délicate. De plus, l'impact économique de pollutions temporaires accidentelles (ou structurelles lorsqu'elles impliquent des pics de pollution momentanés) peut être clairement déterminé en comparaison avec un état initial (coûts de la dépollution, interruption et pertes d'activité...), même si différentes répercussions à moyen ou long terme peuvent être difficilement perceptibles (pertes d'aménités, image et attractivité des espaces impactés...) ou quantifiables (services environnementaux non marchands) (Fattal, 2008). Dans certains cas, les répercussions économiques imputables à ces événements peuvent d'ailleurs donner lieu à des indemnisations (usager fautif, assurances, autorités...). Néanmoins, dans le cas de dégradations chroniques, leurs coûts réels sont très complexes à chiffrer dans le sens où les répercussions de ces dernières sont de facto intégrées aux frais structurels de fonctionnement des différentes activités utilisatrices de la ressource (surcoût de traitement, adaptation des modes de production engendrant des dépenses supplémentaires voire déplacement ou disparition de certaines activités...). Cet élément explique que peu de travaux à grande échelle aient été menés sur le sujet. On peut toutefois citer les estimations de différentes études. L'IFEN a ainsi démontré que les investissements en faveur de l'assainissement, bien qu'ils ne soient pas tous inhérents à une dégradation des ressources aquatiques, ont représenté en moyenne 0,8 % du Produit Intérieur Brut sur la période 2000-2005 (IFEN, 2006). De même, une étude inter-agences menée sur les conséquences économiques de l'eutrophisation a établi que les coûts imputables à ce phénomène représentaient à la fin des années 1980 environ deux milliards de francs par an à l'échelle française (Roussel, 1997). Cette somme était en outre ventilée entre le surcoût pour la production d'eau potable (50-64 %), le manque à gagner des activités touristiques (15-24 %), et les pertes des activités industrielles et aquacoles (5-8 %).

Le principe français selon lequel « l'eau paye l'eau », basé sur ce système de taxation et de redevances, induit donc une gestion mutualisée des coûts environnementaux liés aux différents usages de l'eau (prélèvement, dégradation) au travers de l'action des agences de bassin. La pollution paye donc en quelque sorte la dépollution et les interventions permettant de la prévenir, particulièrement dans le cas des dégradations structurelles. Toutefois, cette prise en charge collective n'englobe pas

l'ensemble des répercussions économiques liées à la dégradation structurelle des milieux aquatiques. Certains surcoûts sont ainsi assumés de manière individuelle notamment au niveau de l'adaptation des modes de production aux propriétés qualitatives des masses d'eau. Par exemple, selon le classement sanitaire d'une zone de production conchylicoles, les coquillages peuvent nécessiter une purification ou un reparcage préalablement à leur commercialisation, les exploitants ne font donc pas face aux mêmes dépenses selon l'état de la masse d'eau exploitée (Le Saux et Pommepuy, 2003). De même, la révision du classement d'un bassin de production suite à des dégradations récurrentes peut impliquer de lourds investissements de la part des producteurs afin d'adapter leurs installations mais également de réajuster leurs pratiques.

Le cas des dégradations chroniques induisant des pics de pollution temporaires peut-être envisagé de la même manière que les pollutions accidentelles. En effet, ces dernières impliquent plutôt une gestion de crise momentanée qu'une adaptation (hormis lorsque les pics sont particulièrement récurrents). Les efflorescences algales, *blooms* de cyanobactéries en eau douce et marées vertes ou proliférations de phytoplancton en zone côtière, entrent dans cette catégorie. Les répercussions financières de ces événements peuvent être très importantes. Depuis le début des années 1970, certaines marées rouges ont ainsi engendré des pertes économiques de plusieurs millions de dollars pour les activités aquacoles (Brown *et al.*, 1999). Dans le cas des marées vertes bretonnes, le coût annuel du ramassage et de la valorisation des ulves (compostage, méthanisation et épandage depuis l'interdiction de la mise en décharge en 2002) est estimé entre 400 000 et 500 000 euros (Aurousseau *et al.*, 2005). A ces dépenses, assurées par les collectivités impactées (communes et conseils généraux), il convient d'adjoindre les pertes économiques des activités aquacoles : absorption des sels nutritifs au dépend du phytoplancton, diminution du renouvellement de l'eau, émission de substances osmoprotectrice augmentant la durée de vie des bactéries fécales et augmentation de la charge de travail due au recouvrement des parcs et des bouchots ; et les atteintes à l'image du territoire : altération du paysage, répercussions sur l'industrie touristique, diminution de la valeur patrimoniale du foncier, de l'immobilier et des fonds de commerce (Merceron, 1999 ; Aurousseau *et al.*, 2005).

En définitive, bien que difficile à chiffrer, la dégradation de la qualité de l'eau et des milieux aquatiques représente un aléa induisant d'importantes répercussions économiques pour les sociétés. Cet élément est particulièrement vrai pour les zones côtières, soumises à la fois à des sources de pollution autochtones mais également réceptacles de l'ensemble des apports terrigènes alors même qu'elles présentent une vulnérabilité élevée du fait de la densité de population, d'activités et d'infrastructures qui y sont implantés et de leur fragilité.

4. Conclusion

L'approche sectorielle quant à l'origine de la pollution de l'eau et des milieux aquatiques démontre une diversité des sources de contamination. Nous avons aussi pu constater que ces dégradations peuvent prendre de multiples formes. Elles se sont également considérablement accrues au cours des dernières décennies sous l'impulsion de différents facteurs tels que l'intensification agricole, l'accroissement des activités industrielles, la modification de la trame paysagère ou la densification urbaine. A tel point que ce phénomène est devenu une des préoccupations majeures de nos sociétés. Une enquête menée sur la « perception des risques et de la sécurité » par l'Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire en 2004 a ainsi placé la dégradation de l'environnement en quatrième place des préoccupations de la population française, derrière le chômage, l'insécurité, la misère et l'exclusion. De plus, selon une enquête EDF-R&D de la même année, parmi l'ensemble des problèmes environnementaux, la dégradation des eaux souterraines ainsi que la pollution des lacs, rivières et mers, se placent au deux premières places des sujets jugés les plus préoccupants, 98 % des sondés jugeant ces questions d'assez à très préoccupantes (IFEN, 2006). Ces dégradations engendrent en effet de nombreuses répercussions tant au niveau écologique que sanitaire ou économique. Ainsi, au niveau de l'eau potable, les contrôles réalisés au cours de l'année 2003 ont montré que 9 % de la population avait été alimenté par une eau non-conforme kvis-à-vis des pesticides et les dépassements au niveau des nitrates a d'ailleurs conduit la Cour de Justice de l'Union européenne (CJUE), anciennement Cour de Justice des Communautés Européennes (CJCE), à condamner la France pour non respect des normes de qualité de l'eau à destination de la consommation humaine (CJCE, 2004). De même, en 2006, seuls 12 % des masses d'eau de surface échantillonnées (57 % pour les eaux souterraines), présentaient des concentrations en produits phytopharmaceutiques permettant une production d'eau potable sans traitement spécifique⁸. Ces dégradations, si elles venaient à s'accroître pourraient menacer le fondement même du statut de l'eau en France. En effet, le Code de l'environnement, au-delà de la notion de patrimoine commun, reconnaît le droit à « accéder à l'eau potable à des conditions économiquement acceptables par tous » (Article L. 210-1 du code de l'environnement).

Ce phénomène est particulièrement problématique à l'interface Terre-Mer. En effet, les hydro-systèmes côtiers de par leurs richesses écologiques, leurs densités de population et d'activités ainsi que leur attractivité (entre 1990 et 1999, la population littorale a augmenté de 9,6 % contre 3,5 % pour la moyenne nationale (IFEN, 2006)), y sont singulièrement vulnérables. Les risques liés à la dégradation qualitative des milieux aquatiques littoraux y sont d'autant plus importants que les zones côtières sont à la fois soumises à des sources de pollution autochtones mais forment également un

⁸ <http://www.developpement-durable.gouv.fr>

réceptacle aux apports provenant de l'amont. Les fleuves français acheminent ainsi chaque année 646 000 tonnes d'azote et 43 000 tonnes de phosphore vers les masses d'eau côtières (Crouzet *et al.*, 2002). De plus, bien que des améliorations notables aient pu être constatées dans certains secteurs, le temps de réaction des hydrosystèmes aux changements de pratiques et le temps de séjour de certains paramètres (stockage du phosphore, temps de résidence de l'azote dans les aquifères) induit une inertie difficilement dissociable des progrès réalisés. De plus, bon nombre de masses d'eau demeurent en deçà des objectifs fixés par la DCE malgré la multitude d'actions entreprises. Il apparaît donc peut-être opportun de se tourner vers de nouveaux outils afin de guider les actions mises en œuvre, d'évaluer leurs effets et de compléter les instruments traditionnellement utilisés.

Chapitre 3 : LES APPROCHES DE SUIVI ET DE GESTION DE LA QUALITÉ DES MASSES D'EAU

1. Le suivi de la qualité des hydrosystèmes

1.1. Historique du suivi des hydrosystèmes français

Mis à part l'utilisation relativement ancienne de quelques indices biologiques, historiquement la surveillance de la qualité des eaux est restée étroitement liée au contrôle de sa conformité vis-à-vis des usages qui peuvent en être faits, cantonnant pendant longtemps l'eau à sa dimension « ressource ». La surveillance qualitative des hydrosystèmes est réellement apparue en France sous sa forme actuelle à partir de la loi sur l'eau de 1964 (République française, 1964). En effet, cette loi a instauré une gestion et un suivi global à l'échelle de grands bassins ou districts hydrographiques, correspondant aux périmètres des agences de l'eau actuelles. Cette obligation légale de suivi a conduit à la réalisation d'un diagnostic du niveau de pollution des eaux superficielles (Inventaire National du degré de Pollution), à l'instauration d'objectifs d'amélioration de la qualité, et à la mise en place d'un système de discrétisation de la qualité de l'eau, associé aux usages qui peuvent en être faits, sous la forme d'une grille dite grille 71 (Tableau 3). Ces dispositions ont par ailleurs été renforcées suite à la loi sur l'eau de 1992 (République française, 1992), avec notamment la création de nouveaux systèmes de planification : les Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE), établis à l'échelle des différentes agences de l'eau, et les Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE), correspondant à une déclinaison locale des grandes orientations du SDAGE. Toutefois, contrairement aux indications de la loi de 1964, la loi de 1992 n'a imposé aucune obligation de surveillance des milieux et d'évaluation de leur conformité vis-à-vis des différents usages qui en sont faits.

Au niveau européen de nombreuses Normes de Qualité Environnementales (NQE) ont été établies depuis les années 1970 afin de spécifier des concentrations limites en fonction des usages. Ces NQE ont pour la plupart été abrogées par la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). Cette directive, transposée en droit français en 2004 (République française, 2004), a entériné ces systèmes de gestion en les étendant et en les harmonisant à l'échelle européenne. Néanmoins, les dispositifs mis en œuvre ont également profondément modifié les approches antérieures en termes de méthode, d'objectifs mais également d'outils, avec notamment la constitution de nouveaux indicateurs, en lien avec la montée en puissance du concept de services environnementaux, faisant la synthèse d'éléments issus de l'ingénierie et de la biologie (Bouleau, 2007). Ainsi, les objectifs de qualité ont laissé place à des

	PARAMÈTRE	1A Excellente	1B Bonne	2 Passable	3 Médiocre	HC Pollution excessive
I	1. Conductivité (S/cm)	< 400	400 à 750	750 à 1 500	1 500 à 3 000	> 3 000
	2. Dureté totale (° français)	< 15	15 à 30	30 à 50	50 à 100	> 100
	3. Chlorures (mg/l)	< 100	100 à 200	200 à 400	400 à 1 000	> 1 000
	4. Capacité d'adsorption du Na ⁽¹⁾	< 2	2 à 4	4 à 8	> 8	
II	5. Température (°C)	< 20	20 à 22	22 à 25	25 à 30	> 30
III	6. Oxygène dissous (mg/l) ⁽²⁾	> 7	5 à 7	3 à 5	< 3	
	Saturation en oxygène (%)	> 90	70 à 90	50 à 70	< 50	
	7. DBO ₅ eau brute (mg/l)	< 3	3 à 5	5 à 10	10 à 25	> 25
	8. Oxydabilité (mg/l)	< 3	3 à 5	5 à 8	> 8	
	9. DCO eau brute (mg/l)	< 20	20 à 25	25 à 40	40 à 80	> 80
IV	10. NO ₃ ⁻ (mg/l)	< 5	5 à 25	25 à 50	50 à 100	> 100
	11. NH ₄ ⁺ (mg/l)	< 0,1	0,1 à 0,5	0,5 à 2	2 à 8	> 8
	12. Azote total [Kjeldahl] (mg/l)	< 1	1 à 2	2 à 3	> 3	
	13. PO ₄ ³⁻ (mg/l)	< 0,2	0,2 à 0,5	0,5 à 1,0	1 à 5	> 5
	14. Phosphore total (mg/l)	< 0,1	0,1 à 0,25	0,25 à 0,50	0,5 à 2,5	> 2,5
V	15. Saprobie	oligosaprobe	β mésosaprobe	α mésosaprobe	polysaprobe	
	16. Écart de l'indice biotique par rapport à l'indice normal ⁽³⁾	1	2 ou 3	4 ou 5	6 ou 7	> 7
VI	17. Fer total précipité et en sol (mg/l)	< 0,5	0,5 à 1	1 à 1,5	> 1,5	
	18. Mn total (mg/l)	< 0,1	0,1 à 0,25	0,25 à 0,50	> 0,50	
	19. Matières En Suspension (mg/l) ⁽⁴⁾	< 30			30 à 70	> 70
VII	20. Couleur (mg Pt/l)	< 10 (absence de coloration visible)	10 à 20	20 à 40	40 à 80	> 80
	21. Odeur	non perceptible		ni saveur ni odeur anormales	pas d'odeur perceptible à distance du cours d'eau	
	22. Substances extractibles au chloroforme (mg/l)	< 0,2	0,2 à 0,5	0,5 à 1,0	> 1	
	23. Huiles et graisses	néant		traces	présence	
	24. Phénols (mg/l)	< 0,001		0,001 à 0,05	0,05 à 0,5	> 0,5
	25. Toxiques	norme permmissible pour la vocation la plus exigeante et en particulier pour la préparation d'eau alimentaire			traces inoffensives pour la survie du poisson	
	26. pH	6,5 à 8,5		6 à 6,5 ou 8,5 à 9	5,5 à 6 ou 9 à 9,5	< 5,5 ou >9,5
VIII	27. Coliformes (ufc/100 ml)		< 5 000			
	28. Escherichia coli (ufc/100ml)		< 2 000			
	29. Streptocoques fécaux (ufc/100 ml)					
IX	30. Radioactivité	catégorie I du SCPRI ⁽⁵⁾		catégorie II du SCPRI		
(1) CAS = (Na√2) / (√Ca+Mg) (2) la teneur en O2 dissous est impérative (3) l'indice normal est supposé égal à 10 s'il n'a pas été déterminé (4) la teneur en MES ne s'applique pas en période de hautes eaux (5) Service Central de Protection contre les Rayonnements Ionisants						

Tableau 3. Grille 71 d'appréciation de la qualité générale de l'eau

objectifs environnementaux, l'obligation de résultat est venue remplacer l'obligation de moyens pré-existante, l'unité spatiale d'évaluation est passée du cours d'eau à la masse d'eau et une prédominance biologique a supplanté les orientations physico-chimiques antérieures. De plus, les systèmes de prévention, de réduction de la pollution et d'amélioration de l'état qualitatif des écosystèmes aquatiques se sont vus associés à des échéances temporelles. La DCE, impose ainsi de parvenir au bon état écologique des masses d'eau de surface d'ici à 2015, sauf dérogations qui peuvent reporter cette date à 2021 voire 2027. La mise en œuvre de la DCE, pilotée par le Ministère en charge de l'environnement avec l'appui technique de l'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA) a suivi trois étapes. Dans un premier temps, un état des lieux visant à caractériser les

Classe de qualité	TRÈS BONNE	BONNE	PASSABLE	MAUVAISE	TRÈS MAUVAISE
Indice d'aptitude	80	60	40	20	< 20
MATIÈRES ORGANIQUES ET OXYDABLES					
Oxygène dissous (mg/l)	8	6	4	3	< 3
Saturation en oxygène (%)	90	70	50	30	< 30
DBO ₅ (mg/l)	3	6	10	25	> 25
DCO (mg/l)	20	30	40	80	> 80
Carbone organique (mg/l)	5	7	10	15	> 15
MATIÈRES AZOTÉES HORS NITRATES					
NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,1	0,5	2	5	> 5
Azote total [Kjeldahl] (mg/l)	1	2	4	10	> 10
NO ₂ ⁻ (mg/l)	0,03	0,3	0,5	1	> 1
NITRATES					
NO ₃ ⁻ (mg/l)	2	10	25	50	> 50
MATIÈRES PHOSPHORÉES					
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	0,1	0,5	1	2	> 2
Phosphore total (mg/l)	0,05	0,2	0,5	1	> 1
PARTICULES EN SUSPENSION					
MES (mg/l)	25	50	100	150	> 150
Turbidité (NTU)	15	35	70	100	> 100
Transparence SECCHI (cm)	200	100	50	25	> 25
TEMPÉRATURE					
Température (°C)					
1ère catégorie piscicole	20	21,5	25	28	> 28
2ème catégorie piscicole	24	25,5	27	28	> 28
ACIDIFICATION					
pH					
min	6,5	6,0	5,5	4,5	< 4,5
max	8,2	9	9,5	10	> 10
MICROPOLLUANTS MINÉRAUX SUR EAU BRUTE					
Arsenic (µg/l)	1	10	100	270	> 270
Mercure (µg/l)	0,007	0,07	0,7	3	> 3
Plomb (µg/l)					
dureté faible	0,21	2,1	21	100	> 100
dureté moyenne	0,52	5,2	52	250	> 250
dureté forte	1	10	100	500	> 500
PESTICIDES SUR EAU BRUTE					
2,4D-ester (µg/l)	0,00001	0,0001	0,001	0,1	> 0,1
Atrazine (µg/l)	0,02	0,2	2	20	> 20
Diuron (µg/l)	0,02	0,2	2	20	> 20
Glyphosate (µg/l)	0,04	0,4	4	1 400	> 1 400
Isoproturon (µg/l)	0,02	0,2	2	20	> 20
HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES SUR EAU BRUTE					
Pyrène (µg/l)	0,0024	0,024	6	> 6	
HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES SUR SÉDIMENTS					
HAP total (µg/kg)	5	50	7 500	> 7 500	
HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES SUR MATIÈRES EN SUSPENSION					
HAP total (µg/kg)	10	100	15 000	> 15 000	
POLY-CHLORO-BIPHENYLES SUR EAU BRUTE					
PCB total (µg/l)	0,0001	0,001	0,01	2	> 2
MICROPOLLUANTS ORGANIQUES AUTRES SUR EAU BRUTE					
Benzène (µg/l)	0,5	5	50	5 000	> 5 000

Tableau 4. Extrait de la grille d'interprétation SEQ-Eau relative aux classes d'aptitude à la biologie

masses d'eau a été réalisé en 2004 afin de diagnostiquer leur état qualitatif (Agence de l'Eau Loire-Bretagne, 2004). Ensuite, un programme de surveillance a été établi en 2006 afin de « dresser un tableau cohérent et complet de l'état des eaux au sein de chaque grand bassin hydrographique » et d'instaurer un suivi précis des masses d'eau (Communauté européenne, 2000). Enfin, un plan de gestion, intégrant un programme de mesures, en lien avec les objectifs fixés, a été constitué en 2009 sur 6 ans dans le cadre des SDAGE 2010-2015 (Agence de l'Eau Loire-Bretagne, 2009a).

Afin d'expertiser les résultats des échantillonnages de manière objective, la grille de 1971 ayant peu à peu montré des lacunes notamment en termes d'interprétation des résultats, le Système d'Éva-

luation de la Qualité (SEQ) a vu le jour au cours des années 1990. Ce protocole harmonisé d'appréciation de la qualité des cours d'eau est décomposé en trois volets : SEQ-Eau, SEQ-Bio et SEQ-Milieu physique. Toutefois, les SEQ-Bio et SEQ-Milieu physique n'ayant jamais été produits ou validés, seul le SEQ-Eau a réellement vu le jour (Laronde et Petit, 2010). Ce dernier est décomposé en trois grilles principales : « classes d'aptitude à la biologie », « classes d'aptitude aux usages » et « classes et indices de qualité de l'eau par altération » (Tableau 4). Les différents usages répertoriés dans ce système d'évaluation concernent la production d'eau potable, l'irrigation, l'abreuvement, l'aquaculture, les loisirs et sports aquatiques (Ministère de l'Environnement et du Développement Durable et Agences de l'eau, 2003). Parallèlement à ces évaluations par paramètres, différents indicateurs d'analyse du milieu, comme l'Indice Biologique Diatomées (IBD) ou l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) ont été constitués. Bien que ces systèmes perdurent pour le moment, ils ne répondent pas à l'intégralité des exigences de la DCE ; ils devraient donc être prochainement abandonnés au profit d'un nouveau cadre conceptuel d'évaluation des masses d'eau. Ce Système d'Évaluation de l'État des Eaux (SEEE), qui est en cours d'élaboration par l'ONEMA et le Centre National du Machinisme Agricole, du Génie Rural, des Eaux et des Forêts (CEMAGREF), devrait à terme permettre d'intégrer l'ensemble des règles d'évaluation de la DCE (types de masse d'eau, interdépendance des composantes, comparaison par rapport à un état initial) afin de déterminer finement les états écologique et chimique des eaux de surface ainsi que les états quantitatif et chimique des eaux souterraines (Tableau 5).

Classe d'état	TRÈS BON	BON	MOYEN	MÉDIOCRE	MAUVAIS
BILAN DE L'OXYGÈNE					
Oxygène dissous (mg/l)	8	6	4	3	< 3
Saturation en oxygène (%)	90	70	50	30	< 30
DBO ₅ (mg/l)	3	6	10	25	> 25
Carbone organique (mg/l)	5	7	10	15	> 15
TEMPÉRATURE					
Eaux salmonicoles (°C)	20	21,5	25	28	> 28
Eaux cyprinicoles (°C)	24	25,5	27	28	> 28
NUTRIMENTS					
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	0,1	0,5	1	2	> 2
Phosphore total (mg/l)	0,05	0,2	0,5	1	> 1
NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,1	0,5	2	5	> 5
NO ₂ ⁻ (mg/l)	0,1	0,3	0,5	1	> 1
NO ₃ ⁻ (mg/l)	10	50			
ACIDIFICATION					
pH minimum	6,5	6	5,5	4,5	< 4,5
pH maximum	8,2	9	9,5	10	< 10

Tableau 5. Extrait de la grille du SEEE portant sur les paramètres physico-chimiques de définition de l'état écologique d'une masse d'eau

1.2. La surveillance qualitative des masses d'eau

1.2.1. Typologie et objectifs des réseaux de suivi

L'évaluation et la surveillance qualitative des hydrosystèmes sont basées sur différents réseaux de mesures ponctuelles, dont les finalités ne sont pas forcément semblables. Les objectifs recherchés peuvent ainsi être de contrôler la qualité de l'eau vis-à-vis d'un usage, de mesurer un état ou un degré d'altération par rapport à une situation de référence, de quantifier les flux de polluants à un exutoire afin d'estimer les apports globaux à un écosystème, de suivre dans le temps les évolutions qualitatives de l'eau et des milieux aquatiques ou d'évaluer les effets d'actions menées sur le terrain (Aurousseau *et al.*, 2005). De manière générale, on distingue ainsi les réseaux patrimoniaux dont la finalité est d'évaluer l'état général des milieux, les réseaux d'usage implantés afin de contrôler la conformité de l'eau vis-à-vis d'un usage, et les réseaux d'impacts qui ont vocation à estimer les effluents des activités jugées polluantes. Selon leurs objectifs, ces différents réseaux de surveillance admettent des stratégies, des modes de gestion et parfois même des protocoles de suivi variables. Par conséquent, différentes initiatives nationales ont été entreprises depuis les années 1970 afin d'assurer une cohérence des mesures, de normaliser les analyses et d'harmoniser le suivi des milieux aquatiques (densité des stations, périodicité des mesures, choix des paramètres à analyser...). Les réseaux patrimoniaux et complémentaires présents jusqu'au début des années 1980 ont ainsi été remplacés par le Réseau National de Bassin (RNB) et les Réseaux Complémentaires de Bassin (RCB), gérés par les Agences de l'eau et les Directions Régionales de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL), anciennement Directions Régionales de l'Environnement (DIREN), et basés sur un protocole national et l'obligation d'effectuer les analyses auprès de laboratoires agréés. Suite à la DCE, ces réseaux nationaux ont été intégrés aux réseaux de contrôle de surveillance et de contrôle opérationnel. Parallèlement à ces réseaux nationaux intégrés aux programmes de surveillance, de nombreux points de suivi locaux, issus de collaborations entre les Agences de l'eau, les DREAL et certaines collectivités territoriales ont vu le jour au fil du temps, afin notamment d'intégrer des problématiques spécifiques plus locales.

Au gré des évolutions législatives, le nombre de stations de mesure intégrées aux réseaux nationaux a profondément augmenté, particulièrement avec la mise en œuvre de la DCE. Une Circulaire du Ministère de l'Écologie et du Développement Durable relative à la mise en œuvre du programme de surveillance en application de la DCE a fixé le nombre de stations de contrôle des eaux de surface à 1500 au niveau national (République française, 2006b). Parmi ces stations, 420 se trouvent sur le périmètre de l'Agence de l'eau Loire-Bretagne, dont 7, situées juste à l'amont de l'influence des marées, permettent d'estimer les apports terrigènes. Ces dernières, font notamment l'objet d'un suivi renforcé, portant les prélèvements à 24 par an (Agence de l'eau Loire-Bretagne, 2006). De manière générale, les suivis effectués dans le cadre des programmes de surveillance des Agences se décom-

posent en quatre types : les contrôles de surveillance, destinés à évaluer l'état général des masses d'eau à partir d'une sélection de points de suivi et précisés par l'arrêté du 25 janvier 2010 (République française, 2010b), les contrôles opérationnels, spécifiques aux eaux qui ne pourront remplir les objectifs de la DCE dès 2015, les contrôles d'enquête, mis en œuvre lorsque l'origine du déclassement de la masse d'eau demeure inconnu, et les contrôles additionnels, liés à des enjeux spécifiques (alimentation en eau potable, sites protégés...).

1.2.2. Substances échantillonnées, spatialité et temporalité des suivis

Les paramètres échantillonnés sont variables selon les points de suivi et ont profondément évolué au cours du temps, intégrant de nouvelles substances potentiellement dangereuses pour les populations et l'environnement. Cet élément se retrouve au niveau des différentes grilles d'évaluation et des avancements réglementaires. Ainsi, la grille 71 prenait en compte une vingtaine de paramètres et portait essentiellement sur les matières organiques, azotées et phosphorées, auxquelles s'ajoutaient quelques variables physiques (température, pH, conductivité...). Le SEQ-Eau, intègre quant à lui environ 130 paramètres répartis en 15 groupes d'altération dont certains portent spécifiquement sur les micropolluants organiques et minéraux (Laronde et Petit, 2010). L'apparition de ces substances dans les grilles d'évaluation a conduit à un accroissement considérable du nombre de substances échantillonnées et donc à une inflation des moyens nécessaires à la mise en œuvre de ces suivis. A titre d'exemple, la classe d'altération liée aux produits phytosanitaires regroupe 75 molécules différentes (Hellier *et al.*, 2009). Face aux difficultés induites par la mise en œuvre d'un suivi aussi large et suite aux nouvelles considérations liées à la DCE, des choix ont été effectués lors de l'implémentation des nouveaux principes d'évaluation qualitative des unités hydrologiques européennes. Ainsi, l'état écologique d'une masse d'eau, ventilé en cinq classes, est dorénavant déterminé à partir de 11 paramètres physico-chimiques, de 3 indices biologiques et de 9 polluants spécifiques (4 métaux lourds et 5 pesticides). L'état chimique, « bon » ou « mauvais », est quant à lui établi selon les échantillonnages réalisés sur 41 substances polluantes, dont 8 sont jugées dangereuses (Communauté européenne, 2001).

Ces prérogatives, relatives au catalogue de substances à contrôler, ne concernent évidemment pas l'ensemble des stations de suivi, ces analyses complètes se cantonnant généralement aux points nodaux des réseaux hydrographiques ; un seul point de suivi régulier, lorsque ce dernier est bien positionné, étant considéré comme suffisant dans la plupart des cas, notamment pour les cours d'eau de taille modeste (Aurousseau *et al.*, 2005 ; Shaw *et al.*, 2011). Ainsi, la plupart des points de suivi ne sont dans les faits utilisés que pour certaines substances voire pour le contrôle d'un seul et unique paramètre, et sont donc considérés comme une appréciation complémentaire mais non prioritaire par rapport aux stations nodales jugées plus représentatives. Par conséquent, les réseaux de surveillance peuvent être raisonnés en termes de suivi-paramètre, avec des densités de points de

suivi variables selon les substances échantillonnées. Certaines stations de référence se retrouveront ainsi dans l'ensemble des suivis-paramètre, d'autres seront spécifiques au suivi d'un ou deux paramètres. Le nombre de points de mesure peut donc masquer de fortes disparités au niveau des paramètres, certaines substances n'étant dans les faits suivies que sur un panel restreint de stations.

Au-delà des considérations spatiales et de densité des réseaux de suivi, se pose la question de la temporalité et de la fréquence des échantillonnages. Cet élément renvoie directement aux protocoles de suivi mis en œuvre sur les différentes stations, aux paramètres échantillonnés ainsi qu'aux indicateurs recherchés (concentrations ou flux), mais également aux moyens humains, techniques et matériels dont disposent les instances gestionnaires des réseaux. Il existe deux grands types d'échantillonnage : l'échantillonnage à pas de temps fixe et celui à pas de temps variable. Le premier a l'avantage en termes de planification et de budgétisation. En effet, les temporalités ainsi que le nombre d'échantillons à analyser peuvent être déterminés à l'avance. Toutefois, cette méthode de suivi, suffisante pour les éléments dissous, ne permet pas de prendre en compte les variations de concentration en fonction des débits et est, par conséquent, peu adaptée au suivi des polluants associés aux particules qui transitent pendant un laps de temps relativement court au moment d'épisodes pluvieux. A contrario, l'échantillonnage à pas de temps variable, asservi aux écoulements, permet d'adapter la temporalité des prélèvements en fonction des conditions hydro-climatiques et fournit de meilleurs résultats pour le calcul des flux (Aurousseau *et al.*, 2005). Néanmoins, cette méthode est beaucoup plus complexe à mettre en œuvre dans le sens où elle nécessite un ajustement saisonnier avec des prélèvements espacés en saison sèche et nettement plus fréquent durant la saison humide, une vigilance particulière aux épisodes pluvieux et impose donc une importante disponibilité dans le cas de prélèvements manuels. Dans la pratique, cette méthode, qui demeure malgré tout la plus efficiente, est difficilement applicable dans son intégralité du fait de nombreuses contraintes. En effet, les marchés établis entre les collectivités et les laboratoires d'analyse, en amont d'un exercice annuel, ne laissent souvent que peu de marge de manœuvre concernant le nombre de prélèvements à analyser. Ainsi, un paramètre devant être échantillonné lors d'un épisode pluvieux (10 mm de pluie en 24h par exemple) et à un pas de temps mensuel sera prélevé lors du premier événement hydrologique du mois. Néanmoins, si un deuxième événement intervient au cours du même mois, dans la plupart des cas, ce dernier ne pourra être analysé, sauf réajustement global du planning de prélèvement. A l'inverse, lors d'un mois où aucun épisode pluvieux significatif ne s'est produit, il n'est pas rare qu'un prélèvement soit malgré tout effectué afin d'assurer une continuité et une régularité au suivi, et ce malgré la faible représentativité que pourrait avoir le résultat de cette analyse.

1.2.3. Données « primitives » et indicateurs de la qualité de l'eau

De manière générale, on distingue deux types complémentaires de données « primitives » concernant le suivi de la qualité de l'eau et permettant de constituer des indicateurs : les concentrations,

ayant principalement une vocation de contrôle de la composante « ressource » de l'eau, et les flux, permettant essentiellement d'estimer les apports globaux à un écosystème. Les premières représentent une mesure de l'état qualitatif de l'eau à un point et un moment donné, facilement comparable à un seuil. En outre, ces mesures permettent d'extraire différents indicateurs tels que les concentrations moyennes, extrêmes, déciles, quantiles ou les fréquences de dépassement d'une norme. Toutefois, la qualité d'interprétation de ces variables et de leurs évolutions dans le temps reste fortement dépendante de différents critères dont le nombre de prélèvements disponibles et le pas de temps d'échantillonnage (Birgand *et al.*, 2005). Le minimum requis pour ce dernier est variable selon les paramètres mais s'établit par exemple à une semaine pour les nitrates (Aurousseau *et al.*, 2005). Parallèlement à ces mesures de concentrations, la détermination des flux demeure un critère indispensable à une compréhension effective du fonctionnement biogéochimique du bassin versant. Contrairement aux concentrations, les flux résultent de calculs induisant une certaine part d'incertitude (Moatar *et al.*, 2006 ; Moatar *et al.*, 2007 ; Birgand *et al.*, 2009). Ces calculs nécessitent de disposer d'un suivi des débits en continu représentatif de la lame d'eau écoulée au point de suivi qualité. Or, compte tenu de l'instrumentation nécessaire à ce type de mesure, les réseaux de stations hydro-métriques sont souvent limités et nécessitent d'avoir recours à des méthodes de régionalisation ou d'extrapolation spatiale des débits (SOGREAH, 2005 ; Lang *et al.*, 2011).

La fréquence d'échantillonnage, souvent révélatrice des priorisations (paramètres, points suivis) et des moyens alloués aux suivis, conditionne également très fortement les utilisations et interprétations des analyses, particulièrement dans le cas de calculs de flux. Plus un échantillonnage sera lâche, plus la représentativité des indicateurs issus des concentrations sera limitée et plus les erreurs et incertitudes lors des calculs de flux seront importantes. Ainsi, Aurousseau *et al.* (2005) estiment qu'avec un pas d'échantillonnage hebdomadaire, les erreurs relatives aux calculs de flux de nitrates sont d'environ 5 %, mais si la fréquence des mesures de concentrations est étendue à 15 jours, cette erreur atteint 15 %. Ces écarts d'estimation sont d'autant plus importants avec les éléments, comme le phosphore, qui transitent principalement lors des épisodes de ruissellement et dont la moitié du flux annuel peut être mobilisée sur une période représentant 1 à 2 % de la durée du jaugeage. Pour ces paramètres, une périodicité des mesures trop espacée induit une probabilité de sous-estimer le flux annuel de l'ordre de 80 %. Pour ces raisons, les membres du Conseil Scientifique de l'Environnement de Bretagne préconisent une fréquence d'échantillonnage de 10 heures lors des épisodes de crues pour les éléments particuliers, particulièrement pour le phosphore dont la problématique se pose plus en termes de flux que de concentration (la composante milieu de l'eau prédominant sur la composante ressource). De même, d'après les mêmes experts, afin de limiter les incertitudes l'idéal serait de pouvoir procéder à des échantillonnages quotidiens pour les éléments dissous. Toutefois, compte tenu des coûts engendrés par ce type de suivi, cette périodicité de prélèvements est réservée aux bassins ateliers ou à certains secteurs présentant des enjeux et des moyens très importants.

Outre les aspects de contrôle, d'estimation du degré d'altération et de quantification des apports à un écosystème, ces suivis permettent d'appréhender les évolutions qualitatives de l'eau et des milieux aquatiques à travers des analyses diachroniques. Toutefois, ces analyses temporelles nécessitent de faire abstraction des effets de la saisonnalité et surtout la variabilité climatique inter-annuelle qui affecte très fortement les débits et par conséquent les flux. Différentes méthodes de correction peuvent être mises en œuvre afin de supprimer la composante saisonnière, d'atténuer l'amplitude des fluctuations irrégulières et de détecter une tendance ou des cycles pluriannuels d'évolution (Aurousseau et Vinson, 2006). Les effets sur les flux induits par la pluviosité et les fluctuations d'années sèches et humides peuvent ainsi être atténués en pondérant les apports en fonction de l'hydraulicité, permettant de situer une année hydrologique vis-à-vis du module correspondant à une année dite « normale ». De même, le calcul de moyennes mobiles, lissées sur plusieurs années, peut également permettre d'estomper les fluctuations cycliques et de déceler une tendance d'évolution. La correction des oscillations imputables aux cycles climatiques est une étape préalable indispensable à l'évaluation des impacts liés à la modification des conditions sur le bassin versant ou aux actions menées sur le terrain.

1.2.4. Suivi des eaux souterraines et marines

Le suivi des états quantitatif et chimique des masses d'eau souterraines fait également partie intégrante des prérogatives de la DCE. Le suivi quantitatif des eaux souterraines revêt un double objectif. En effet, il permet de surveiller la disponibilité ainsi que le renouvellement de la ressource, mais il est également réalisé du fait des incidences que l'état quantitatif d'une masse d'eau souterraine peut avoir sur la qualité écologique des eaux de surface qui y sont associées. Au niveau chimique le contrôle de surveillance des eaux souterraines est défini par les circulaires DCE 2003/07 et 2005/14 (République française, 2003 ; République française, 2005a). Les paramètres suivis concernent des mesures physiques, différents éléments physico-chimiques et certains micropolluants. La fréquence des contrôles de surveillance est relativement variable selon les paramètres. Certains éléments sont ainsi échantillonnés tous les ans, alors que d'autres ne peuvent être contrôlés qu'une fois par plan de gestion, soit une analyse tous les six ans. Toutefois, afin d'apprécier plus finement les tendances d'évolution des analyses intermédiaires sont habituellement réalisées, particulièrement au niveau des nappes présentant des points de captage pour l'eau potable (Agence de l'eau Loire-Bretagne, 2006).

Tout comme les eaux douces de surface et souterraines, la mise en œuvre des prérogatives de la DCE a suivi les mêmes temporalités pour les masses d'eau de transition et côtières. Une délimitation et une caractérisation des masses d'eau ont tout d'abord été réalisées (Créocéan, 2004). Un programme de surveillance spécifique défini par la circulaire DCE 2007/20, a ensuite été mis en place (République française, 2007b). Enfin, un programme de mesures en lien avec les SDAGE 2010-2015 a été constitué en 2009. Le suivi des masses d'eau littorales est principalement assuré sous la

responsabilité des Agences de l'eau (chimie et hydromorphologie) et de l'Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (Ifremer) (phytoplancton, algues macroscopiques, angiospermes, faune benthique invertébrée et paramètres physico-chimiques généraux). Toutefois, d'autres structures comme le Muséum National d'Histoire Naturelle, les Directions Régionales de l'Environnement de l'Aménagement et du Logement, les Directions Départementales des Affaires Sanitaires et Sociales ou les Cellules Qualité des Eaux Littorales participent également à la surveillance des eaux de transition. Les points de suivi retenus s'appuient largement sur les réseaux de surveillance préexistants comme le REMI (Réseau de contrôle Microbiologique des zones de production conchylicoles), le RNO (Réseau National d'Observation de la qualité chimique du milieu marin) ou le REPHY (Réseau de surveillance du phytoplancton et des phycotoxines). Des travaux spécifiques ont toutefois été menés sur certains réseaux comme le REBENT (Réseau Benthique) afin de sélectionner les points significatifs pour le contrôle de surveillance DCE et de définir des stratégies d'échantillonnage (Barillé *et al.*, 2007). Le réseau patrimonial RNO, anciennement géré par un maître d'ouvrage unique, a par ailleurs été remplacé par le ROCCH (Réseau d'Observation de la Contamination CHimique du littoral), coordonné par de multiples donneurs d'ordre (Agences de l'eau, Direction Général de l'Alimentation, DREAL...) afin de répondre aux obligations communautaires et internationales (Conventions OSPAR et de Barcelone).

1.2.5. Stockage et diffusion des données relatives au suivi des hydrosystèmes

Au cours des dernières décennies, la multiplication des points de suivi et des paramètres échantillonnés a conduit à la création d'innombrables données gérées par une multitude d'acteurs. Afin d'assurer leur harmonisation et leur comparabilité, le Ministère chargé de l'environnement a créé dès 1992 le Réseau National des Données sur l'Eau (RNDE). Ce réseau, animé par l'Office International de l'Eau, fédère les principaux producteurs de données publiques relatives au suivi des hydrosystèmes (Ministères chargés de l'environnement et de la santé, Agences de l'eau, Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques, Electricité De France, Ifremer, Institut Français de l'Environnement, Météo-France et Bureau de Recherches Géologiques et Minières...). Bien que la gestion des données soit restée décentralisée, ce système a permis de réunir et de valoriser l'ensemble des données au sein de la Banque Nationale des Données sur l'Eau (BNDE), lancée en 1994. Parallèlement à cette centralisation des données, le Service d'Administration Nationale des Données et Référentiels sur l'Eau (SANDRE) a été créé dès 1994 afin de normaliser les référentiels en termes de contenu et de format, et d'instaurer une standardisation de l'information entre l'ensemble des partenaires intervenants dans le domaine de l'eau.

Le système existant a par la suite été modernisé afin notamment de répondre aux exigences de la DCE concernant la mise en place d'un « système d'information permettant de connaître la qualité des milieux aquatiques et d'identifier les causes de leur dégradation » (République française, 2002a).

Ces évolutions ont également été motivées par une demande croissante d'accès aux données environnementales et par différents impératifs réglementaires comme la Convention d'Aarhus¹ de 1998 portant sur « l'accès à l'information, la participation du public au processus décisionnel et l'accès à la justice en matière d'environnement » qui impose aux autorités signataires de mettre ces données à disposition du public, principe que l'on retrouve dans l'article 14 de la DCE (Communauté européenne, 2000 ; République française, 2002b). Suite à ces différentes considérations, le Système d'Information sur l'Eau (SIE) a vu le jour en 2003 en remplacement du RNDE. Les objectifs du SIE sont multiples et peuvent être déclinés en six principales fonctions (Laronde et Petit, 2010) :

- surveiller l'état de la ressource et des milieux aquatiques
- diffuser l'information environnementale publique
- rendre compte aux autorités nationales et communautaires
- contrôler les activités ayant des impacts sur l'état de l'environnement
- bancariser les données afin de les stocker de manière pérenne et de permettre leur partage
- évaluer les politiques publiques dans le domaine de l'eau et des milieux aquatiques

Tout comme le système préexistant, le SIE s'appuie sur les spécifications et les règles du SANDRE qui constitue encore son référentiel de données. En termes de contenu, le SIE représente un ensemble de banques de données thématiques portant notamment sur l'hydrométrie (HYDRO), la pluviométrie (PLUVIO), la qualité des eaux littorales (QUADRIGE), les eaux souterraines (ADES) ou les milieux aquatiques et les habitats (IMAGE). Pour le moment, les informations relatives à la qualité des eaux superficielles n'ont pas conduit à la constitution d'une banque de données nationale, l'accès à ces données se fait donc via les outils existants à l'échelle des districts hydrographiques comme la base OSUR pour l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne. La constitution de cette base nationale est toutefois en cours d'élaboration par l'ONEMA sous l'appellation de projet « NAIĀDES » (Rougerie, 2010). Ce système d'information national alimente par ailleurs son homologue communautaire lancé en 2007, le *Water Information System for Europe* (WISE). L'accès public aux différentes données du SIE est opéré par le portail Internet EauFrance² qui intègre également différents outils de gestion.

1.3. Les limites des réseaux de surveillance

De manière générale, comme le signale Hellier *et al.* (2009), la définition d'un état global de qualité d'un milieu aquatique à partir de l'analyse de prélèvements rapportés à des critères et seuils normalisés se heurte à différentes difficultés et limites. Tout d'abord, un état de référence spécifique à la masse d'eau analysée, servant de niveau étalon, fait souvent défaut. De même, les systèmes d'évaluation utilisés et basés sur un listing de paramètres individualisés ne prennent que très peu en

¹ <http://www.unece.org/env/pp/documents/cep43f.pdf>

² <http://www.eaufrance.fr/>

compte les interactions qui peuvent se produire entre les différentes substances, particulièrement au niveau des micropolluants. Enfin, se pose la question de hiérarchie tacite qui est effectuée entre les paramètres et des décalages éventuels qui pourraient exister entre les interprétations qui en découlent et l'état de dégradation réel du milieu. En effet, alors que certaines substances sont systématiquement échantillonnées, d'autres ne sont analysées que sur un panel de points de suivi très limité, voire écartées du listing des paramètres inventoriés. C'est par exemple le cas des résidus médicamenteux, pour lesquels aucune norme de qualité n'a encore été établie, et ce malgré les perturbations notamment endocriniennes qu'ils sont susceptibles de générer (Billetorte, 2008 ; ONEMA, 2009).

Outre ces aspects, une des principales limites des réseaux de surveillance tient également aux caractères intermittent et ponctuel des mesures qui sont réalisées. En effet, compte tenu des variations spatiales et temporelles de certaines concentrations, seul un nombre d'échantillons conséquent permet de traduire finement les conditions qualitatives d'un cours d'eau. Or la lourdeur que ce type de suivi implique en termes d'équipements, de disponibilité du personnel et de coûts d'analyse ne peut être envisagée de la même manière sur l'ensemble des bassins versants, cette conjugaison de facteurs se cantonnant principalement aux bassins versants ateliers concentrant des moyens très importants (Cann, 1996). Ces contraintes techniques et matérielles se retrouvent également au niveau des préconisations de protocole émanant de certains hydrologues portant notamment sur la nécessité de procéder à des échantillonnages multiples au travers de la section mouillée particulièrement dans le cas des cours d'eau des principaux ordres (Shaw *et al.*, 2011). Toutefois, du fait des conséquences qu'elles auraient en termes de coût et d'équipement, ces recommandations ne peuvent trouver écho sur l'ensemble des réseaux de suivi.

De même, malgré les efforts d'harmonisation des autorités, les réseaux de suivi présentent toujours une grande diversité, que ce soit au niveau de leur densité, de leurs fonctions, des pas de temps d'échantillonnage, ou de leurs évolutions temporelles. Ces disparités rendent parfois les interprétations et surtout les comparaisons difficiles, particulièrement au niveau des réseaux locaux gérés par les collectivités territoriales où les protocoles de suivi peuvent parfois être relativement différents. L'homogénéité et la continuité présente au niveau des réseaux nationaux et des districts hydrographiques, en lien avec les prérogatives de la DCE, peut donc parfois laisser place à des écarts relativement profonds à échelle plus locale.

Par ailleurs, du fait des coûts matériels et humains occasionnés par la gestion et le maintien de ces réseaux, ces derniers ont fréquemment été réduits ces dernières années. Il en résulte une couverture partielle des hydrosystèmes qui permet rarement d'obtenir une vision exhaustive des dégradations et de leurs origines. Cet aspect est amplifié par les choix, contraints par les aspects budgétaires et les moyens humains, effectués en termes de paramètres analysés et de pas de temps

d'échantillonnage. Ainsi, certains paramètres ne sont suivis que de manière épisodique, sur un nombre de stations restreint et parfois avec des pas de temps fixes peu adaptés à l'échantillonnage de certains polluants, particulièrement ceux liés aux particules et associés aux épisodes de ruissellement. Cet élément est perceptible au niveau de l'évolution du nombre de stations de mesure, de paramètres échantillonnés et d'analyses effectuées au cours des dernières décennies (Laronde et Petit, 2010). En effet, l'analyse conjointe de ces trois indicateurs semble traduire une croissance plus rapide du réseau de stations et du panel de paramètres échantillonnés comparativement au nombre d'analyses effectuées. Cet aspect implique que de manière globale, et malgré le fort accroissement des analyses notamment depuis le milieu des années 2000, le nombre d'analyses par paramètre et par point a légèrement décliné. Au delà de cette statistique imagée, cela illustre vraisemblablement une hiérarchisation plus marquée tant au niveau des paramètres que des points de suivi dont certains ne revêtent qu'un rôle secondaire d'appréciation complémentaire.

De même, la plupart de ces points de suivi ne sont pas forcément implantés en lien avec une station hydrométrique permettant d'estimer des flux de polluants. Les indicateurs qui en découlent se résument donc pour la plupart à des concentrations représentatives des conditions au moment de l'échantillonnage, notamment lors de prélèvements à pas de temps fixes qui ne garantissent que très peu la représentativité des analyses effectuées. De plus, la disposition des réseaux locaux résulte souvent d'héritages associés à des problématiques et des enjeux qui ne sont plus forcément d'actualité. Au-delà des mesures en elles-mêmes, et malgré les efforts réalisés au niveau de leur diffusion, l'utilisation des données issues des réseaux de surveillance se heurte à des délais d'acquisition parfois allongés du fait d'une chaîne de traitement et de validation relativement longue, ce qui induit des difficultés en termes de gouvernance, d'anticipation et de réactivité.

En définitive, le suivi qualitatif des hydrosystèmes peut être lié à différents objectifs. Il peut notamment être motivé par un dessein d'approfondissement de la connaissance de l'état du milieu ou de la compréhension de son fonctionnement et de ses réactions. Pour autant, dans la majorité des cas, ces suivis s'apparentent principalement à une volonté de surveiller la conformité des ressources aquatiques vis-à-vis de certains usages et d'en assurer un caractère durable. Bien que la pérennisation de ces ressources passe par une protection du milieu et de son fonctionnement et que la dimension « milieu de vie » de l'eau soit particulièrement ancrée dans les démarches de gestion les plus récentes, les suivis conservent une certaine inertie des approches antérieures. Ainsi, les paramètres les plus surveillés demeurent ceux concernés par des normes d'usages. Dans ce sens, les suivis apparaissent principalement comme une application réglementaire de priorisations sociopolitiques. Tout comme les différentes conceptions de la qualité de l'eau et des milieux aquatiques, dont il représente le reflet sur le terrain, le suivi des hydrosystèmes est donc étroitement lié aux préoccupations sociétales, par définition variables dans le temps et l'espace. D'un point de vue technique, les suivis résultent ainsi d'un compromis entre efficience et opérabilité en termes de moyens technique, financier et humain.

Toutefois, bien qu'ils admettent différentes limites en termes d'interprétation des tendances et parfois certaines marges d'erreurs (Harmel *et al.*, 2006 ; Wahlin et Grimvall, 2008), les suivis métrologiques des hydrosystèmes demeurent une démarche indispensable et surtout le moyen le plus fiable pour appréhender l'état qualitatif des masses d'eau.

2. Les approches de gestion de la qualité des milieux aquatiques et de priorisation des actions

L'observation et la caractérisation de la dégradation d'une masse d'eau sont étroitement liées aux données issues des réseaux de suivi habituels ou de campagnes de mesures spécifiques mises en œuvre afin d'établir un diagnostic précis. Lors du constat d'une telle altération, il est dans un premier temps crucial d'en identifier les sources spatiales et sectorielles (activités) afin de pouvoir mettre en œuvre des actions efficaces de restauration des conditions originelles du milieu. De même, lorsque les causes de la pollution sont multiples, il est nécessaire d'évaluer le poids relatif de chaque émetteur afin de pouvoir procéder à une hiérarchisation des interventions. En effet, dans le contexte européen actuel, et plus largement dans celui de l'ensemble des pays industrialisés, la dégradation de la qualité de l'eau et des milieux aquatiques est un phénomène généralisé et surtout multiple. Bien que les programmes menés pour lutter contre ces altérations revêtent un caractère global, compte tenu des moyens et du temps nécessaire à sa résorption, la gestion de cette problématique complexe impose de procéder à une priorisation des actions de reconquête. Ces priorisations s'effectuent en fonction de différents critères et peuvent être déclinées à deux échelles différentes. De manière générale, à petite échelle, les programmes d'action majeurs et la répartition des moyens sont souvent établis en fonction des disparités ou du degré de dégradation, mettant l'accent sur les secteurs géographiques les plus touchés, subissant d'importantes répercussions, présentant les plus forts enjeux ou arborant des types d'altération jugés plus préoccupants, comme cela a pu être le cas en Bretagne depuis le début des années 1990. Au niveau local, le cheminement des démarches opérationnelles découle le plus souvent de la constatation directe d'une altération ou de ses répercussions sanitaires, écologiques et économiques. Ainsi, lors de la constatation d'une dégradation, la première étape consiste à en établir les origines spatiales ou sectorielles (rejets ou aires contributives, sources ponctuelles ou diffuses, activités impactantes...) afin de cibler les actions à mettre en œuvre. Ces origines étant souvent multiples et les moyens de remédier à cette dégradation à court terme limités, on procède généralement à une priorisation afin de concentrer les efforts et d'aboutir à une résorption plus rapide. Les actions mises en œuvre se concentrent ainsi sur le ou les paramètres incriminé(s), sur leurs principales origines spatiales et sectorielles, et sur leurs facteurs de transfert.

2.1. La métrologie

Outre son utilisation dans le cadre de la surveillance des masses d'eau, la métrologie est également traditionnellement utilisée comme méthode de gestion des caractéristiques qualitatives des masses d'eau et de priorisation des actions de reconquête de la qualité de l'eau et des milieux aquatiques. En effet, malgré les limites de certains protocoles, les mesures restent le seul moyen fiable, d'une part pour constater, caractériser et quantifier le degré d'altération du milieu et d'autre part pour établir un lien entre un dysfonctionnement observé (contaminations d'espèces, mortalité de coquillages ou de poissons, développement de cyanobactéries...) et la dégradation qui en est à l'origine. De plus, les indicateurs qui découlent de ces mesures sont révélateurs des conditions présentes à l'amont des points d'échantillonnage et peuvent ainsi permettre de discrétiser l'état qualitatif des masses d'eau. En conséquence, il est possible de comparer entre elles les aires contributives de différents points de suivi et donc d'identifier celles qui sont le plus impactées ou impactantes (Stapleton *et al.*, 2008). De là, peuvent découler l'identification de secteurs d'intervention prioritaires en fonction de localisation des principaux enjeux et des moyens disponibles.

Toutefois, la définition d'actions ciblées spécifiques nécessite un réseau de mesures relativement dense afin d'être en mesure de disposer de secteurs contributeurs relativement restreints et surtout homogènes, indispensables pour pouvoir définir précisément les origines de la dégradation. Or, du fait des raisons techniques et matérielles déjà évoquées, les réseaux de mesure sont rarement exhaustifs. Cet élément se vérifie particulièrement en zone côtière où la physionomie des réseaux hydrographiques, souvent éclatés en de nombreux contributeurs directs, ne permet de suivre que les principaux fleuves. Ainsi, bien que situés à proximité des zones de baignade ou conchylicoles et pouvant donc avoir des impacts directs non négligeables, les apports de certains tributaires demeurent méconnus. Et même lorsque ces derniers ont été échantillonnés, il est souvent délicat de relier un dysfonctionnement observé dans une masse d'eau de transition ou côtière provenant d'apports terrigènes à des tributaires précis, que ces derniers soient éloignés ou situés à proximité. En effet, les bassins présentant les flux les plus importants ou contigus à la zone impactée ne sont pas nécessairement ceux qui contribuent le plus à l'altération du fait des processus de dilution et de dispersion en lien avec la courantologie.

Au-delà de ces considérations spatiales, la temporalité des prélèvements limite également les possibilités de priorisation. En effet, dans le cas de réseaux avec des pas de temps d'échantillonnage trop espacés il est parfois difficile d'estimer les apports réels des différentes aires contributives, particulièrement avec des indicateurs de type concentrations. Enfin, bien que la métrologie permette, sous certaines conditions, d'effectuer des priorisations spatiales fiables, il est souvent difficile d'établir des priorisations sectorielles sur des sections profondément hétérogènes en termes d'usages. En effet, même si certains polluants du fait de leur utilisation limitée peuvent être directement associés

à une activité rapidement localisable sur le terrain, la plupart des paramètres admettent des sources multiples. En ce sens, l'interprétation des mesures des paramètres entrant dans la qualité de l'eau revient à analyser un signal composite difficilement associable au facteur de pression précis à l'origine de la dégradation constatée. Les évolutions récentes des méthodes d'analyse permettent toutefois de décomposer ce « signal » en ce qui concerne les pollutions microbiennes d'origine entérique. Les agents pathogènes peuvent ainsi être associés à une origine humaine ou animale (bovine, porcine...) grâce notamment à des méthodes de sérotypage ou de récentes techniques d'amplification de séquences d'ADN (Mieszkin, 2010).

En définitive, la métrologie représente une méthode efficace pour quantifier une altération à l'origine d'un dysfonctionnement et définir des indicateurs de dégradation, dont les disparités spatiales permettent dans certains cas d'identifier des secteurs d'intervention prioritaires. Toutefois, les approches basées uniquement sur la métrologie demeurent limitées pour « remonter » précisément aux causes de la dégradation mesurée, particulièrement dans le cas de sources diffuses, et surtout pour évaluer le poids relatif des différents contributeurs. Dans ce cas, la définition des actions à mettre en œuvre et la répartition spatiale de leur application s'appuient souvent sur un faisceau de présomptions et sur des hypothèses issues de connaissances scientifiques générales reliant un dysfonctionnement à un panel de paramètres eux-mêmes associés à des émetteurs majeurs.

2.2. L'analyse spatiale

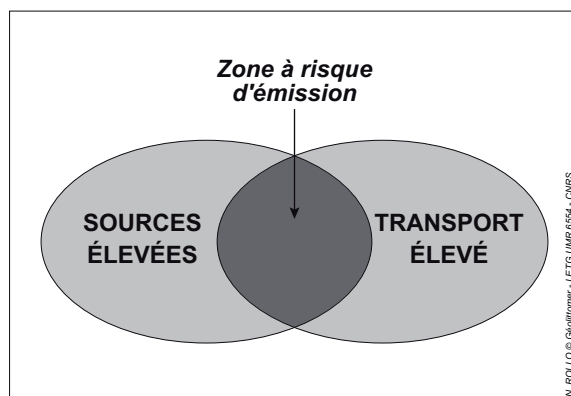


Figure 15. Identification d'une zone à risque en termes de pollution diffuse (d'après Sharpley *et al.*, 1999)

Parallèlement aux méthodes basées sur la métrologie partant de la dégradation elle-même, de nombreuses approches d'analyse spatiale intégrées à des Systèmes d'Information Géographique (SIG) ont été développées. Contrairement aux précédentes, ces démarches complémentaires prennent comme point de départ l'émission des polluants et, dans certains cas, leur transfert. Dans ce sens, ces méthodes peuvent être assimilées à la constitution d'indicateurs de pression. Leur capacité à intégrer la variabilité des configurations spatiales

en fait des outils particulièrement pertinents pour la gestion des pollutions diffuses. Quand elles ne sont pas directement et uniquement basées sur les apports (sources), ces approches y adjoignent généralement une schématisation des mécanismes de mobilisation et de transport des polluants en intégrant, sous la forme de différentes couches d'information, l'ensemble des facteurs qui participent à ces processus. Des opérations de géotraitement permettent ensuite d'estimer les interactions spatiales (atténuation/accentuation) entre les dits-facteurs et d'en dériver une échelle de

notation des tendances favorables ou au contraire défavorables à la mobilisation et/ou au transport des polluants. De ce fait, ces démarches déterminent en quelque sorte un risque d'émission de pollution en étudiant les interconnexions spatiales entre les facteurs sources (aléa) et les facteurs de transport (vulnérabilité) (Figure 15). Du fait de la variabilité des modes de transfert des différents polluants, les méthodes qui intègrent ces processus sont souvent spécifiques à certains paramètres et considèrent rarement la pollution diffuse dans son ensemble. Ces analyses multicritères spatialisées permettent en définitive de procéder à une discrétisation de l'espace en fonction du risque de pollution.

Sans pour autant en faire un inventaire exhaustif, parmi ces indicateurs de potentiel de pollution, on peut citer la méthode empirique de Belloncle *et al.* (1997). Cette dernière prend comme postulat que la monoculture de maïs et les rotations exclusives maïs-céréales représentent les systèmes culturels les plus à risque en termes de transfert de polluants du fait de leur intégration dans des systèmes de production orientés vers les élevages hors-sol. Partant de cet indicateur de pression notamment azotée, cette démarche procède à une classification des sous-bassins versants potentiellement contributifs à une pollution agricole diffuse en fonction de l'extension des surfaces en maïsiculture afin de proposer un zonage hiérarchisé des sites d'intervention. De même, Laurent (1996) a proposé une méthode basée sur la spatialisation des données du Recensement Général Agricole à l'échelle de sous-bassins versants, reprise dans différents travaux (Lomakine, 2005 ; Rollo, 2005). Cet indicateur de pression en azote et phosphore organique permet d'identifier les secteurs les plus risqués en termes de pollution à partir d'une répartition des déjections des cheptels sur l'ensemble des surfaces potentiellement épandables environnantes. Dans le cadre de la réalisation de diagnostics hydromorphologiques, différents indicateurs de vulnérabilité des hydrosystèmes face à l'érosion et aux transferts sédimentaires ont également été constitués. Ces derniers se basent sur le croisement et la pondération de différents facteurs tels que les caractéristiques pédologiques, la topographie, l'occupation du sol, les structures agraires, la tenue des berges et l'état de la ripisylve (Cellier et Rollo, 2009). L'Institut National de Recherche Agronomique (INRA) a également développé une méthode sous la forme d'un arbre de décision intégrant notamment la topographie, l'occupation des sols, la pédologie et la carte des précipitations afin d'identifier les zones sensibles à l'érosion à l'échelle régionale (Le Bissonnais *et al.*, 2002 ; Cravo Rios, 2010).

D'autres approches intègrent en sus les facteurs de transfert. Le *Potential Non-point source Pollution Index* (PNPI), s'appuie par exemple sur les interrelations entre l'occupation du sol, la sensibilité au ruissellement et la distance au cours d'eau pour hiérarchiser spatialement un potentiel de pollution (Munafò *et al.*, 2005). La méthode *Depth Recharge Aquifer Soil Topography Impact Conductivity* (DRAS-TIC), développée aux Etats-Unis par l'*Environmental Protection Agency* (EPA), pondère quant à elle différents paramètres hydrogéologiques tels que la profondeur de la nappe, les caractéristiques pédologiques et de l'aquifère, la topographie et la conductivité hydraulique pour déterminer un indice

représentant le potentiel de pollution des eaux souterraines (Aller *et al.*, 1987 ; Engel *et al.*, 1996). On peut également citer les différentes variantes des indices de risque de pertes en phosphore (*P index*) particulièrement utilisés en Amérique du Nord et qui tendent à se développer en Europe (Sharpley *et al.*, 2003 ; Gendre, 2007). En France, différentes méthodes semblables ont également été développées. Bolo et Brachet (2001) ont, par exemple, développé une méthode de discrétisation spatiale du risque de pollution diffuse à l'échelle parcellaire. Dans cette approche la hiérarchisation des secteurs à risque est obtenue en croisant un zonage du potentiel de pollution, correspondant à la fonction de production et intégrant la topographie, les caractéristiques pédologiques et l'occupation du sol, avec un zonage de vulnérabilité représentant les surfaces qui sont en connexion hydraulique avec les eaux superficielles (fonction de transfert). La méthode de diagnostic parcellaire du risque de contamination des eaux superficielles par les produits phytosanitaires en est un autre exemple caractéristique (Laubier, 2001). Cette approche, initiée par la Cellule d'Orientation Régionale pour la Protection des Eaux contre les Pesticides (CORPEP Bretagne) et développée par Aurousseau *et al.* (1998), est basée sur le même formalisme que le Système d'Intégration des Risques par Interaction des Scores (SIRIS) (Vaillant *et al.*, 1995 ; Guerbet et Jouany, 2002). En combinant à l'échelle parcellaire différents facteurs tels que la pente, le drainage agricole, l'existence ou l'absence d'une protection à l'aval, la longueur de pente et la distance au cours d'eau, cette démarche détermine un score variant de 0 à 115, ou rang SIRIS, représentatif du potentiel de transfert de la parcelle (Tableau 6). Cette méthode est particulièrement utilisée en Bretagne par les gestionnaires agricoles dans le cadre du Classement des PARcelles à Risque de ruissellement de produits phytosanitaires (CPAR).

En parallèle de ces démarches, l'approche Territ'eau, développée dans le cadre du projet « Agro-transfert : gestion spatiale des activités agricoles, aménagement du territoire et qualité de l'eau »³, a la particularité de combiner différents modules permettant de délimiter les surfaces agricoles sensibles vis-à-vis de l'azote, du phosphore, des produits phytosanitaires, de la matière organique et des bactéries (Massa *et al.*, 2008). Cette méthode de caractérisation des pressions polluantes et des mécanismes de transfert intègre notamment le rôle régulateur et les abattements liés au réseau hydrographique fonctionnel, aux zones humides et aux bordures de parcelles (Aurousseau *et al.*, 2009). A titre d'exemple, le module Phosphore incorpore de nombreux facteurs établis à l'échelle du territoire : sensibilité au ruissellement (pente, texture du sol, teneurs en matières organiques...), surfaces concernées par le risque phosphore (zones humides effectives, surfaces contributives au ruissellement), mais également à l'échelle de la parcelle ou de l'exploitation agricole : pratiques (type de rotation et continuité du couvert, techniques de travail du sol, apports de phosphore organique), stock de phosphore dans le sol. Cet outil de diagnostic permet en outre d'établir une notation du risque de pollution à l'échelle parcellaire mais également à l'échelle du bassin versant.

³ <http://agro-transfert-bretagne.univ-rennes1.fr/>

PARCELLE NON DRAINÉE		distance au cours d'eau								
		> 200 m			de 20 à 200 m			< 20 m		
protection aval	longueur de pente	pente (%)			pente (%)			pente (%)		
		< 3	3 - 5	> 5	< 3	3 - 5	> 5	< 3	3 - 5	> 5
Présence	< 50 m	0	5	10	10	18	26	22	32	43
	de 50 à 150 m	2	8	14	15	23	32	29	40	51
	> 150 m	4	11	18	20	30	39	37	49	61
Absence	< 50 m	2	9	16	17	27	37	34	46	58
	de 50 à 150 m	4	12	20	23	33	43	42	55	68
	> 150 m	8	17	25	29	40	51	50	64	78
PARCELLE DRAINÉE		distance au cours d'eau								
		> 200 m			de 20 à 200 m			< 20 m		
protection aval	longueur de pente	pente (%)			pente (%)			pente (%)		
		< 3	3 - 5	> 5	< 3	3 - 5	> 5	< 3	3 - 5	> 5
Présence	< 50 m	6	13	20	22	31	41	38	50	63
	de 50 à 150 m	9	17	24	27	37	48	46	59	72
	> 150 m	11	20	29	32	43	55	54	68	82
Absence	< 50 m	9	17	26	30	41	52	51	65	79
	de 50 à 150 m	12	22	31	36	48	60	60	75	90
	> 150 m	16	26	37	42	55	68	69	84	100
Rang SIRIS		Risque faible			Risque moyen			Risque fort		

Tableau 6. Grilles de détermination du rang SIRIS à l'échelle parcellaire

Ces différentes approches ont l'avantage d'être relativement facilement généralisables et reproductibles. De plus, elles permettent de réaliser des scénarisations et ainsi d'évaluer les effets que pourrait avoir la modification de certains paramètres sur le risque diagnostiqué. Toutefois, sauf lorsqu'elles intègrent des modèles mathématiques, elles ne procèdent qu'à une expertise qualitative du territoire sans possibilité de chiffrer quantitativement la pollution qui découle des pressions qu'elles représentent. De plus, tout comme les méthodes basées sur la métrologie qui ne permettent pas toujours de « remonter » d'une dégradation constatée jusqu'à ses sources, ces indicateurs théoriques de pressions ne font pas forcément le lien entre le risque de pollution diffuse et une altération réelle ou ses répercussions sur les milieux aquatiques. Associés aux indicateurs de dégradation issus de la métrologie, ces analyses multicritères spatialisées peuvent néanmoins permettre d'affiner l'identification des secteurs émetteurs de pollution diffuse. En effet, de part la discrétisation spatiale du risque qu'elles effectuent, ces démarches donnent la possibilité de désigner les aires potentiellement les plus contributives et donc de proposer des secteurs d'intervention prioritaires.

2.3. La modélisation

Parallèlement à l'élaboration de ces méthodes d'analyse spatiale intégrées à des Systèmes d'Information Géographique, au cours de ces dernières décennies, la communauté scientifique a déve-

loppé, testé et validé de nombreux modèles mathématiques applicables aux sciences de l'eau, tant au niveau des hydrosystèmes terrestres que marins. Ces démarches procèdent à une représentation simplifiée des hydrosystèmes en vue de décrire, expliquer et prévoir les processus qui s'y déroulent. La littérature grise abonde de travaux exposant, comparant et débattant des atouts et limites de ce type d'approches. Au niveau continental, ce large panel d'outils, s'étendant du simple modèle de régression linéaire jusqu'au modèle intégré de bassin versant, peut être implémenté à différents échelles dans des optiques variées et présente le plus souvent un apport non négligeable pour la gestion qualitative des milieux aquatiques. Par exemple, des modèles de régression, basés notamment sur la relation entre l'hydrométrie, l'occupation du sol, la topographie et la qualité microbiologique de l'eau, ont été développés pour prédire les flux de coliformes fécaux (Crowther *et al.*, 2001 ; Crowther *et al.*, 2003 ; Kay *et al.*, 2005a ; Kay *et al.*, 2008). De même, certains de ces outils de modélisation ont été mis en œuvre pour estimer la charge interne de plans d'eau (Kao *et al.*, 1998). D'autres sont appliqués pour quantifier la pollution diffuse (León *et al.*, 2001), ou pour évaluer les impacts des rejets domestiques de produits chimiques (Keller, 2006).

Concernant les écosystèmes marins, de nombreuses approches de modélisation ont également été développées afin notamment de représenter l'hydraulique côtière et les processus biogéochimiques qui s'y déroulent. Ce type d'outils a été largement utilisé pour simuler les courants de marée (Sauvaget *et al.*, 2000), la propagation des vagues (Brière *et al.*, 2007), la circulation générale d'une masse d'eau épicontinentale (Lazure *et al.*, 2008), ou l'évolution saisonnière des panaches terrigènes (Lazure et Jegou, 1998). De même, certains modèles, intégrant les processus de transport et de dispersion de matières en suspension et d'éléments dissous, ont par ailleurs été implémentés pour étudier la distribution des substances conservatives et non-conservatives dans des eaux estuariennes (Falconer et Lin, 1997) ou pour identifier les origines de contaminations au cadmium (Boutier *et al.*, 2000), ou microbiologiques (Salomon et Pommepuy, 1990). De plus, dans le cadre de travaux portant spécifiquement sur les relations bassins versants - mer côtière, certains de ces outils ont en outre été associés à des démarches d'estimation des apports terrigènes dans l'optique de simuler la production primaire au sein de lagunes ou d'étudier des contaminations d'origine terrestre. Selon les cas, les estimations des apports continentaux injectées aux modèles hydrodynamiques et biogéochimiques marins provenaient soit de mesures intermittentes (Fiandrino *et al.*, 2003 ; Riou *et al.*, 2007) ou de modèles de bassin versant (Jeanneret *et al.*, 2006 ; Plus *et al.*, 2006 ; Marinov *et al.*, 2007 ; Rollo *et al.*, 2010b [Annexe 2] ; Bougeard *et al.*, 2011). Ces outils de modélisation font d'ailleurs partie intégrante du projet PREVIMER⁴, mené par Ifremer, Météo-France et le Service Hydrographique et Océanographique de la Marine (SHOM). Ce service de prévision côtière, destiné aussi bien aux scientifiques qu'aux gestionnaires et aux usagers, permet notamment de réaliser des simulations de la qualité microbiologique des eaux, du suivi des apports terrigènes et des proliférations planctoniques et macro-algales sur l'ensemble des façades maritimes métropolitaines.

⁴ <http://www.previmer.org/>

De nombreux outils de modélisation des hydrosystèmes sont donc actuellement disponibles pour étudier les dynamiques de pollution qu'elles soient d'origine diffuse ou ponctuelle. Dans une optique de gestion des apports terrigènes, les simulations continentales peuvent, en outre, être chaînées voire couplées à des modèles marins afin d'appréhender le devenir des différentes substances polluantes à travers les phénomènes de dilution et de dispersion. Ainsi, ces approches permettent de réaliser des analyses continues depuis les bassins versants jusqu'aux eaux côtières. De plus, de par leur représentation simplifiée des processus, l'implémentation de ces outils conduit à une meilleure compréhension du fonctionnement des hydrosystèmes et des relations entre pressions, milieu et qualité des eaux. En déterminant quantitativement les apports des bassins versants, en identifiant leurs origines et en établissant leur distribution spatiale, les caractéristiques dynamiques de ces simulations rendent notamment possible l'établissement d'un lien direct entre les dégradations et les pressions qui en sont à l'origine. Il devient alors possible de définir des objectifs de qualité et d'établir quelles actions menées au niveau des pressions permettraient de les atteindre. Cette capacité pourrait notamment être mise à profit dans le cadre de l'élaboration des profils des eaux de baignade imposés par la directive 2006/7/CE et qui impose la description des eaux de surface du bassin versant, l'identification sources de pollution ainsi que l'évaluation du potentiel de prolifération cyanobactéries, macroalgues et phytoplancton (Communauté européenne, 2006a).

De même, lors de simulations en continu, l'évaluation quantitative des transferts constitue une source d'information supplémentaire venant compléter les séries de mesures intermittentes ou permettant d'estimer des niveaux de pollution sur des secteurs non jaugés. Ces outils sont en outre susceptibles d'estimer le poids relatif des différents contributeurs ; l'IFEN (2002) juge ainsi que la modélisation est indispensable pour évaluer les émissions nettes des différentes branches d'activité. Dans le cas de modèles spatialisés, la discrétisation spatio-temporelle du risque de pollution qu'ils réalisent, au travers de son intensité et de sa fréquence, facilite également la désignation de secteurs d'intervention prioritaires pour les politiques de l'eau sur les bassins versants. Enfin, tout comme les applications SIG précédemment exposées, ces approches modélisatrices peuvent servir d'outils de prospection en étudiant l'impact de *scenarii* de changement d'usages sur la qualité des masses d'eau. L'implémentation de modèles peut notamment permettre de déterminer les effets et les temps de réponse des hydrosystèmes à différentes modifications des pratiques ou à la réduction d'émissions polluantes (Ruiz *et al.*, 2002 ; Gascuel-Odoux *et al.*, 2004 ; Hallet, 2004 ; Dussauze et Ménesguen, 2008). C'est à ce niveau de scénarisation quantitative que les modèles de qualité d'eau peuvent se révéler être des atouts pertinents, particulièrement dans le cadre de démarches de Gestion Intégrée de la Mer et du Littoral.

De plus, le couplage récent de certains modèles avec des logiciels SIG a profondément modifié l'appréhension de ce type d'outil. En effet, la modélisation spatiale à l'aide de SIG permet d'associer les capacités analytiques des modèles avec les capacités graphiques et de gestion de données des

SIG (Pouliot, 1998). L'intégration de modèles de calcul au sein d'environnements SIG permet notamment de bénéficier des fonctionnalités d'analyse spatiale propres aux SIG (Laaribi, 2000 ; Loubersac *et al.*, 2000). L'interfaçage de ces modèles avec des logiciels communément utilisés par les gestionnaires permet de les utiliser sans nécessairement être initié à la programmation par lignes de commandes comme cela devait être le cas auparavant. Enfin, de part leur récente et large diffusion sous la forme de logiciels libres, ces outils semblent parvenir à une période de maturité permettant d'envisager désormais leur utilisation dans une optique opérationnelle directe.

Néanmoins, les modèles présentent différentes limites, notamment quant à leur temps d'implémentation souvent très chronophage. De même, l'implémentation de modèles mathématiques à vocation environnementale est également très consommatrice en fichiers en entrée, pour paramétrer les simulations mais aussi pour en assurer le calage et la validation. L'utilisation de modèles se heurte donc souvent à un déséquilibre entre le volume de données requises et les données disponibles sur le secteur (Payraudeau, 2002). En effet, lorsque le développement de ces modèles a débuté au cours des années 1970, l'idée communément admise était que les données nécessaires à leur implémentation ne tarderaient pas à être accessibles au plus grand nombre (Cosandey et Robinson, 2000). Force est de constater que jusqu'il y a très peu de temps cette condition n'était que partiellement remplie selon les domaines et les secteurs géographiques. Cette difficulté tend cependant à s'estomper depuis plusieurs années sous l'impulsion de différentes évolutions réglementaires telles que la Convention d'Aarhus et la directive européenne INSPIRE (Communauté européenne, 2007a), ou consécutivement à la création de multiples portails d'accès facilitant la diffusion et le partage des données environnementales.

3. Les démarches de limitation de la dégradation qualitative des masses d'eau

Une fois qu'une pollution a été constatée et que la ou les pression(s) qui en sont à l'origine ont été identifiées, différentes actions de limitation de la dégradation ou de restauration du milieu peuvent être entreprises. Ces actions peuvent prendre différentes formes en fonction notamment du type d'émission. Dans le cas de pollutions ponctuelles, les démarches mises en œuvre se concentrent ainsi sur la limitation des émissions (utilisation de substances polluantes, rejets dans le milieu). Pour les pollutions diffuses, parallèlement à la réduction des apports, des actions peuvent être menées afin de limiter leur transfert vers le réseau hydrographique et donc vers les masses d'eau situées à l'aval de la zone émettrice. D'autres initiatives peuvent également être implémentées afin de limiter les impacts des rejets, en restaurant, par exemple, les capacités naturellement auto-épuratrices de certains milieux. Les modes d'application potentiels de ces démarches sont en outre très variables (Sabbagh et De Menthère, 2005). Leur mise en œuvre peut, en effet, s'effectuer par le biais d'incitations économiques (subventions, détaxation ou réduction d'imposition, conditionnalité des aides PAC à des exigences en matière d'environnement et de santé (Bonnes Conditions Agricoles et En-

vironnementales) instituée en 2003...), ou par des textes réglementaires contraignants, souvent accompagnés d'aides à la mise aux normes ou de délais d'application, impliquant des temps de réaction parfois relativement longs.

3.1. Les démarches portant sur la réduction des sources de pollution

Sous l'appellation « sources » nous entendons ici l'ensemble des émissions de substances polluantes dans le milieu ; intégrant leur utilisation et leur rejet direct dans le réseau hydrographique, leur apport sous forme diffuse, et les stocks (ou reliquats) correspondant aux émissions antérieures. Les démarches portant sur la réduction des sources de pollution concernent autant les émissions ponctuelles que diffuses. Dans le cas des rejets ponctuels, ces actions seront les seules permettant de réduire leurs impacts sur le milieu.

Au niveau des rejets industriels et domestiques, ces mesures peuvent passer par l'interdiction d'utiliser certaines substances. Cela a par exemple été le cas lors de la suppression des phosphates dans les lessives au niveau communautaire en 2007 (Communauté européenne, 2004a). De même, les émissions domestiques et industrielles peuvent être réduites en améliorant les rendements d'épuration des installations ou en imposant des normes de rejets plus restrictives. La directive relative aux eaux urbaines résiduaires a par exemple prescrit des normes de rejet de station d'épuration spécifique aux « zones sensibles sujettes à eutrophisation » concernant l'azote et le phosphore (Communauté européenne, 1991a). Pour l'assainissement non collectif, le diagnostic et la notation des installations autonomes, qui doivent être réalisés par les opérateurs des SPANC d'ici fin 2012, en vue d'identifier d'éventuelles défaillances et d'imposer une mise aux normes dans les quatre ans, constitue également un moyen de limiter les apports de polluants domestiques (République française, 2006 ; République française, 2009b).

Concernant les émissions liées aux eaux pluviales issues des espaces artificialisés, les procédures de limitation présentent des stratégies similaires. La suppression du plomb de l'essence en 2000 a ainsi été pour partie motivée par la préservation des milieux aquatiques. De même, la charge des eaux pluviales peut être atténuée en procédant à un nettoyage régulier de la voirie urbaine afin de limiter l'accumulation de substances polluantes susceptibles d'être exportées vers le réseau lors d'épisodes pluvieux. L'installation de microsystèmes d'épuration par lagunage afin de récolter les eaux de ruissellement de certains équipements routiers peut également permettre de restituer une eau partiellement purifiée au milieu. L'adoption de méthodes de gestion différenciée des espaces publics limitant le recours aux produits phytosanitaires, particulièrement utilisés pour l'entretien des dépendances de voiries, et instaurant une gestion plus extensive de certaines zones peut aussi sensiblement améliorer la teneur des eaux pluviales en substances polluantes. La généralisation des chartes « zéro phyto » dans certains secteurs en est un bon exemple.

Les moyens d'action pour limiter les pollutions d'origine agricoles sont également nombreux. Toutefois, compte tenu de l'extension spatiale des zones concernées, du caractère diffus de ces émissions, de leur diversité du fait des différents systèmes de production, et des répercussions économiques directes que ces actions peuvent entraîner sur cette branche d'activité, l'implémentation de démarches de limitation des sources revêt un caractère relativement complexe. Pour autant, certaines situations critiques ont, par le passé, nécessité des mesures drastiques. Par exemple, la condamnation de l'État français par la Cour européenne de justice pour manquement aux directives « eaux brutes » et « eau potable », du fait de la subsistance de concentrations en nitrates non conformes au niveau de différents points de captage d'eau potable breton, avait conduit à rendre obligatoire certaines mesures impliquant notamment d'importantes réductions de cheptels sur les bassins versants en contentieux (Cour de justice des communautés européennes, 2001 ; Cour de justice des communautés européennes, 2004).

La pression agricole sur les milieux aquatiques au niveau des nutriments est particulièrement délicate à appréhender du fait notamment de la multiplicité des formes d'apport et de la composition de ces derniers intégrant à la fois de l'azote et du phosphore. Cet élément est particulièrement vrai pour les zones d'élevages qui doivent conjuguer la valorisation des effluents avec des pratiques de fertilisation minérale, ces dernières étant indispensables à la coordination d'un apport avec le besoin immédiat d'une culture. Cette pression peut toutefois être réduite par la mise en place de nombreux programmes d'actions particulièrement dans les secteurs classés zones vulnérables au titre de la directive « nitrates » (programmes de résorption dans les ZES et PMPOA notamment). Ces démarches d'amélioration des pratiques de fertilisation et la résorption des excédents peuvent porter sur de nombreux aspects tels que l'élaboration de plans de fumure stricts, la proposition d'aides financières pour les installations de stockage des effluents, l'incitation à étendre la fertilisation organique aux prairies et aux céréales, la limitation du recours aux engrais minéraux ou l'implémentation de procédures d'échanges des effluents d'élevage, permettant de réduire les sources et de désengorger des secteurs fortement excédentaires en exportant certaines déjections animales vers des exploitations ou des zones déficitaires.

De même, l'adoption et la généralisation de systèmes d'élevage intégrant des modes d'alimentation comme le biphasé pour les porcs peut favoriser une diminution des teneurs en azote des effluents et donc une réduction des apports azotés organiques lors des épandages (Agreste Bretagne, 1998 ; Guyennet *et al.*, 2000). Concernant les pesticides, bien qu'ils soient rapidement remplacés par de nouvelles molécules, l'interdiction pure et simple d'utiliser certains produits, dont les temps de dégradation ou les risques pour l'environnement sont jugés, a posteriori, trop importants peut aussi représenter un moyen de limiter les sources de certaines substances phytosanitaires. Ces mesures de prohibition, assez largement utilisées ces dernières années au niveau national, comme en témoignent l'interdiction de l'atrazine en 2003, du diuron en 2008 (consécutive à une autorisation

communautaire faisant suite à une première interdiction en 2007), peuvent également avoir un impact sur les émissions issues de l'entretien des espaces verts publics et des jardins privés.

3.2. Les actions de limitation des transferts

Sous l'appellation « transferts » nous intégrons ici à la fois la mobilisation des polluants et leur transfert *stricto sensu* vers le réseau hydrographique. Les actions de limitation des transferts sont spécifiques aux pollutions d'origine diffuses et concernent à ce titre principalement les émissions agricoles, les rejets issus des espaces publics et privés non connectés aux réseaux d'eaux pluviales, et les surfaces concernées, n'étant en comparaison que relativement marginaux. Les approches mise en œuvre dans cette optique portent principalement sur certains facteurs, favorisant la mobilisation et le transport des particules et des composés chimiques, en modifiant les pratiques agricoles ou différents éléments paysagers afin notamment de limiter la connectivité de certains espaces au réseau hydrographique. Le transport des différentes substances polluantes n'étant pas contrôlé par les mêmes processus, les actions mises en œuvre ne portent pas sur les mêmes facteurs selon qu'elles ciblent des éléments à transfert lent ou rapide. Certaines initiatives peuvent toutefois avoir des effets limitatifs à la fois sur les exports par lessivage et par ruissellement.

Concernant les pratiques agricoles, différentes actions peuvent induire une atténuation, un retardement voire une suppression de la mobilisation des polluants dans les parcelles et de leur transport vers les cours d'eau. Ces techniques agissent sur les différents facteurs de déclenchement de ces processus et se concentrent en particulier sur la couverture des sols, les modalités d'épandage ou le travail du sol. Ainsi, l'implantation de cultures intermédiaires au cours de la période humide peut représenter différents intérêts vis-à-vis du transfert des substances dissoutes et particulaires. En effet, ces couvertures hivernales, souvent qualifiées de Cultures Intermédiaires Pièges À Nitrates (CIPAN), réduisent les pertes de nitrates par lessivage en favorisant une absorption non négligeable de l'azote nitrique, issus des reliquats post-récolte et des processus de minéralisation hivernaux. Dans le cas d'implantations optimales, notamment en termes de calendrier, cette absorption peut représenter jusqu'à 100 kg d'azote par hectare (Aurousseau *et al.*, 2005). La couverture hivernale des sols peut donc contribuer à une réduction significative de l'enrichissement des nappes et des pics de concentration observés en hiver. De plus, la libération progressive de l'azote absorbé par ces cultures intermédiaires, consécutivement à leur enfouissement printanier, peut représenter un atout certain pour la fertilisation des cultures suivantes. Toutefois, cette libération étant rapide, de l'ordre de 50 % la première année, il est impératif d'intégrer les apports issus de ces « engrais verts » dans les plans prévisionnels de fertilisation afin de ne pas aboutir à une surfertilisation, inefficace d'un point de vue agronomique et qui ne ferait que reporter les lessivages hivernaux vers les saisons suivantes (Aurousseau *et al.*, 2005). Au niveau des substances à transfert particulaire, la limitation des sols nus à l'échelle d'un bassin versant durant la période humide peut également avoir des effets bé-

néfiques. En effet, ces couvertures, en maintenant un état de surface favorable à l'infiltration, limitent la formation de croute de battance, le ruissellement et donc les processus de transport qui y sont associés. Les produits phytosanitaires constituent néanmoins une exception à cette règle. En effet, compte tenu des contraintes associées à la destruction mécanique et à l'enfouissement de ces cultures intermédiaires, bon nombre d'exploitants procèdent à une destruction chimique de ces dernières. Par conséquent, bien que ces couvertures puissent limiter les transferts de pesticides en période hivernale, période durant laquelle ils demeurent dans tous les cas peu utilisés, elles peuvent dans certains cas contribuer à une augmentation des émissions.

Les conditions d'épandages ou de traitements phytosanitaires peuvent également engendrer des effets limitatifs sur la mobilisation et le transport des substances qui en émanent. Ainsi, l'ajustement des modalités d'apports organiques et d'application de pesticides en fonction de différents critères spatiaux et temporels de criticité des transferts peut permettre d'atténuer les exportations de ces polluants vers le réseau hydrographique. Ces facteurs de risque, concernant notamment la pluviosité, la proximité d'un cours d'eau ou d'un fossé, la pente, la période et l'extension des sols saturés, peuvent par exemple être temporisés en ayant recours à des interdictions spatiales ou saisonnières, en priorisant des types d'effluents moins solubles ou en réduisant le délai entre un apport organique et son incorporation dans le sol sur des espaces sensibles (Dorioz *et al.*, 1997). Des mesures de ce type ont d'ailleurs parfois été intégrées lors de l'élaboration des calendriers de fertilisation nationaux et départementaux, bornant les périodes d'autorisation d'épandage (déclinées en fonction des types de fertilisant et de culture) et précisant les modalités d'apports dans le cas de zones sensibles (Préfecture du Morbihan, 2005a). Concernant l'utilisation des produits phytosanitaires, des réglementations similaires, interdisant notamment leur utilisation à proximité des réseaux aquatiques, ont également vu le jour ces dernières années (République française, 2005b ; Préfecture du Morbihan, 2008).

La modification de certaines pratiques culturales peut également conduire à une réduction des transferts. Ainsi, dans le cas de pentes relativement modérées, la rugosité induite par l'orientation de façons culturales parallèlement aux courbes de niveau peut limiter le transport des substances par ruissellement. De même, l'adoption de techniques de conservation des sols favorise aussi une atténuation des transferts de substances polluantes en limitant notamment les risques de dégradation de l'état de surface des sols. De plus, ces techniques culturales simplifiées, intégrant les pseudo-labours, le travail superficiel sans retournement ni mélange et les semis directs, peuvent présenter des avantages en termes d'efficacité économique et d'optimisation du temps de travail (Heddadj et Le Roux, 2008). Ainsi, comparativement aux techniques de retournement classiques, les pratiques culturales sans labour induisent une réduction de l'érosion des sols, grâce au maintien de résidus en surface, agissant comme un écran de protection des sols et réduisant l'impact des précipitations (Heddadj *et al.*, 2005). De même, la présence d'agrégats plus stables en surface du sol réduit forte-

ment les processus de ruissellement induit par la formation de d'organisations pelliculaires superficielles (Boiffin, 1984). Tout en n'ayant aucune incidence sur les exportations par lessivage vers les nappes, ces pratiques limitent donc les pertes en phosphore particulaire et les transferts de produits phytosanitaires. Toutefois, certaines études récentes ont montrées que la mise en place du travail superficiel du sol et du semis direct pouvait avoir à terme des répercussions néfastes sur les transferts par drainage, particulièrement au niveau du phosphore soluble (Sharples *et al.*, 2010).

Parallèlement à ces actions ciblant les pratiques agricoles, certains aménagements paysagers peuvent permettre de limiter les transferts de polluants et favoriser leur épuration dans le milieu. Ces initiatives représentent souvent un moyen de lutter contre les émissions agricoles mais peuvent également s'appliquer aux autres sources diffuses transmises par ruissellement. Ces aménagements qui visent à la limiter la connexion des zones émettrices avec le réseau hydrographique se déclinent en deux types d'interruption des transferts rapides : les obstacles et les zones tampons. Les obstacles concernent des entités linéaires telles que les talus, les fossés fermés, les haies bocagères ou la végétation rivulaire. La présence de ces obstacles, lorsqu'ils se présentent sur le parcours des eaux de ruissellement, permettent de faire barrage à ces dernières et favorise leur réinfiltration (Mérot et Reyne, 1996 ; Viaud, 2004). L'entretien et la restauration de ces éléments paysagers peuvent donc avoir des effets favorables non négligeables sur la réduction des transferts de polluants d'origine diffuse, particulièrement lorsqu'ils sont implantés en protection directe du réseau hydrographique (Zalewski *et al.*, 2001 ; Kay *et al.*, 2007).

Le terme de zone tampon regroupe, quant à lui, un ensemble de dispositifs surfaciques d'interception des écoulements de surface, qu'ils soient concentrés ou diffus, comprenant les bandes ou espaces enherbées (intégrant les prairies) et les zones humides ripariennes (CORPEN, 1997). Intercalées entre les espaces émetteurs et les zones vulnérables, ces protections aval jouent un rôle de filtre et induisent un abattement au niveau des composés chimiques en favorisant la réinfiltration du ruissellement généré à l'amont et en piégeant les particules solides (Figure 16) (Zalewski *et al.*, 1998 ; Piriou *et al.*, 1999 ; Bidois *et al.*, 1999). On distingue ainsi deux grands types de mécanismes liés à ces écotones. En effet, ces espaces vont tout d'abord avoir un impact sur l'hydraulique des écoulements de surface (Agro-transfert Bretagne, 2010). Ainsi, la réduction des vitesses d'écoulement, liée à leur rugosité de surface, conduit d'une part à une sédimentation des éléments particuliers et des substances adsorbées mais également à une reprise d'infiltration de l'eau et des solutés. Des études ont ainsi montré qu'une bande enherbée de six mètres de large présentait en moyenne une capacité de rétention des matières en suspension de l'ordre de 87 % et permettait une infiltration de 71 % des flux ruisselés (Aurousseau *et al.*, 2005). Parallèlement à ces processus, le fonctionnement biogéochimique de ces espaces leur adjoint un potentiel épurateur important (Augeard, 2002 ; Kay *et al.*, 2005b). En effet, ces zones tampons sont notamment le théâtre de mécanismes d'adsorption, de dénitrification, d'assimilation par la végétation et de dégradation des micropolluants (Fustec et

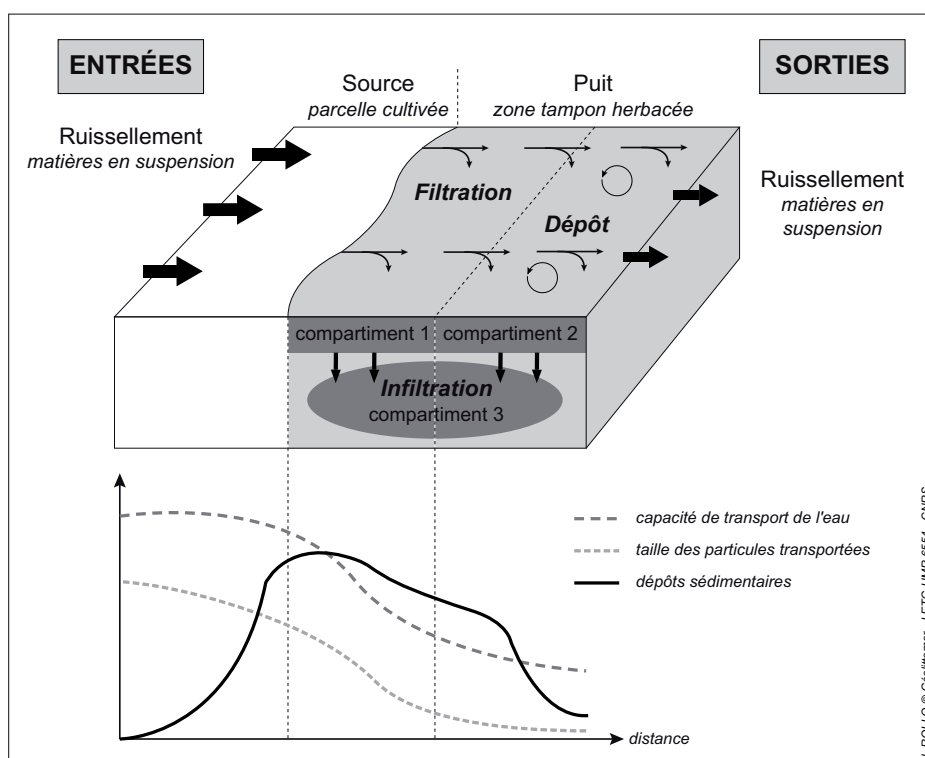


Figure 16. Mécanismes de filtration d'une zone tampon enherbée (d'après Dorioz *et al.*, 2006)

Lefeuvre, 2000). Toutefois, l'efficacité de ces protections se cantonne principalement aux épisodes pluvieux de faible intensité engendrant des écoulements de surface relativement modérés. De plus, les effets de ces espaces vis-à-vis de certains paramètres peuvent se réduire avec le temps. Ainsi, l'interception, le stockage et l'accumulation du phosphore peut aboutir à une saturation des particules du sol et donc à terme à une moindre capacité de rétention (Dorioz, 2007). De plus, dans le cas de zones tampons hydromorphes, présentant un caractère anoxique favorable à des mécanismes de réduction, ces écotones peuvent au contraire se transformer, sous certaines conditions, en un espace émetteur en relargant notamment du phosphore sous forme soluble. Les travaux de Bidois (1999) ont, en effet, montré qu'en période humide les concentrations en phosphore dissous pouvaient parfois être plus importantes à l'aval qu'à l'amont de ces protections. Ainsi, bien que l'efficacité de ces dispositifs semble significative pour atténuer les transferts par ruissellement de certaines substances, telles que les produits phytosanitaires, dans le cas de composés chimiques conservatifs comme le phosphore, ces zones tampons ne paraissent pas représenter une solution durable et doivent absolument être associées à des actions de maîtrise des émissions à l'amont (Gril *et al.*, 2009).

3.3. Le cadre des actions de gestion des pollutions d'origine agricole

Comme nous l'avons vu, de par leur caractère diffus, l'extension spatiale des zones concernées et les répercussions économiques que les démarches peuvent entraîner, la gestion des pollutions agricoles est par nature très complexe. De manière générale, la réduction des émissions agricoles

passer par des mesures agro-environnementales qui impliquent de revenir, au moins pour partie, sur le modèle productiviste initié et soutenu depuis le milieu du XX^{ème} siècle, or cela suppose une évolution des mentalités de l'ensemble de la filière agro-industrielle caractérisée par une certaine inertie imputable au caractère privé et à la rentabilité nécessaire des activités qui y sont menées. Ainsi, les actions ciblant les émissions agricoles, qu'elles portent sur la réduction des sources ou la limitation des transferts doivent permettre de répondre à trois prérogatives parfois difficilement conciliables. En effet, outre la réduction des impacts de l'activité sur les milieux aquatiques, les démarches entreprises doivent permettre le maintien d'un niveau de production suffisant pour répondre à la demande alimentaire et surtout assurer une rentabilité des exploitations, permettant aux agriculteurs de retirer un revenu convenable de leur activité. Toutefois, l'intensification des systèmes de production a conduit à une augmentation de la taille des exploitations et à une mécanisation très poussée impliquant des investissements très lourds et peu favorables à une extensification pouvant entraîner une rentabilité moindre, tout au moins à court terme. Pour autant, différentes voix prônent cette extensification de l'activité agricole tant pour des raisons environnementales que pour assurer une rentabilité économique des exploitations. Ainsi, l'OCDE (2005) recommande une réduction de l'incitation à la production intensive et le renforcement de l'éco-conditionnalité pour les aides agricoles. De même, certaines instances agricoles comme le Centre d'Études pour un Développement Agricole Plus Autonome (CEDAPA), André Pochon en tête, préconise une agriculture durable basée sur la « méthode Voisin » (Voisin, 1957). L'idée étant de revenir à des systèmes d'exploitation moins spécialisés, demandant moins d'investissements, plus indépendants vis à vis des intrants et engendrant une moindre pression sur le milieu, en privilégiant notamment l'herbe ou des systèmes d'élevage porcin sur litière plutôt que le système hollandais sur caillebotis, le plus répandu actuellement mais générateur de grandes quantités de lisiers difficilement contrôlables (Pochon, 2006 ; Pochon et Février, 2008).

Dans la même optique, le Règlement de Développement Rural (RDR) de la Politique Agricole Commune (PAC) permet de financer des mesures agro-environnementales via les Plans de Développement Rural Nationaux (PDRN), correspondant à une déclinaison du RDR dans chaque État membre. Les deux premiers PDRN, établis respectivement sur les périodes 2000-2006 et 2007-2013, ont ainsi intégré un important volet agro-environnemental portant à la fois sur la réduction des émissions et la réduction des transferts. Ce dernier intègre notamment la promotion des assolements diversifiés, de la rotation de cultures et des systèmes fourrager à base d'herbe avec un faible recours aux intrants. Il encourage également la gestion extensive des prairies, le désherbage mécanique, la conversion des terres arables en prairies, l'implantation de cultures intermédiaires et de bandes enherbées et soutient la conversion en agriculture biologique. Ces orientations font partie intégrante des Contrats Territoriaux d'Exploitation (CTE) créés par la loi d'orientation agricole du 9 juillet 1999 et remplacés en 2003 par les Contrats Agriculture Durable (CAD) (Urbano et Vollet, 2005). Ces dispositifs contractuels, visant notamment à initier des changements de pratiques tant

au niveau de la fertilisation que de l'utilisation des produits phytosanitaires, permettent une prise en charge financière partielle par les pouvoirs publics à travers des aides aux investissements. Ils peuvent en outre être complétés localement par des programmes d'actions similaires établis entre agriculteurs et pouvoirs publics tels que les Engagements de Progrès Agronomiques (EPA), créés dans le cadre du programme Bretagne Eau Pure et largement répandus dans la région. L'ensemble de ces démarches correspond également aux préconisations de la directive « nitrates » qui impose de mettre en œuvre des codes de bonnes pratiques sur les zones identifiées comme vulnérables (Communauté européenne, 1991b). Ces derniers portent notamment sur les conditions d'épandage, l'élaboration de plans de fumure complets et la gestion des terres, incitant l'utilisation de systèmes de rotation des cultures.

Les deux Programmes pour la Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole (PMPOA) établis entre 1994 et 2002 ont également permis, par l'intermédiaire d'aides publiques, de favoriser la mise en conformité des exploitations vis-à-vis des règlements sanitaires départementaux et de la réglementation sur les Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE) en matière de modalité d'épandage et de stockage des effluents. Ce dispositif d'accompagnement financier a également permis à de nombreux éleveurs situés en zone vulnérable, au titre de la directive « nitrates », de se conformer aux exigences des programmes locaux d'application de cette directive et aux conditionnalités « nitrates » des aides PAC. Toutefois, l'ensemble de ces mesures, pour la plupart instituées dans un premier temps en anticipation sur les évolutions légales et dans des cadres d'accompagnement et d'incitation à l'adoption de bonnes pratiques, ont depuis fréquemment revêtu un caractère réglementaire. Le quatrième programme d'actions de la directive « nitrates » a ainsi conduit certains départements à les rendre obligatoires. Par exemple, l'arrêté de la préfecture du Morbihan datant de 2009 impose l'ensemble des exploitations agricoles à respecter un équilibre de la fertilisation azotée, une quantité d'apport maximum, des capacités de stockage, des distances limites d'épandage près des zones sensibles, un calendrier et des modalités d'épandage variables selon les caractéristiques des parcelles. De même, les exploitants doivent impérativement élaborer des plans prévisionnels de fumure, établir des cahiers de fertilisation et implanter une couverture hivernale des sols. Dans les cantons en ZES, ces exigences sont complétées par des mesures renforcées portant notamment sur le plafonnement des épandages, l'obligation de traitement ou de transfert des effluents excédentaires, des interdictions d'extension et la restructuration ou réduction des cheptels. Enfin, les Zones d'Actions Complémentaires sont notamment soumises à une imposition de maintien des bandes enherbées le long des cours d'eau (Préfecture du Morbihan, 2009).

Parallèlement à ces mesures spécifiquement agricoles, comme nous l'avons vu, d'autres initiatives tels que les Contrats de Restauration et d'Entretien des cours d'eau (CRE) peuvent également permettre de réduire les impacts de l'activité agricole sur les milieux aquatiques en atténuant les transferts directs au réseau hydrographique par la restauration de la ripisylve ou la limitation des

abreuvements directs. De même, le programme Breizh Bocage, lancé dans le cadre du contrat de projet État-région 2007-2013 pour préserver et renforcer le maillage bocager, peut représenter un outil efficient pour limiter les transferts de polluants depuis les parcelles culturales vers les cours d'eau (DRAAF Bretagne, 2007).

4. Conclusion

Le suivi et la gestion des masses d'eau revêtent un caractère résolument complexe les rendant particulièrement coûteuses. Cette complexité provient à la fois du nombre de paramètres à prendre en compte, de la diversité des types d'émission, de la variabilité des modes de transfert et des impacts que ces pollutions peuvent avoir sur les milieux aquatiques et les usages qui en sont faits. Cette problématique peut toutefois être analysée sur l'angle du cadre conceptuel « *Driving forces - Pressures - State - Impacts - Responses* » (DPSIR) très largement utilisé par l'Agence Européenne de l'Environnement (2003). Tirée du modèle économique « Pression - État - Réponse » développé précédemment par l'Organisation de Coopération et de Développement Économiques, cette grille d'analyse permet de représenter les pressions exercées par les activités anthropiques, leurs impacts sur l'environnement et les réponses consécutives apportées par les pouvoirs publics. Appliquée à la pollution des milieux aquatiques continentaux et marins, cette grille de représentation peut ainsi se décliner schématiquement de la manière suivante :

- *Forces* : variables de nature et usages des bassins versants générateurs de pressions sur le milieu
- *Pressions* : aspects qualitatifs et quantitatifs des émissions polluantes résultantes
- *État* : aspects qualitatifs des milieux aquatiques
- *Impacts* : répercussions écologiques, économiques et sanitaires
- *Réponses* : évolutions de la réglementation, des pratiques et mise en œuvre de programmes d'action par les pouvoirs publics ou la société civile

En partant de ce cadre, la résorption de la dégradation de l'état qualitatif d'une masse d'eau nécessite ainsi de caractériser l'altération en question, d'identifier et de hiérarchiser les pressions qui en sont à l'origine, de prioriser et de mettre en œuvre des actions permettant de limiter les émissions et les transferts de polluants, mais également de suivre leurs effets sur la durée. Comme nous l'avons vu, la caractérisation de l'état d'une masse d'eau est étroitement liée à son suivi quantitatif et qualitatif basé sur la métrologie, seule méthode permettant de définir des indicateurs de dégradation fiables. Concernant l'identification et le classement des sources de pollution, l'association de méthodes de mesure à des démarches d'analyse spatiale intégrée à des SIG et éventuellement à des outils de modélisation paraît être un moyen efficace pour tirer profit de la complémentarité de ces différentes approches.

Toutefois, actuellement, seule la modélisation semble être en mesure d'établir un lien quantitatif entre les facteurs de pression et l'état des milieux aquatiques. Bien que la mise en œuvre de ce type d'outils induise de nombreuses contraintes et limites, tant au niveau du temps nécessaire à leur implémentation que du volume de données requises notamment en termes de mesure-terrain, au vu des évolutions récentes, concernant particulièrement le partage et la diffusion de données environnementales, il semblerait intéressant d'implémenter ce type d'approche afin de bénéficier de ses nombreux atouts. En effet, les modèles permettent tout d'abord de mieux comprendre le fonctionnement des bassins versants vis-à-vis des flux de pollution en hiérarchisant le rôle des différents facteurs et en évaluant la part relative des différentes branches d'activité dans les émissions totales. De plus, ils peuvent aussi être utilisés afin de cartographier les niveaux de pollution sur des secteurs non jaugés. Ils offrent également la possibilité d'estimer de manière quantitative et continue les transferts au sein des bassins versants. Dans le cas d'une étude des pollutions terrigènes, cette capacité peut permettre de déterminer les apports continentaux, valeurs qui peuvent éventuellement être reprises dans un modèle hydrodynamique pour simuler le suivi et l'impact de ces composés chimiques au sein des eaux côtières.

Enfin, ces outils peuvent être mis à profit en termes de prospection en étudiant notamment l'impact de *scenarii* de changements d'usages et de pratiques, toujours dans une dynamique quantitative (Bordenave *et al.*, 2004 ; Laurent *et al.*, 2007). En permettant de simuler l'efficacité des différentes opérations, ce niveau de scénarisation peut représenter un apport substantiel au niveau de la planification des actions à mettre en œuvre afin de restaurer un milieu dégradé (Stuart *et al.*, 2010). En effet, ces techniques constituent des initiatives relativement lourdes à mettre en œuvre, ayant un impact économique certain et dont les interrelations ne sont pas toujours documentées. Compte-tenu de la multiplicité des alternatives envisageable, il apparaît donc crucial de pouvoir évaluer un ratio coût-efficacité afin de pouvoir cibler les actions les plus bénéfiques au niveau environnemental et de rationaliser les choix. Dans tous les cas, les programmes de mesures doivent impérativement conjuguer des actions portant à la fois sur la réduction des émissions, la maîtrise des stocks de composés chimiques déjà présents dans le milieu, mais également, au moins de manière transitoire sur la limitation des transferts de ces différentes substances. De plus, compte tenu du temps de réaction des hydrosystèmes et de l'inertie induite par l'ancienneté des systèmes de pratiques, ces mesures doivent nécessairement s'inscrire sur des surfaces significatives et dans la durée afin d'aboutir à une réelle efficience, les temps de mise à l'équilibre d'un bassin versant pouvant d'étaler sur plusieurs décennies, y compris dans le cas de changements de pratiques importants (Bordenave *et al.*, 1999 ; Mouchart et Fourrié, 2004).

DEUXIÈME PARTIE :

HYDROSYSTÈME ALRÉEN & MODÈLE SWAT

Chapitre 4 : Présentation du bassin versant de la rivière d'Auray

*Chapitre 5 : Le modèle de bassin versant **Soil and Water Assessment Tool***

Chapitre 4 : PRÉSENTATION DU BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE D'AURAY¹

Situé en Bretagne Sud, le secteur d'étude, comprenant l'ensemble du bassin versant de la vallée ennoyée (ria) d'Auray, s'inscrit pleinement dans les dynamiques physiques et économiques du Golfe du Morbihan (Figure 17 - Planche photo 1). Ce dernier communique par le goulet de Port-Navalo avec le *Mor Braz* (« grande mer » par opposition au *Mor Bihan*, « petite mer » en breton). Cette vaste baie côtière est délimitée à l'Ouest par la presqu'île de Quiberon et s'étendant jusqu'à l'ensemble des hauts fonds représentés par l'alignement des îles d'Houat, Hoëdic et du Croisic au Sud (Vanney, 1977). Cette « petite mer », correspondant à une échancrure de la côte, couvre environ 115 km², présente un linéaire côtier long de 250 km et est parsemée d'une quarantaine d'îles. Parmi celles-ci, on retrouve l'île aux Moines qui marque la coupure naturelle entre les bassins oriental et occidental du Golfe, très nettement individualisés par des comportements hydrologiques propres. Ainsi, le bassin occidental, très largement occupé par la ria d'Auray, présente des températures et une turbidité plus faibles ainsi qu'une salinité moyenne et des profondeurs plus élevées que son homologue oriental (Cargouët, 1995). De plus, le temps de renouvellement de la masse d'eau, qui est de l'ordre de 47 % à l'échelle du Golfe pour une marée moyenne, y est beaucoup plus rapide, ce qui peut représenter un net avantage pour l'aquaculture (Marcos *et al.*, 1996). Par ailleurs, les fonds de cette partie sont marqués par de nettes échancrures correspondant aux anciennes vallées fluviales ennoyées lors de la transgression flandrienne et « entretenues » par la violence des courants résultant de la proximité avec le chenal de Port-Navalo. L'étroitesse de ce dernier entraîne un retard important au niveau du cycle de marée. Ce retard, dont l'hétérogénéité spatiale s'explique pour partie par la distance, peut également être largement imputé à la subsistance des anciennes vallées fluviales qui induisent par exemple un retard moins important à Auray qu'à l'île aux Moines, pourtant plus proche de Port-Navalo (Marcaillou *et al.*, 1996).

Le bassin versant du Golfe du Morbihan couvre près de 750 km², parmi ses différents tributaires on dénombre cinq cours d'eau principaux, caractérisés par des débits relativement modestes : le Liziec et le ruisseau du Plessis, constituant la rivière de Noyalo, le Marle et le Vincin, débouchant tous deux dans la rivière de Vannes, et enfin le Loc'h et le Sal, alimentant respectivement les rivières de Tréauray et du Bono. Ce dernier ensemble, qui forme la rivière d'Auray, constitue le principal hydrosystème à alimenter le Golfe. En effet, outre le fait qu'il représente plus de la moitié de son aire d'alimentation (380 km²), les apports d'eau douce du Loc'h et du Sal constituent plus de 70 % des apports continentiels annuels débouchant dans la « petite mer » (Gaudefy, 1995). De ce fait, et bien que son fonctionnement soit également fortement corrélé aux apports du *Mor Braz*, sous influence des panaches de la Vilaine et de la Loire, les tributaires de la rivière d'Auray pèsent de manière significative sur les conditions biogéochimiques du Golfe, particulièrement au niveau de son bassin occidental.

¹ Une planche cartographique du bassin versant de la rivière d'Auray est disponible à la fin de ce manuscrit

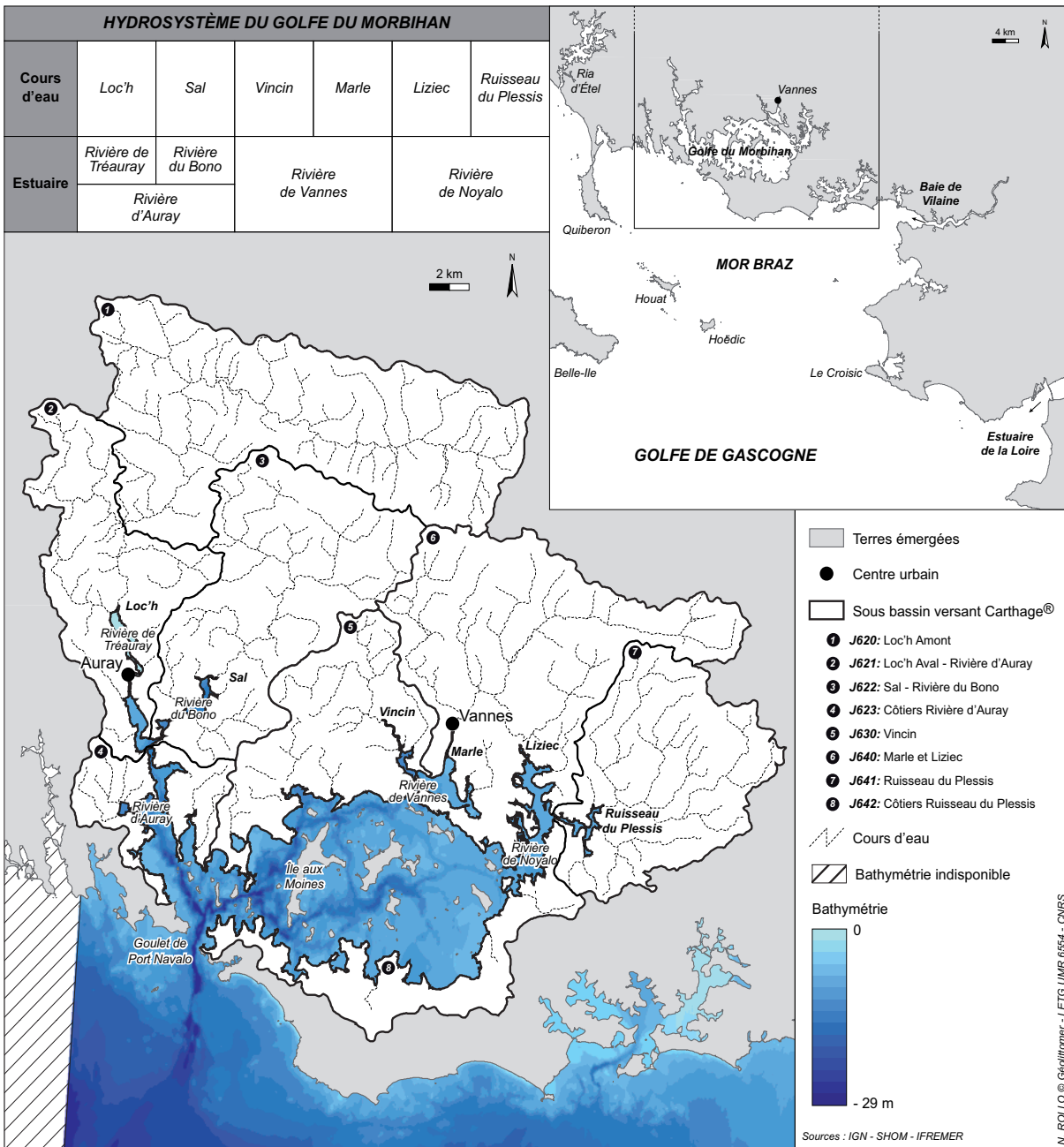


Figure 17. Localisation et configuration générale du Golfe du Morbihan

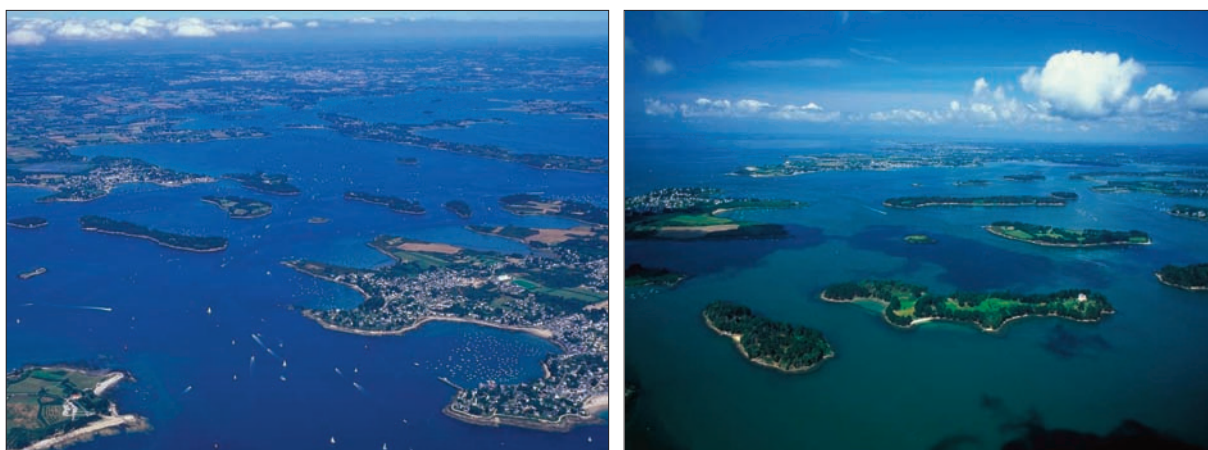


Planche photo 1. Partie centrale du Golfe du Morbihan avec le goulet de Port-Navalo au premier plan (*gauche*) et bassin occidental du Golfe à l'aval de la ria d'Auray (*droite*) [crédit photographique : Y. Le Gal]

1. Les caractéristiques physiques et environnementales du bassin versant

1.1. Contexte climatique

Les conditions climatiques du site d'étude sont de type océanique tempéré sous influence des masses d'air maritimes d'Ouest. La proximité du Golfe de Gascogne y modère les variations diurnes et saisonnières, les hivers sont ainsi doux et les étés relativement frais. Toutefois, les changements de temps peuvent y être brutaux, du fait notamment du passage régulier d'ondes pluvieuses et du développement de cellules orageuses en été, principalement sur la partie Nord du bassin. De manière générale, le secteur d'étude se trouve à cheval sur deux sous-ensembles climatiques : l'*Armor* et l'*Argoat* (représentant respectivement le « pays de la mer » et le « pays des bois » en breton). En effet, la frange littorale de Sud Bretagne bénéficie de conditions ventées mais particulièrement douces et ensoleillées. L'intérieur est quant à lui caractérisé par un ensoleillement moindre et des apports pluviométriques plus importants (Bretagne Environnement, 2011).

Concernant les précipitations, celles-ci sont fréquentes mais relativement peu abondantes, particulièrement sur la frange littorale. D'après les données Météo-France de la station d'Auray, l'année compte ainsi en moyenne 118 jours de pluie par an pour un total annuel de 965 mm (Tableau 7 ; Figure 18). Ce dernier augmente toutefois graduellement vers le Nord, il s'établit ainsi à 1 095 mm annuels à la station de Grand-Champ, située sur la partie amont du Loc'h. Les rythmes pluviométriques s'organisent autour de maximum hivernaux (116,1 mm en décembre) et d'étés peu arrosés (46,9 mm en août). Même si les fluctuations inter-annuelles peuvent être assez importantes, les déficits pluviométriques généralement observés au cours de la période estivale entraînent certaines années des épisodes de sécheresse non négligeables sur la frange littorale. Au niveau des températures, ces dernières présentent une amplitude relativement faible en oscillant entre 5°C et 20°C pour

une moyenne annuelle de l'ordre de 12°C. Les étés demeurent modérément chauds et les hivers sont le plus souvent humides et doux. Il est ainsi rare que le nombre de jours de gelée n'excèdent 35 sur une année. Les vents dominants le secteur sont de secteur Ouest-Sud-ouest. Enfin, l'ensoleillement, qui est de l'ordre de 2 000 heures par an au niveau de la frange littorale, est particulièrement élevé, conférant au climat littoral Sud armoricain des caractères plus méridionaux. Toutefois, ces caractéristiques générales masquent de profonds contrastes climatiques à l'échelle du bassin. En effet, outre le gradient Nord-Sud, déjà évoqué et lié à la distance aux masses d'eau océaniques, le morcellement topographique du secteur induit une forte variabilité spatiale des paramètres météorologiques notamment au niveau des précipitations, particulièrement sensibles à cette hétérogénéité (Rollo *et al.*, 2010a)

	Janv.	Févr.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	ANNÉE
Précipitations (mm)	112,0	80,6	74,2	68,3	73,1	50,1	53,1	46,9	71,6	111,4	107,2	116,1	964,5
Températures (°C)	6,7	7,4	9,0	11,0	14,2	17,1	18,6	18,8	16,5	13,7	9,6	6,7	12,4

Source : Météo France

Tableau 7. Précipitations et températures moyennes mensuelles à la station d'Auray sur la période 1981-2010

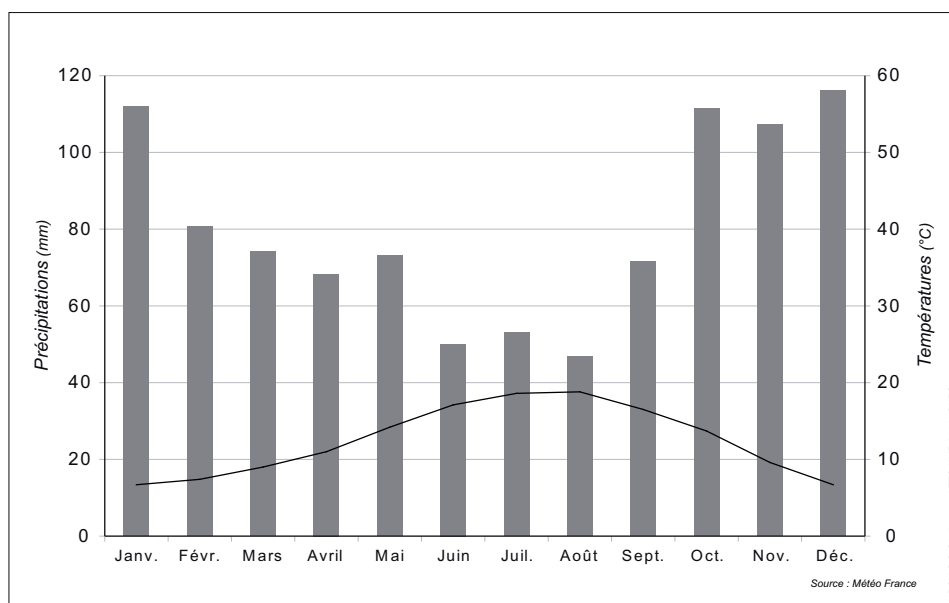


Figure 18. Diagramme ombrothermique de la station météorologique d'Auray

1.2. Caractéristiques géologiques, topographiques et pédologiques

1.2.1. Géologie

Le secteur d'étude appartient à l'entité géologique du Massif Armoricaïn. Ce massif, né de l'orogénèse cadomienne, a été profondément restructuré dans sa partie méridionale au cours de l'orogénèse hercynienne. Cet épisode tectonique s'est en effet accompagné de profonds phénomènes métamorphiques et de la formation de grands cisaillements crustaux orientés N120, jalonnés de leucogranites et monzogranites (Thomas, 2005). Le massif a ensuite été fortement érodé au cours du mésozoïque au point de le réduire à une vaste pénéplaine rigide. Cette dernière s'est par la suite, consécutivement à l'orogénèse alpine qui a conduit à réactiver les failles préexistantes, cisailée et disloquée en un escalier de failles lui conférant des caractères structuraux proches de ceux que l'on peut observer de nos jours (Le Corre *et al.*, 1992). Le bassin de la rivière d'Auray se trouve plus précisément sur les marges de la zone broyée Sud-armoricain, souligné par l'orientation N120 des directions structurales (Lardeux, 2002) (Figure 19). Cet accident tectonique briovérien suit deux branches distinctes : la branche Nord (d'orientation quasi Est/Ouest), localisée à proximité de la limite septentrionale du bassin, et la branche Sud (orientée Nord-Ouest/Sud-Est), coupant le bassin à l'extrême Sud de la ligne de partage des eaux entre le Loc'h et le Sal et se prolongeant à l'Ouest vers le bassin de la ria d'Étel.

La structure géologique du secteur est celle d'un domaine de socle caractérisé par de nombreux épisodes tectoniques et associant des roches variées disposées en bandes parallèles d'orientation hercynienne. En effet, bien que la majorité du bassin se trouve sur un substrat magmatique, on y retrouve aussi des affleurements métamorphiques et sédimentaires. De manière générale, en se référant au Système d'Information sur la Géologie du Morbihan (SIGM)² (Audren *et al.*, 2003), on remarque que la répartition de ces roches est essentiellement commandée par le cisaillement Sud-armoricain et ses rejeux. La section médiane de ce dernier, intégrée au domaine varisque ligero-senan, est ainsi composée de roches magmatiques paléozoïques, présentant un léger métamorphisme (granito-gneiss ordoviciens et leucogranites du carbonifère), au milieu desquels s'intercalent des terrains sédimentaires briovériens (schistes et arkoses). La branche Sud du cisaillement, correspondant à une faille transcurrente, est quant à elle matérialisée par la présence de roches fortement déformées datant du paléozoïque (mylonites et ultramylonites). Enfin, le domaine varisque Sud-armoricain, auquel s'intègre la partie méridionale du bassin, est lui structuré autour d'affleurements plutoniques du carbonifère (granites) entrecoupés de roches précambriennes métamorphisées sous l'influence des remontées granulitiques (gneiss et migmatites). Cette lithologie contrastée, impliquant des différences de perméabilité et de dureté significatives, est propice aux processus d'érosion différentielle.

² Seuls le SIGM établi au 1/100 000 et une carte géologique du Massif Armoricaïn à l'échelle 1/250 000 (Chantraine *et al.*, 2003) sont disponibles sur le secteur d'étude

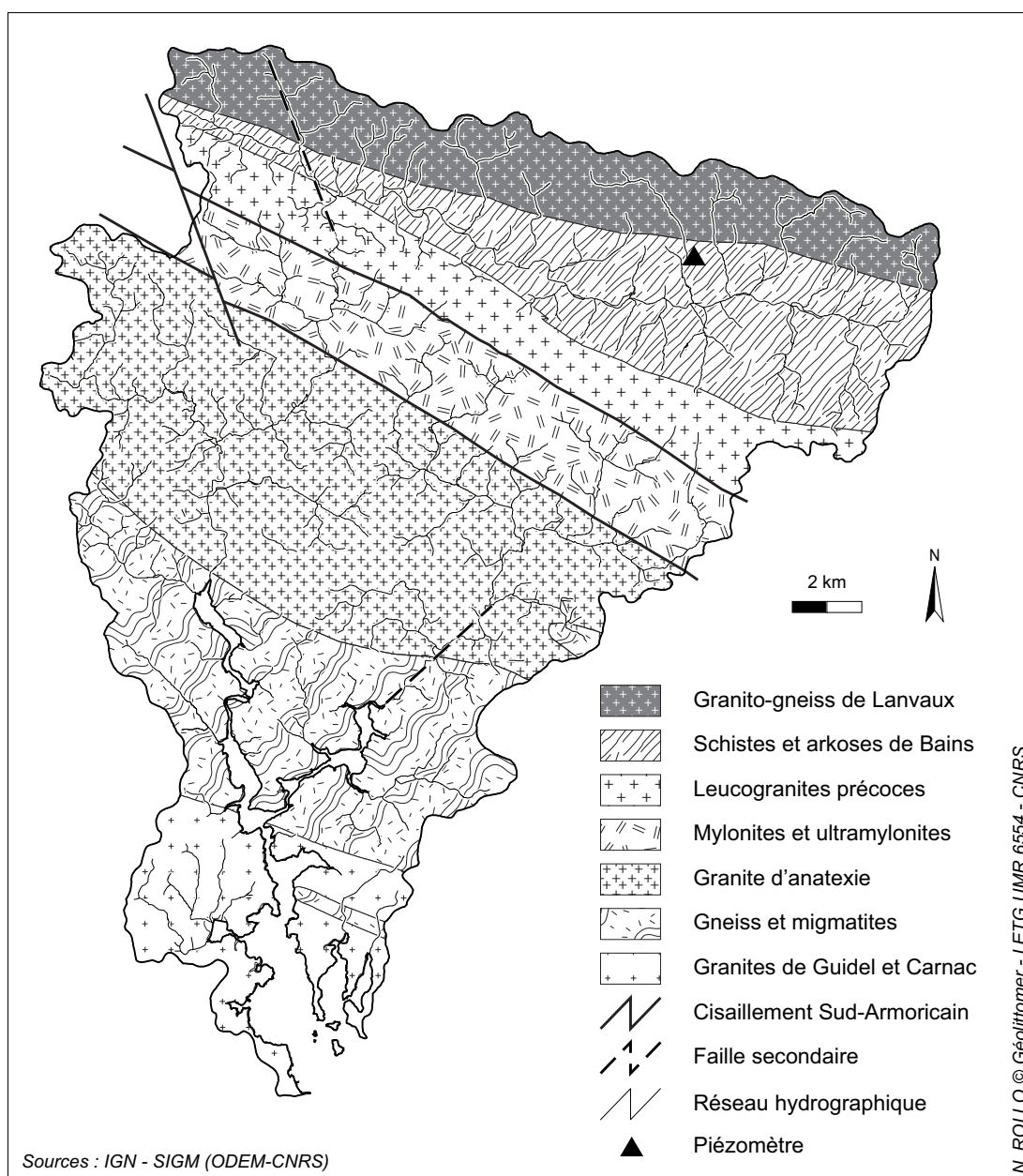


Figure 19. Formations géologiques du bassin versant de la rivière d'Auray

D'un point de vue hydrogéologique, le secteur d'étude étant inscrit dans un socle ancien constitué de roches massives et peu perméables, il est assez peu favorable à la constitution d'aquifères de grandes capacités. Dans ce contexte, le stockage et l'écoulement souterrains des eaux météoriques peuvent toutefois s'effectuer à la faveur des fissures et fracturations, lorsqu'elles présentent une connectivité suffisante, et de l'altération du substratum (Mougin *et al.*, 2008). Ainsi, la porosité de l'épais manteau latéritique qui recouvre les schistes et arkoses de la haute vallée du Loc'h a permis la formation d'un important aquifère. Ce dernier fait l'objet d'un suivi quantitatif depuis 1988 (Figure 20). La perméabilité ainsi que la conductivité des sols sus-jacents procurent à cette nappe, dont le battement est de l'ordre de 2,5 m, une réactivité de recharge manifeste. Cette réactivité aux pluies d'hiver peut toutefois également être imputée à sa faible porosité. En effet, les fluctuations cycliques

de son niveau font apparaître une corrélation très nette avec la saisonnalité des précipitations ainsi qu'un temps d'ajustement très rapide. On retrouve également un aquifère d'altérites de moindre ampleur au niveau de la commune de Pluvigner à l'Ouest du bassin. Ces réservoirs de formations meubles peuvent également constituer la partie supérieure d'aquifères plus étendus. En effet, une fracturation intense de la roche mère peut conduire à un prolongement de la nappe dans le substratum. Le système de failles et de roches broyées qui accompagne le cisaillement Sud-armoricain constitue d'ailleurs un terrain très favorable au stockage et à la circulation des eaux souterraines. Ce réseau de « drains naturels » alimenté par les horizons altérés et fissurés superficiels constitue également un réservoir important à l'échelle du bassin de la rivière d'Auray. Les aquifères qui jalonnent le cisaillement sont d'ailleurs soulignés par le nombre de captages d'eau souterrains qui ponctuent le versant sud de la zone de broyage depuis Grand-Champ jusqu'à Meucon. Bien que fournissant des réservoirs de moindre capacité, compte tenu de leurs propriétés hydrodynamiques, ces substrats fracturés peuvent jouer un rôle prépondérant dans la circulation souterraine de l'eau. En effet leur transmissivité permet des transferts plus rapides qu'au sein des formations poreuses que constituent les altérites (Martin, 2003).

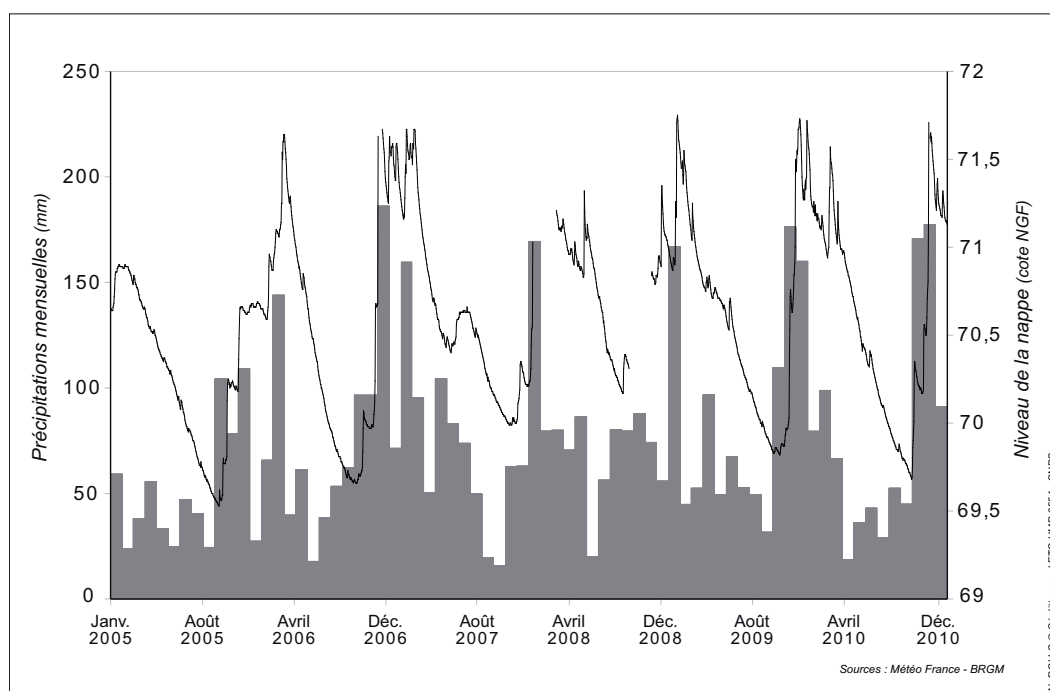


Figure 20. Niveau de la nappe de la haute vallée du Loc'h au piézomètre de *Lost er Lenn*

1.2.2. Topographie

La topographie du secteur, bien que peu accentuée et présentant des dénivellations relativement faibles, est fortement conditionnée à la fois par les accidents tectoniques et par les contrastes lithologiques qui induisent une orientation accentuée des formes et du drainage. Le relief du secteur est ainsi dominé par l'axe orthogneissique de Lanvaux qui culmine à 176 m d'altitude et constitue la limite septentrionale du bassin (Planche photo 2). Cette première croupe est doublée par une seconde ligne de crête, disposée parallèlement au Sud au niveau de l'axe Grand-Champ/Meucon. Cette dernière forme la ligne de partage des eaux entre le bassin amont du Loc'h et le Sal et limite les effets océaniques directs dans la partie septentrionale du bassin. L'organisation topographique décline ensuite par paliers successifs en direction du Golfe du Morbihan. Les pentes du secteur sont relativement peu marquées. En effet, elles dépassent très rarement les 5 % (Figure 21). Toutefois, certains versants peuvent présenter localement des inclinaisons relativement importantes (supérieures à 7 %) notamment au niveau des escarpements de Lanvaux et de Meucon, le long du cisaillement Sud-armoricain et sur les sections de vallée du Loc'h et du Sal orientées perpendiculairement à la direction hercynienne et empruntant souvent des lignes de faille.



Planche photo 2. Axe orthogneissique des Landes de Lanvaux dominant l'étang de la forêt (*gauche*) et pris depuis le hameau de Corn er Hoët (*droite*)



Photo 3. Axe granitique de Grand-Champ/Meucon dominant la vallée du Loc'h

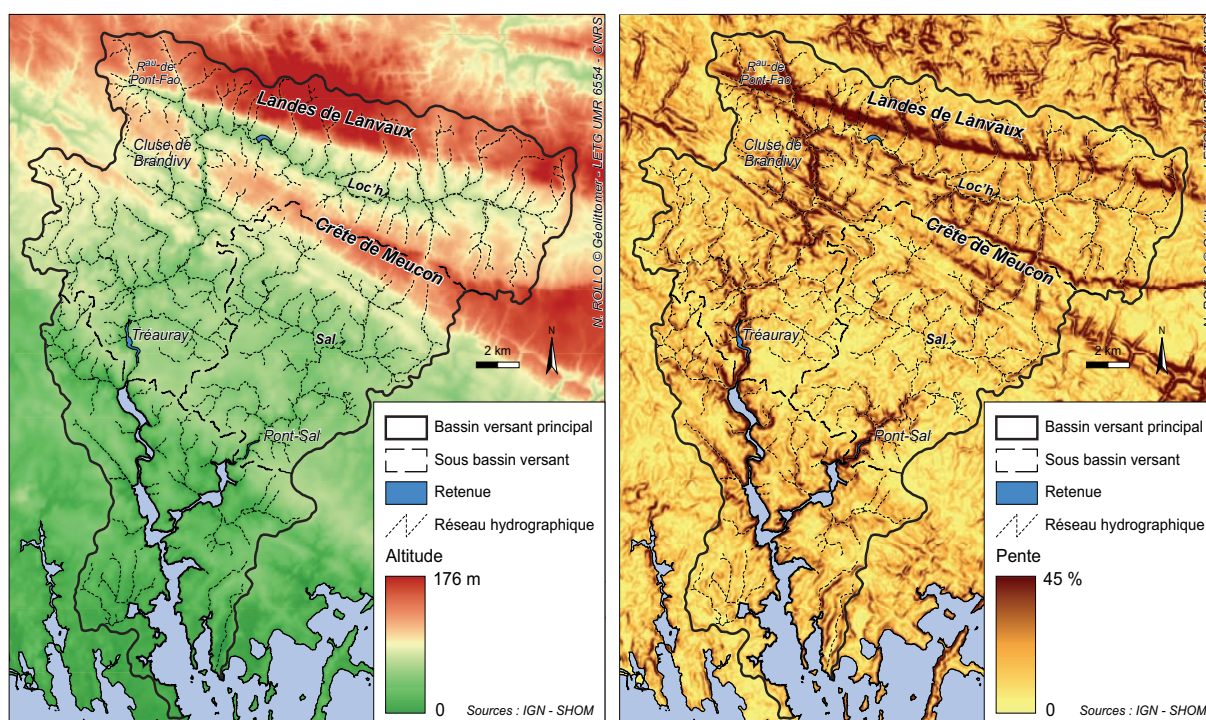


Figure 21. Caractéristiques topographiques du bassin versant de la rivière d'Auray

On distingue deux entités morphologiques au sein de la zone d'étude, particulièrement au niveau de l'orientation des principales vallées vis-à-vis de la structure. La première correspond à la tête de bassin du Loc'h. La section amont de ce cours d'eau, établie sur une surface d'aplanissement dont les vestiges sont conservés au niveau des crêtes précitées, semble ainsi adaptée aux principales contraintes de résistance. Il s'écoule en effet dans les schistes et arkoses de Bains parallèlement aux affleurements orientés selon le plissement hercynien. Son parcours amont Est-Ouest s'effectue ainsi au sein d'une dépression à fond plat dominée par les croupes granitiques de Lanvaux et de Meucon, entaillées par de nombreux vallons correspondant à des tributaires direct du Loc'h (photo 3). Toutefois, le tracé du Loc'h bifurque ensuite à sa confluence avec le ruisseau de Pont-Fao pour rallier l'entité morphologique méridionale du bassin en traversant la crête de Meucon et les mylonites du cisaillement Sud-armoricain à la faveur d'une faille. Ce franchissement s'effectue par un passage étroit et escarpé d'orientation méridienne au niveau de Brandivy. Cette cluse permet au Loc'h de rejoindre le domaine varisque Sud-armoricain au sein duquel il adopte par la suite des caractéristiques semblables aux cours d'eau prenant leurs sources au Sud du cisaillement. En effet, ce cours d'eau allochtone présente ensuite un tracé, similaire à celui du Sal, d'orientation perpendiculaire à la structure hercynienne jusqu'à rejoindre les eaux du Golfe du Morbihan. Cette entité méridionale présente une topographie moins marquée que la précédente (Planche photo 4). Les vallées parcourant ce plateau peuvent toutefois y être relativement encaissées par endroit, selon la dureté des roches qu'elles traversent mais également en fonction de la disposition des fractures. L'encaissement des

sections avals du Loc'h et du Sal inscrites dans un substrat granitique d'anatexie, particulièrement résistant mais fracturé dans l'axe des écoulements, est d'ailleurs souligné par l'aspect longitudinal des retenues de Tréauray et de Pont-Sal.



Planche photo 4. Physionomie du plateau méridional du bassin versant du Loc'h

1.2.3. Pédologie

Comme c'est le cas pour la majorité du territoire breton, où seulement 40 % des sols ont été cartographiés à moyenne ou grande échelle pour le moment³, la pédologie du secteur est relativement peu renseignée. Un programme régional de cartographie des sols, correspondant à une déclinaison locale des programmes nationaux « Inventaire, Gestion et Conservation des Sols » (IGCS) et « Réseau de Mesures de la Qualité des Sols » (RMQS) coordonnés par le Groupement d'Intérêt Scientifique Sol, est entrepris depuis 2005 (Buquen *et al.*, 2007). « Sols de Bretagne » a pour objectif de réaliser une cartographie des unités pédopaysagères régionales au 1/250 000 (échelle de référence européenne) associée à une base de données descriptive, afin de constituer un référentiel régional pédologique et d'alimenter la base nationale DONESOL⁴. Toutefois, les relevés associés à cette démarche sont toujours en cours de validation et l'intégralité des résultats n'a pas encore fait l'objet d'une large diffusion. Malgré cette lacune, différentes sources d'information peuvent être exploitées afin de déterminer les caractéristiques pédologiques du bassin. Ainsi, la carte des sols européens, bien que peu pertinente pour une application locale compte tenu de sa très petite échelle d'élaboration, constitue une représentation exhaustive de la répartition des différents grands types de sols sur le secteur (King *et al.*, 1994a ; King *et al.*, 1994b ; Jamagne *et al.*, 1995 ; King *et al.*, 1999). Cette dernière peut également être complétée par différentes études menées à plus grande échelle directement sur le bassin versant ou dans un espace contigu présentant des conditions pédo-climatiques semblables. En effet, plusieurs relevés à vocation agricole ont été réalisés à une échelle allant du

³ <http://www.bretagne-environnement.org/>

⁴ <http://www.sols-de-bretagne.fr/>

1/10 000 au 1/25 000 sur le secteur ou sur les pourtours du bassin (Figure 22). Enfin, la Base de Données des Analyses de Terre (BDAT), réalisée sur la période 1990-2004, permet d'appréhender relativement finement les caractéristiques physico-chimiques des sols agricoles et de suivre leurs évolutions temporelles (Schvartz *et al.*, 1997 ; Walter *et al.*, 1997 ; Saby *et al.*, 2004 ; Lemerrier *et al.*, 2006 ; Lemerrier *et al.*, 2009).

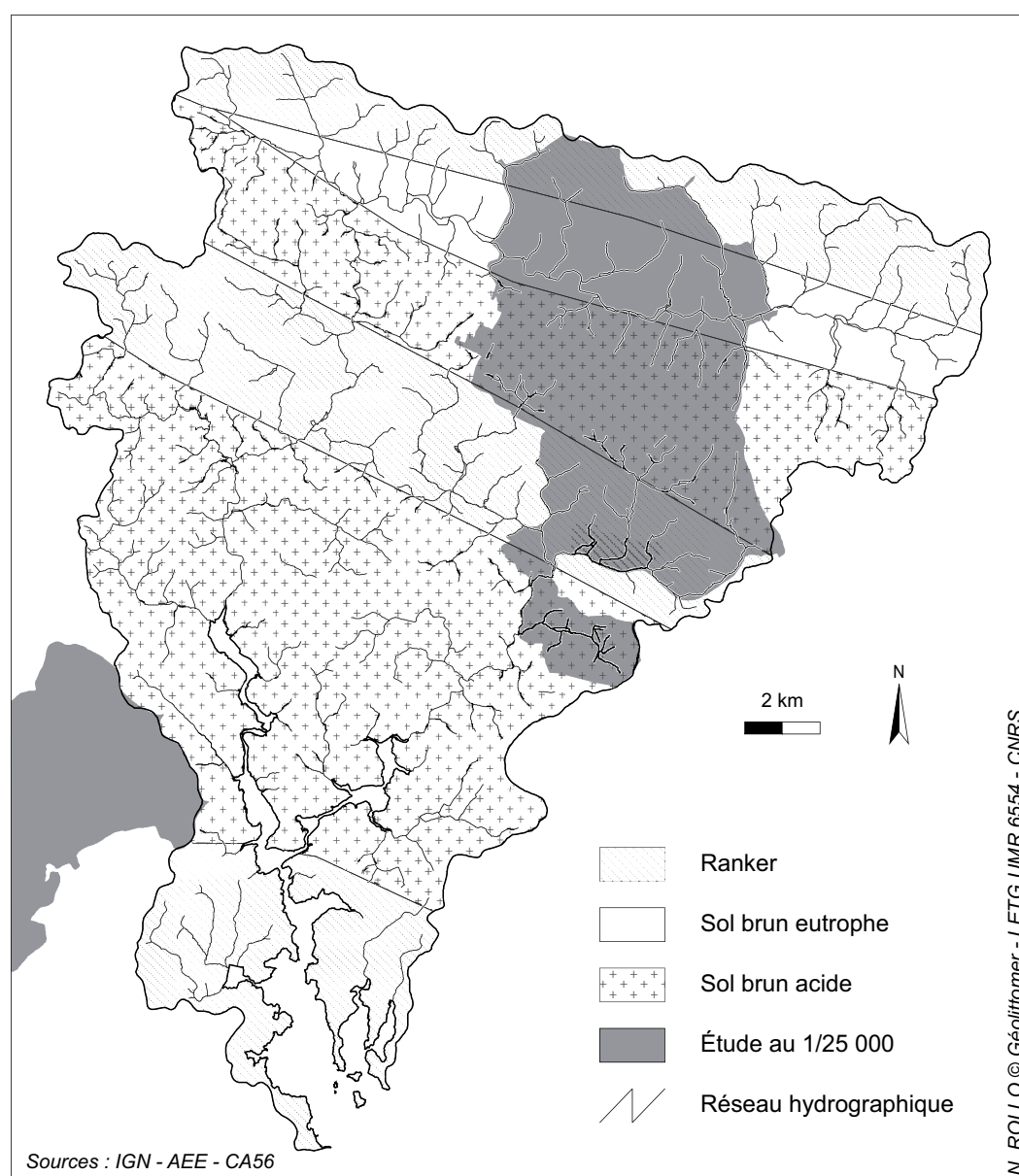


Figure 22. Caractéristiques pédologiques du bassin versant de la rivière d'Auray

Sur la base de ces différentes sources d'information, on peut distinguer trois grands ensembles pédologiques sur la zone d'étude. La localisation et l'alternance de ces derniers est étroitement liée à la succession des formations géologiques précitées. On retrouve ainsi des rankers au niveau du complexe orthogneissique de Lanvaux, des mylonites jalonnant la branche Sud du cisaillement et des affleurements granitiques méridionaux. Les sols issus de l'altération des schistes et arkoses de Bains qui caractérisent la section amont du cours du Loc'h correspondent eux à des sols bruns eutriques. Enfin, la ligne de crête Grand-Champ/Meucon ainsi que le plateau de la partie médiane du bassin sont dominés par des sols bruns dystriques. Les sols bruns sont quant à eux d'une profondeur moyenne (environ 60-70 cm) mais peuvent s'étendre jusqu'à un mètre sur des secteurs faiblement pentus. Ces séries limoneuses arborent généralement un complexe argilo-humique bien structuré. Toutefois, bien que souvent eutrophes en bas de versant, elles présentent des taux de saturation nettement plus limités sur les pentes du fait du lessivage qu'elles subissent. Ces sols peuvent en outre présenter une hydromorphie relativement marquée selon la topographie (zones de bas-fond) et les formations géologiques sur lesquelles ils se développent (hydromorphie plus prononcée sur schistes). Les rankers sont ordinairement peu profonds, laissant le substrat granitique affleurer par endroits. Leur épaisseur peut toutefois s'accroître localement du fait d'une accumulation de l'humus induite par une mauvaise dégradation de la matière végétale. Ces sols sablo-limoneux, caractéristiques des soubassements siliceux, présentent en outre une acidité relativement élevée qui, conjuguée à leur faible réserve hydrique, les rend peu favorables aux cultures (Chambre d'Agriculture du Morbihan, 2010).

Toutefois, ces grands traits physico-chimiques principalement liés aux formations géologiques sous-jacentes doivent être modulés en fonction de différents critères qui peuvent induire une forte variabilité à l'échelle locale. En effet, la position topographique et le degré d'altération du substrat influencent fortement la profondeur et l'hydromorphie des séries pédologiques (Curmi *et al.*, 1998). De même, les itinéraires techniques établis sur les parcelles agricoles peuvent, au travers des techniques culturales employées et des amendements effectués, profondément restructurer les sols mais également modifier leurs propriétés chimiques. Concernant ces dernières, on peut extraire différentes caractéristiques majeures des séries pédologiques du secteur en se basant sur les analyses effectuées sur les terres cultivées. Ainsi, les sols agricoles du bassin présentent tout d'abord un pH généralement compris entre 5,5 et 6,5. Cette acidité assez marquée s'explique par le fait que ces sols dominent des roches-mères essentiellement siliceuses. Ils sont également riches en matière organique, particulièrement à l'Ouest du bassin versant. En effet, les teneurs en matière organique des horizons de surface sont couramment supérieures à 40 g/kg. De même, les terres du secteur sont relativement riches en nutriment (azote et phosphore assimilable) mais enregistrent un gradient décroissant vers le Sud. Les teneurs en phosphore extractible qui s'établissent à plus de 400 g de P_2O_5 /kg (méthode Dyer) dans la partie Nord du bassin, dépassent ainsi assez nettement les seuils recommandés pour une fertilisation raisonnée (Lemercier, 2006).

1.3. Propriétés hydrographiques du bassin

Le bassin versant de la rivière d'Auray, qui s'étend sur 380 km², peut être subdivisé en trois entités hydrologiques bien distincts : le Loc'h, le Sal et l'ensemble des cours d'eau élémentaires débouchant directement dans la ria (Figure 23). Ces différents hydrosystèmes d'importance variable revêtent des caractéristiques contrastées (Tableau 8). Ainsi, avec un bassin versant de 203 km², le Loc'h représente plus de la moitié de l'aire d'alimentation de la rivière d'Auray. Ce cours d'eau, de rang 4 à son exutoire (méthode de Strahler), prend sa source à une altitude de 136 m sur les landes de Lanvaux au niveau du hameau de Guernevé (commune de Plaudren) et rejoint la rivière de Tréauray au niveau des marais saumâtres de Kerzo. Son linéaire hydrographique long de 278 km, selon la BD Topo de l'IGN, lui confère une densité de drainage de 1 370 m.km⁻². Néanmoins, 36 % de ce linéaire est concerné par une interruption de l'écoulement en période estivale (Planche photo 5).

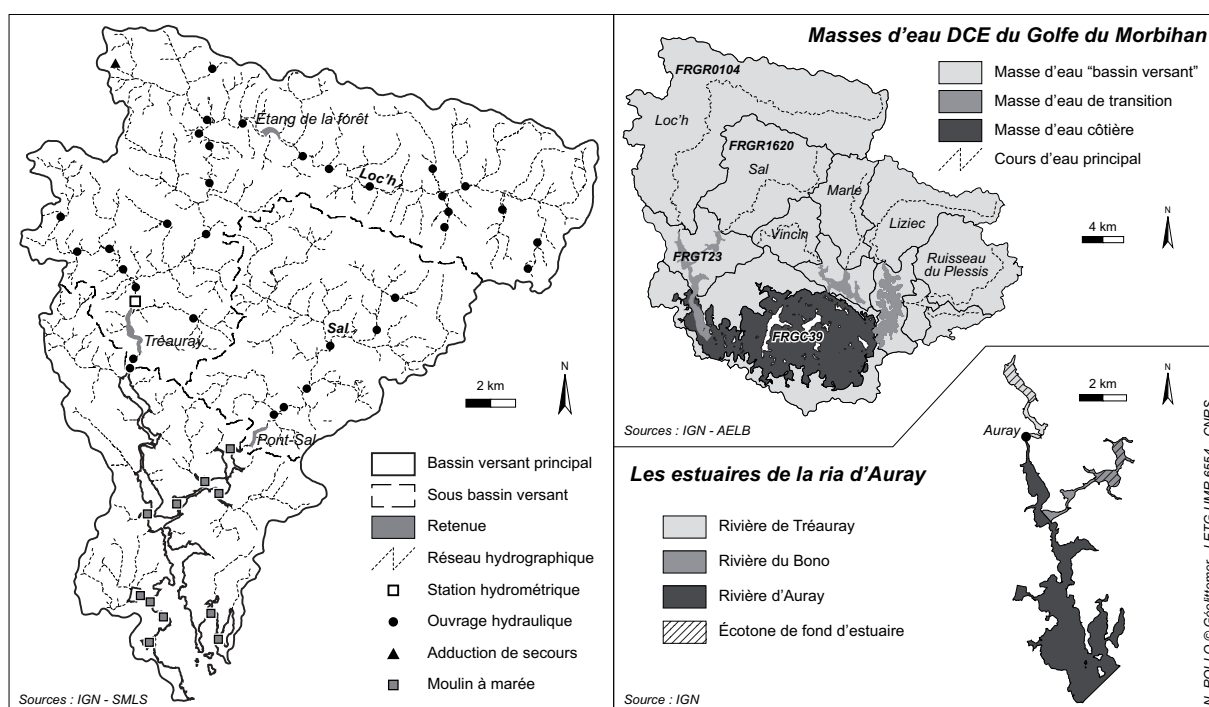


Figure 23. Hydrographie du bassin versant de la rivière d'Auray

La section amont du cours du Loc'h a été profondément remaniée au cours des années 1960 durant les travaux de remembrement. Ainsi, ces aménagements qui avaient pour but d'assainir les parcelles de bas-fonds inexploitable pour l'agriculture ont notamment conduit à supprimer les méandres originels en recalibrant près de 20 km du cours principal de la rivière. A cette occasion, sept vannages à clapets semi-automatiques ont été installés afin de limiter les crues débordantes et de constituer des réserves en période d'étiage (Planche photo 6). Ces aménagements hydrauliques ont également donné lieu à un réagencement et à l'extension de l'étang de la forêt afin d'y développer des activités touristiques. Cette retenue qui ne dispose pas de passe à poisson marque d'ailleurs la

	Loc'h	Sal	Côtiers
Superficie du bassin versant (km^2)	203	90	87
Source (altitude)	Guernevé 136 m	Le Moustoir 96 m	---
Exutoire	Rivière de Tréauray	Rivière du Bono	Rivière d'Auray
Longueur (km)	45	25	---
Linéaire hydrographique (km)	278	114	78
Densité de drainage (m/km^2)	1 370	1 263	899
Régime dominant (% du linéaire)	Permanent 64 %	Permanent 57 %	Intermittent 65 %
Classement piscicole	1 ^{ère} catégorie (jusqu'à l'étang de la forêt)	2 ^{ème} catégorie	---
Pente longitudinale (‰)	3,02	3,84	---

Sources : IGN - ONEMA

Tableau 8. Caractéristiques hydrographiques des différentes entités constituant le bassin versant de la rivière d'Auray



Planche photo 5. Le Loc'h à l'exutoire de l'étang de la forêt (*haut gauche*), au niveau de la cluse de Brandivy (*haut droite*), au Pont de Brec'h (*bas gauche*) et à l'aval de la retenue de Tréauray (*bas droite*)



Planche photo 6. Section recalibrée du Loc'h (*gauche*) et ouvrage hydraulique installé sur son cours supérieur lors des opérations de remembrement (*droite*)



Planche photo 7. Le plan d'eau de Tréauray (*haut gauche*), le déversoir de la retenue (*haut droite*) et l'usine de production d'eau potable associée à ce réservoir (*bas*)

limite de classement du Loc'h, l'aval étant considéré en première catégorie piscicole alors que l'amont est essentiellement peuplé de cyprinidés. Le profil en long de ce cours d'eau, long de 45 km, présente une pente moyenne de 3,02 ‰. Cette moyenne masque toutefois de forts contrastes, certaines sections présentent une déclivité nettement plus marquée notamment au niveau de la cluse de Brandivy. Cette particularité a favorisé l'implantation de nombreux petits ouvrages hydrauliques tout au long du Loc'h et de ses affluents. L'ouvrage le plus important étant le barrage de Tréauray, situé sur le

cours inférieur du Loc'h à proximité de son exutoire. Ce barrage donne naissance à une retenue de plus de 25 hectares dédiée à la production d'eau potable (Planche photo 7). Comme pour le Sal voisin, outre l'accentuation des phénomènes d'évaporation, ces aménagements ont conduit à de profondes perturbations hydromorphologiques des cours d'eau.



Photo 8. Le Sal au niveau du moulin de Kervilio

Bien que de moindre importance en étendu et en débit que le Loc'h, le Sal constitue le deuxième cours d'eau majeur du secteur, il présente ainsi un ordre de Strahler de 4 à son exutoire (photo 8). La source du Sal se trouve à 96 m d'altitude sur la crête reliant Grand-Champ à Meucon au Nord du lieu-dit Le Moustoir (commune de Grand-Champ). La longueur de son cours principal, qui le mène à rejoindre la rivière du Bono au niveau du moulin de Ker Royal, est de 25 km. Son réseau hydrographique s'étend toutefois sur 114 km et couvre une aire

d'alimentation de 90 km². La densité de son drainage est donc d'environ 1 263 m/km². La proportion de tributaires présentant un régime temporaire est légèrement plus importante que son homologue (43 %). Comme le Loc'h, ce cours d'eau de 2^{ème} catégorie piscicole et ses affluents ont subi des réaménagements au cours des grands travaux de remembrement des années 1960. Ces modifications, qui concernent principalement son cours supérieur ont toutefois été de moindre importance que ceux effectués sur la section amont du Loc'h. A l'instar de ce dernier, de nombreux ouvrages hydrauliques jalonnent le cours du Sal, particulièrement sur sa section aval qui concentre les pentes les plus accentuées et dont l'aire d'alimentation permet des apports suffisants. L'inclinaison moyenne du profil de son cours principal est ainsi de 3,8 ‰. Le cours inférieur du Sal a également été ennoyé sur environ 8 hectares suite à l'établissement du barrage de Pont-Sal. Tout comme Tréauray, la vocation de cette retenue concerne l'alimentation en eau potable.

La troisième entité hydrologique du bassin versant, qui couvre 87 km², correspond aux cours d'eau côtiers qui se jettent directement dans la rivière d'Auray. Cet ensemble ne constitue pas à proprement parlé un hydrosystème dans le sens où il forme un assemblage de bassins individualisés. Toutefois, ces tributaires présentent des caractéristiques relativement semblables qui les distinguent des deux entités précédentes. Ainsi, ce secteur est caractérisé par des cours d'eau de petites dimensions peu hiérarchisés. En effet, mis à part quelques rares exceptions, ils ont tous un ordre de Strahler de 1. De plus, contrairement au régime essentiellement pérenne du Loc'h, du Sal et de leurs affluents, les écoulements de ces cours d'eau primaires sont majoritairement temporaires. La densité de drainage de l'ensemble de ces bassins versants élémentaires, qui est de l'ordre de 899 m/km², est en

autre nettement inférieure à celles des deux autres hydrosystèmes qui disposent de chevelus conséquents. Cet élément s'explique par la forte artificialisation de la partie méridionale du bassin où les réseaux d'assainissement et d'eaux pluviales ont remplacés les drains « naturels » pré-existants. Le réseau de la commune de Locmariaquer, située à l'extrémité Sud de la rive droite de la rivière d'Auray, est ainsi quasiment inexistant. De même, la chenalisation du lit de certaines sections de ces cours d'eau dénote également les influences urbaines plus marquées dont ils font l'objet. En définitive, en venant court-circuiter les voies de transfert habituelles, le ruissellement direct et surtout les réseaux d'évacuation anthropiques ont très certainement une influence notable sur les apports terrigènes de cette troisième entité, particulièrement dans sa partie méridionale.

La ria d'Auray, qui constitue le réceptacle de l'ensemble de ces bassins côtiers, peut être décomposée en deux éléments distincts : la rivière du Bono, correspondant à la vallée ennoyée du Sal, et la rivière de Tréauray, constituant la partie saumâtre septentrionale de la ria et prenant le nom de rivière d'Auray au passage de la commune éponyme. Ainsi, au sens large, la terminologie de rivière d'Auray peut désigner l'ensemble de ce réseau d'estuaires ennoyés de 16 km², alors que dans une utilisation plus restrictive, elle correspond uniquement à la masse d'eau située à l'aval de la chaussée de Saint-Goustan, implantée dans le centre-ville d'Auray (Planche photo 9). Les écotones reliant le



Planche photo 9. La rivière d'Auray à Saint-Goustan (*haut gauche*), au niveau des communes de Baden (*haut droite*) et de Locmariaquer (*bas gauche*) et moulin à marée de Coët Courzo (*bas droite*)

Loc'h et le Sal à cet ensemble sont respectivement constitués des marais saumâtres de Kerzo (champ des martyrs) et des prés-salés et vasières du Bono (Photo 10). Ces milieux de fond d'estuaire sont tous deux inventoriés en Zone Naturelle d'Intérêt Écologique, Faunistique et Floristique (ZNIEFF) de type 1. Les rivages de la rivière d'Auray sont ponctués de nombreux moulins à marée implantés à l'exutoire des principaux cours d'eau (Planche photo 9). D'un point de vue réglementaire, les décrets du 4 juillet 1853 et du 9 janvier 1856 placent la limite transversale de la mer et la limite de salure des eaux de la rivière d'Auray au niveau du moulin de Tréauray et à la chaussée de Ker Royal pour la rivière du Bono. Ces ouvrages matérialisent ainsi les exutoires officiels du Loc'h et du Sal.



Photo 10. Le marais saumâtre de Kerzo situé à l'amont du centre-ville d'Auray

Les prérogatives de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), visant à décomposer les hydrosystèmes en entités homogènes, ont en outre conduit l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne (AELB) à subdiviser le secteur d'étude en deux masses d'eau DCE : « le Loc'h depuis Brandivy jusqu'à l'estuaire » (FRGR0104) et « le Sal et ses affluents depuis la source jusqu'à l'estuaire » (FRGR1620). Les petits bassins côtiers méridionaux sont quant à eux associés à la masse d'eau de transition « rivière d'Auray » (FRGT23) ou à la masse d'eau côtière « Golfe du Morbihan » (FRGC39). Enfin, l'ensemble du bassin est intégré à la masse d'eau souterraine « Golfe du Morbihan » (FRG012).

Concernant l'hydrométrie, une seule installation de jaugeage est présente sur le secteur d'étude. Cette station est située sur le cours principal du Loc'h à l'amont immédiat de la retenue de Tréauray au niveau du Pont de Brec'h (Planche photo 11). Ce suivi, qui couvre une surface d'alimentation de 184 km², était effectué jusqu'en 2006 dans le cadre du Réseau National de Bassin par la Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL), anciennement Direction Régionale de l'Environnement (DIREN), sous la maîtrise d'ouvrage du Ministère chargé de l'environnement. Il intègre depuis le contrôle de surveillance réalisé par l'AELB. Cette station de référence permet d'esquisser le comportement hydrologique des bassins du secteur dont les périodes de hautes eaux s'étendent de décembre à avril alors que les basses eaux se situent entre mai et novembre (Figure 24). Ainsi, le module du Loc'h au Pont de Brec'h est de 2,52 m³/s (13,69 l/s/km²). Ce débit, moyenné sur la période 1970-2011, masque toutefois de profondes fluctuations caractéristiques des régimes de type pluvio-thermal océanique de socles. En effet, le débit moyen mensuel de janvier s'établit à 5,94 m³/s, alors que celui du mois de septembre, qui illustre un important



Planche photo 11. Station hydrométrique du Pont de Brec'h située sur le cours principal du Loc'h à l'amont immédiat de la retenue de Tréauray

déficit d'écoulement, n'est que de 0,38 m³/s. Cette faible pondération du débit du Loc'h est ainsi mise en valeur par son Rapport des Extrêmes Moyennes Mensuelles (REMM) qui est de l'ordre de 15,43. Cette variabilité annuelle des écoulements se double d'irrégularités interannuelles parfois très marquées (Figure 25). La sévérité des étiages, comme ceux de 1996 où le débit moyen du mois de septembre était de 0,14 m³/s, ont conduit les autorités à mettre en place un dispositif de secours pour alimenter la retenue de Tréauray en dérivant une partie des eaux du Blavet vers le Loc'h. Les crues qui sont de moyenne intensité sont vraisemblablement atténuées par la succession d'ouvrage hydraulique dont la capacité de stockage conduit à un lissage des événements extrêmes.

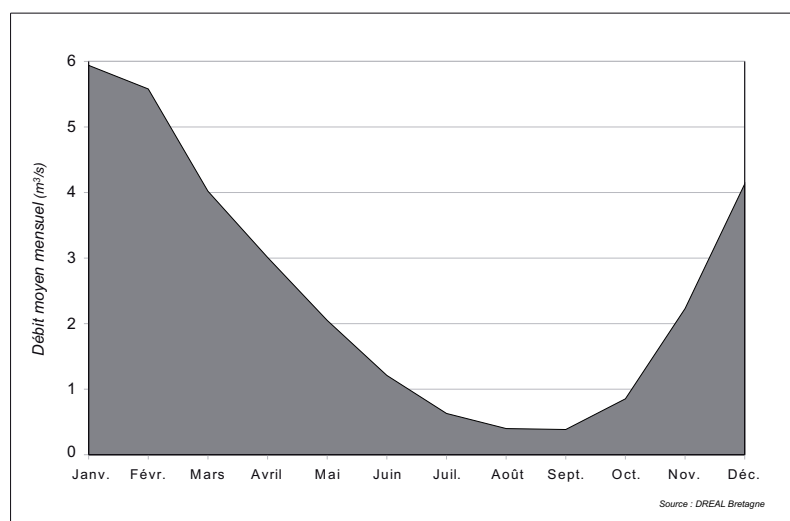


Figure 24. Débits moyens mensuels à la station hydrométrique du Pont de Brec'h

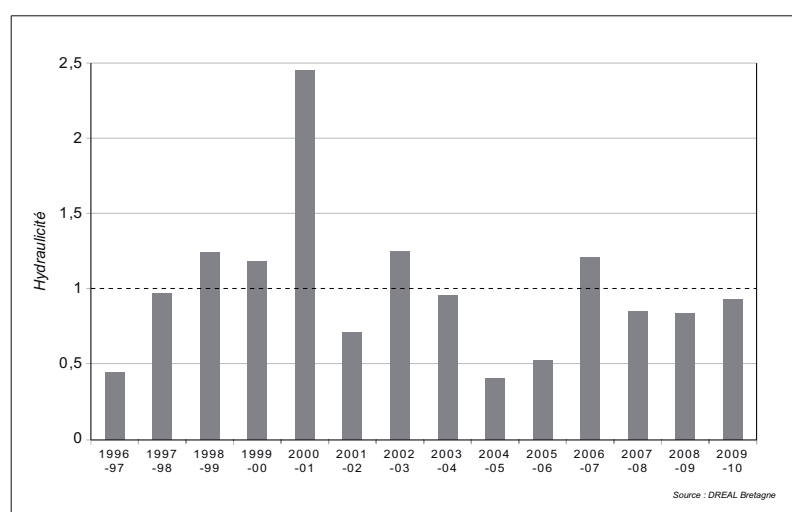


Figure 25. Hydraullicité du Loc'h au Pont de Brec'h par année hydrologique

La faible pondération des écoulements du secteur s'explique par la nature peu perméable du substrat peu favorable au développement d'aquifères importants pouvant contribuer au soutien des étiages. Ainsi, les variations d'écoulement paraissent essentiellement liées à la temporalité des épisodes pluvieux, avec un temps de réponse assez rapide compris entre un et trois jours selon l'état hydrique des sols (Communauté de Communes du Loc'h, 2005). Il faut toutefois noter qu'à échelle temporelle fine, l'analyse de ces chroniques peut être faussée par l'influence du moulin de Treuroux, situé un kilomètre à l'amont de la station et dont les cycles de rétention-lâchers peuvent perturber la mesure des niveaux d'eau et induire un léger décalage des écoulements dans le temps.

2. L'occupation des sols et le contexte socio-économique du secteur d'étude

2.1. Occupation du sol

Différentes sources d'information relatives à l'occupation des sols sont disponibles sur le secteur. Les couches de la BD Carto de l'IGN, la base Corine Land Cover de l'Agence Européenne de l'Environnement, ou encore une étude menée en partenariat entre le Conseil d'Architecture, d'Urbanisme et de l'Environnement du Morbihan (CAUE) et le laboratoire COSTEL (Vannier *et al.*, 2008), permettent d'avoir une vue d'ensemble de la répartition de la couverture des sols sur le territoire. Ces inventaires ont l'avantage de couvrir des surfaces étendues. Toutefois, leurs méthodes d'acquisition ne permettent d'intégrer les entités de petite taille. Elles ne prennent notamment pas en compte les petits regroupements de bâti, minimisant ainsi les surfaces artificialisées. Nous prendrons donc ici comme référence la couche d'occupation du sol qui a été réalisée dans le cadre de l'implémentation du modèle SWAT sur le bassin versant, du fait de sa meilleure résolution spatiale. Cette représentation a été constituée à partir d'une méthode composite basée à la fois sur différents référentiels spatiaux, sur l'interprétation des orthophotoplans de l'IGN et sur le traitement de scènes satellitaires successives. Son élaboration sera explicitée en détail dans le chapitre 6 portant sur les protocoles de paramétrage du modèle et sur la chaîne de prétraitement des données en entrée. Cette identification des différentes classes d'occupation des sols se rapporte néanmoins à la période 2000-2005. Les chiffres évoqués n'engageant que la première moitié des années 2000, il convient donc de les relativiser notamment au niveau de la part des surfaces artificialisées. Ces dernières se sont vraisemblablement étendues depuis, principalement au détriment des terres agricoles. En effet, l'étude menée par le CAUE du Morbihan et le laboratoire COSTEL révélait déjà une croissance de la tache urbaine d'environ 10 %, parallèlement à un resserrement des terres agricoles de l'ordre de 3 % à l'échelle du bassin versant sur la période 2000-2005 (Vannier *et al.*, 2008).

En se basant sur cette représentation, on remarque que la variabilité spatiale de l'occupation des sols du bassin versant de la rivière d'Auray reflète assez nettement la mixité du substrat du bassin versant, particulièrement au niveau de la répartition des milieux naturels et semi-naturels (Figure 26).

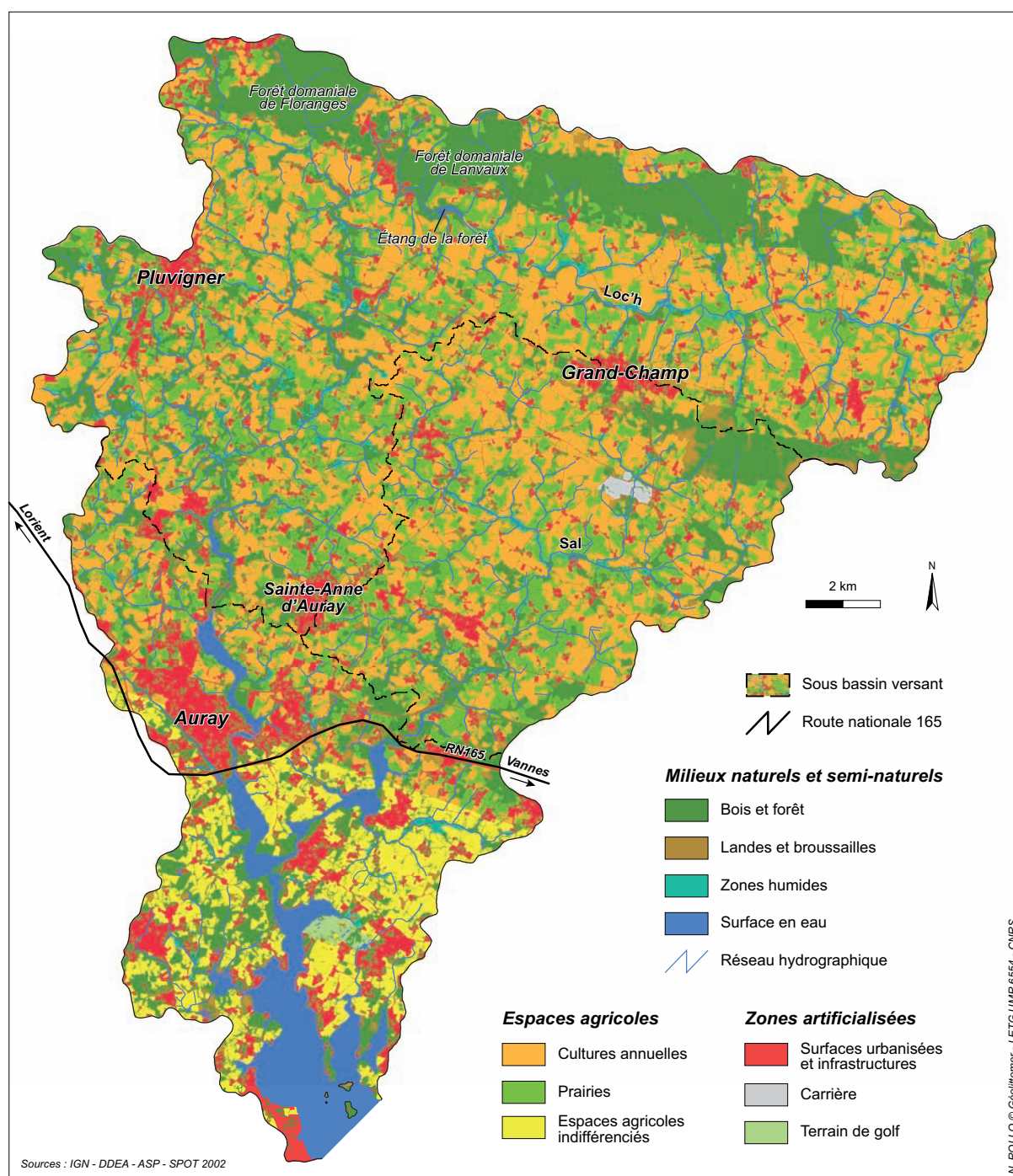


Figure 26. Occupation du sol du bassin versant de la rivière d'Auray

Ainsi, les croupes granitiques de Lanvaux et de Meucon, dominées par des sols acides peu profonds, se traduisent dans le paysage par des landes silicoles et des formations boisées principalement issues d'énrésinements (forêts domaniales de Floranges et de Lanvaux). Les landes de Lanvaux sont d'ailleurs inventoriées en ZNIEFF de type 2. Au-delà de ces deux alignements, les domaines boisés du bassin sont relativement morcelés. Ils se cantonnent principalement à des corridors longeant les vallées les plus encaissées (cluse de Brandivy, cours avals du Loc'h et du Sal) ou à des espaces restreint

disséminés sur l'ensemble du bassin versant. Concernant les zones humides ces dernières sont particulièrement étendues le long du cours principal du Loc'h, sur la section située à l'amont de l'étang de la forêt où sa vallée est la plus large. Des zones humides riveraines de moindre ampleur accompagnent également les cours moyens du Loc'h et du Sal peu encaissés. A l'échelle de l'ensemble du bassin versant de la rivière d'Auray, l'ensemble des milieux naturels ou semi-naturels représentent 32 % du territoire.

Les espaces artificialisés, qui s'étendent sur 13 % du bassin, semblent suivre deux modes d'organisation distincts au sein des parties septentrionales et méridionales du bassin. En effet, au Nord de Sainte-Anne d'Auray, mis à part les deux principales agglomérations de Pluvigner et de Grand-Champ et quelques îlots urbains correspondant à différents bourgs peu étendus, l'habitat apparaît essentiellement dispersé, entraînant un mitage du territoire. A l'inverse, les communes Sud du bassin sont caractérisées par un habitat majoritairement concentré et un étalement urbain manifeste ayant conduit à une conurbation unissant les agglomérations d'Auray, Brec'h et Pluneret. Pour ce qui est des terres agricoles, qui seront détaillées dans le paragraphe « 2.3. Contexte agricole » de ce chapitre, ces dernières couvrent la majorité du territoire en occupant environ 55 % du bassin.

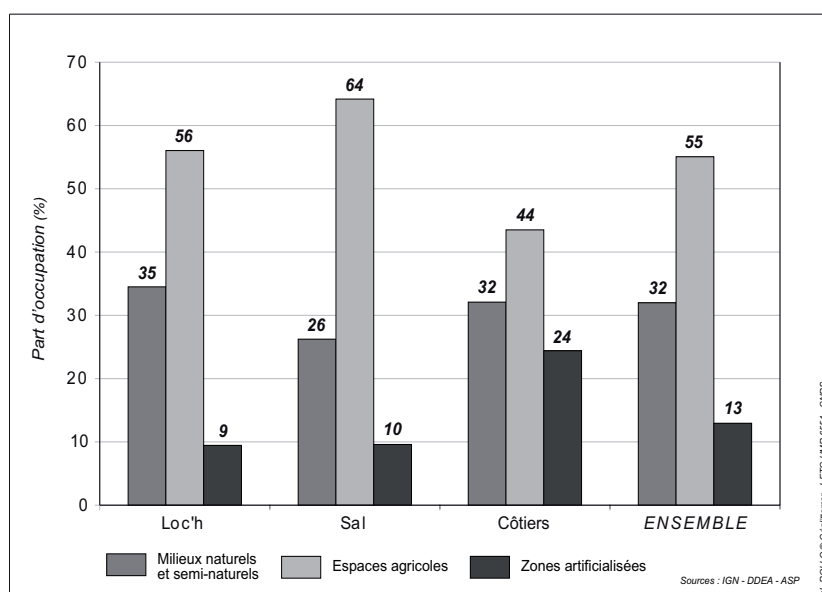


Figure 27. Répartition de l'occupation du sol à l'échelle des sous bassins versants de la rivière d'Auray

On observe une très nette différence de répartition des sols au sein des principaux sous bassins versants de la zone d'étude, notamment entre les parties septentrionale et méridionale (Figure 27). Les bassins du Loc'h et du Sal présentent une ventilation entre les trois postes d'occupation majeurs assez semblable. Le décalage observé tient ainsi principalement à l'extension des formations boisées et arbustives

des Landes de Lanvaux qui vient réduire simultanément la part des terres agricoles et dans une moindre mesure les surfaces artificialisées du bassin du Loc'h. Ces aires d'alimentation se distinguent toutefois assez fortement des petits bassins versants côtiers de la rivière d'Auray particulièrement en termes d'urbanisation. En effet, ces derniers comptent une proportion de surfaces artificialisées manifestement supérieure, représentant près du quart des bassins contre le dixième pour le Loc'h et le Sal. Cette majoration des surfaces imperméabilisées associée à des concentrations démogra-

phiques supérieures induit inévitablement des répercussions sur les sources et les types d'émissions de polluants impactant les milieux aquatiques. De plus, l'agglomération de ces espaces bâtis implique qu'une grande partie des habitations soient raccordées aux installations d'assainissement collectives. Les rejets émanant des usages domestiques et des eaux de ruissellement du secteur se concentrent donc majoritairement sous forme ponctuelle aux différents exutoires des réseaux d'assainissement et d'eaux pluviales.

2.2. Économie et démographie

2.2.1. Démographie

Le secteur étudié s'étend sur 26 communes qui regroupaient 85 885 habitants pour une densité moyenne de 123 hab./km² en 2008 (Tableau 9). La population du bassin est assez nettement polarisée par les deux aires urbaines de Vannes et d'Auray. La première d'une population de 63 089 habitants comprend trente communes dont huit sont présentes sur le bassin (Locmaria-Grand-Champ, Locqueltas, Plaudren, Meucon, Plescop, Plougoumen, Ploeren et Baden). La seconde, qui intègre les communes d'Auray, de Pluneret et de Brec'h, concentre quant à elle 23 857 habitants. Au-delà de ces deux pôles, les communes de Pluvigner et de Grand-Champ apparaissent comme les deux principales agglomérations de la partie Nord du bassin.

La croissance démographique du secteur est relativement importante et s'est surtout accélérée depuis 1999. En effet, cette dernière qui était précédemment autour de 1 % par an s'établit à 2,5 % depuis 1999, contre 1,2 % pour la moyenne régionale sur la même période. La population des communes du bassin a ainsi augmenté de plus de 25 % sur la période 1999-2008. Le fait que cette croissance se soit principalement portée sur une bande rétro-littorale et sur quelques communes situées à l'amont du bassin peut être expliqué par différents facteurs (Figure 28). Concernant les premières, ce phénomène peut notamment illustrer un compromis entre l'attractivité des espaces côtiers et le coût du foncier (Chambre d'Agriculture du Morbihan, 2010). Toutefois, cet aspect semble être amplifié sur le secteur par l'accessibilité aux pôles urbains voisins. En effet, la Route Nationale 165, qui jouxte les communes ayant connu les accroissements démographiques les plus marquants permet une liaison rapide entre ces communes et les villes centres environnantes (Vannes, Auray, Lorient). Cet impact des infrastructures de transport est également visible au niveau des communes situées en tête de bassin, le long de la Route Départementale 767 menant à Vannes. De plus, l'ensemble de ces communes intègre les couronnes périurbaines des aires urbaines précitées, soulignant ainsi l'influence des pôles Alréen et Vannetais.

	Superficie (km ²)	Part de la commune sur le bassin versant (%)	Population 1999	Population 2008	Evolution de la population 1999-2008 (%)	Variation annuelle 1999-2008 (%)	Densité de population 2008 (hab./km ²)
Auray	6,9	89	10 899	12 536	+ 15,0	+ 1,6	1 821
Baden	22,9	42	3 370	4 038	+ 19,8	+ 2,0	177
Brandivy	26,1	100	930	1 116	+ 20,0	+ 2,0	43
Brec'h	39,5	66	4 496	6 363	+ 41,5	+ 3,9	161
Camors	37,2	32	2 353	2 753	+ 17,0	+ 1,8	74
Colpo	26,7	36	1 810	2 193	+ 21,2	+ 2,2	82
Crac'h	31,5	51	3 029	3 269	+ 7,9	+ 0,9	104
Grand-Champ	67,5	100	4 243	4 817	+ 13,5	+ 1,4	71
La Chapelle Neuve	21,8	0,5	720	747	+ 3,8	+ 0,4	34
Landaul	18,0	1,0	1 343	1 848	+ 37,6	+ 3,6	102
Le Bono	5,9	100	1 860	2 199	+ 18,2	+ 1,9	372
Locmaria-Grand-Champ	14,1	94	732	1 143	+ 56,1	+ 5,1	81
Locmariaquer	11,0	35	1 366	1 674	+ 22,5	+ 2,3	152
Locqueltas	19,5	82	1 214	1 551	+ 27,8	+ 2,8	79
Meucon	5,8	0,4	1 268	2 104	+ 65,9	+ 5,8	366
Moustoir-Ac	34,0	1,5	1 477	1 678	+ 13,6	+ 1,4	49
Plaudren	41,2	17	1 453	1 633	+ 12,4	+ 1,3	40
Plescop	23,5	51	3 685	4 664	+ 26,6	+ 2,7	198
Ploeren	20,5	5	3 984	5 703	+ 43,1	+ 4,1	278
Plougoumen	21,6	88	1 764	2 351	+ 33,3	+ 3,2	109
Plumergat	42,1	100	2 600	3 322	+ 27,8	+ 2,8	79
Pluneret	25,7	100	3 728	4 958	+ 33,0	+ 3,2	193
Pluvigner	83,0	61	5 429	6 829	+ 25,8	+ 2,6	82
Saint-Jean de Brévelay	41,8	3,2	2 368	2 659	+ 12,3	+ 1,3	64
Saint-Philibert	7,3	10	1 258	1 477	+ 17,4	+ 1,8	201
Sainte-Anne d'Auray	5,0	100	1 846	2 260	+ 22,4	+ 2,3	450
ENSEMBLE	700	53,8	69 225	85 885	+ 25,2	+ 2,5	123
BRETAGNE	27 208	---	2 819 786	3 149 701	+ 11,7	+ 1,2	116

Source : INSEE

Tableau 9. Démographie des communes du bassin versant de la rivière d'Auray

2.2.2. Tourisme

Secteur d'activité essentiel du Morbihan, qui génère plus de 10 % du Produit Intérieur Brut départemental, le tourisme est très présent sur et à proximité du secteur d'étude (Chambre de Commerce et d'Industrie du Morbihan, 2008). En effet, le bassin versant de la rivière d'Auray se trouve à l'interface de deux zones à forte vocation touristique : Vannes-Golfe du Morbihan et Carnac-Quiberon. Ces secteurs, qui comptent parmi les secteurs les plus fréquentés à l'échelle de la région Bretagne, s'intègrent respectivement dans les pays touristiques de Vannes-Lanvaux et d'Auray. Les abords du bassin sont ainsi marqués par la présence de quatre « stations classées » : Vannes, Arradon, Carnac et Quiberon ; et de quatre « communes touristiques » : Erdeven, Plouharnel, Locmariaquer et Sainte-Anne d'Auray (Conseil Général du Morbihan, 2011). Cet attrait touristique s'explique pour partie par des aspects patrimoniaux (sites mégalithiques de Carnac, tourisme religieux à Sainte-Anne

d'Auray et centre médiéval fortifié de Vannes contribuant à sa labellisation « ville d'art et d'histoire »). Toutefois, cette dynamique qui se concentre essentiellement sur la frange littorale est avant tout liée au tourisme balnéaire estival et dans une moindre mesure à la plaisance. A l'échelle

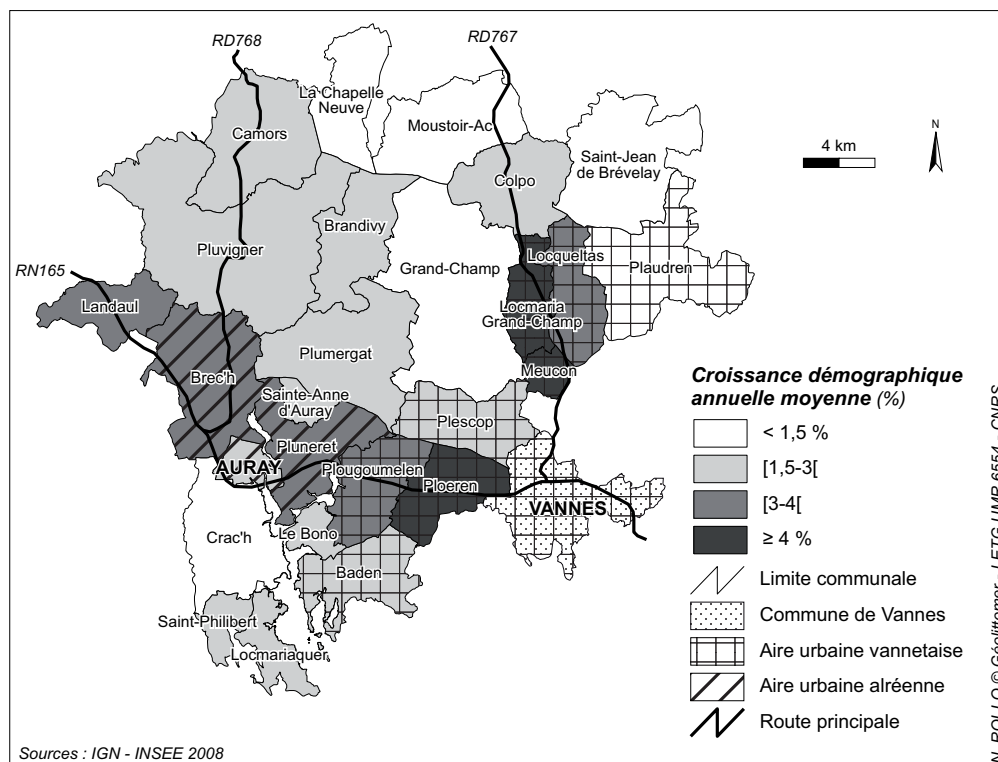


Figure 28. Croissance démographique annuelle sur la période 1999-2008

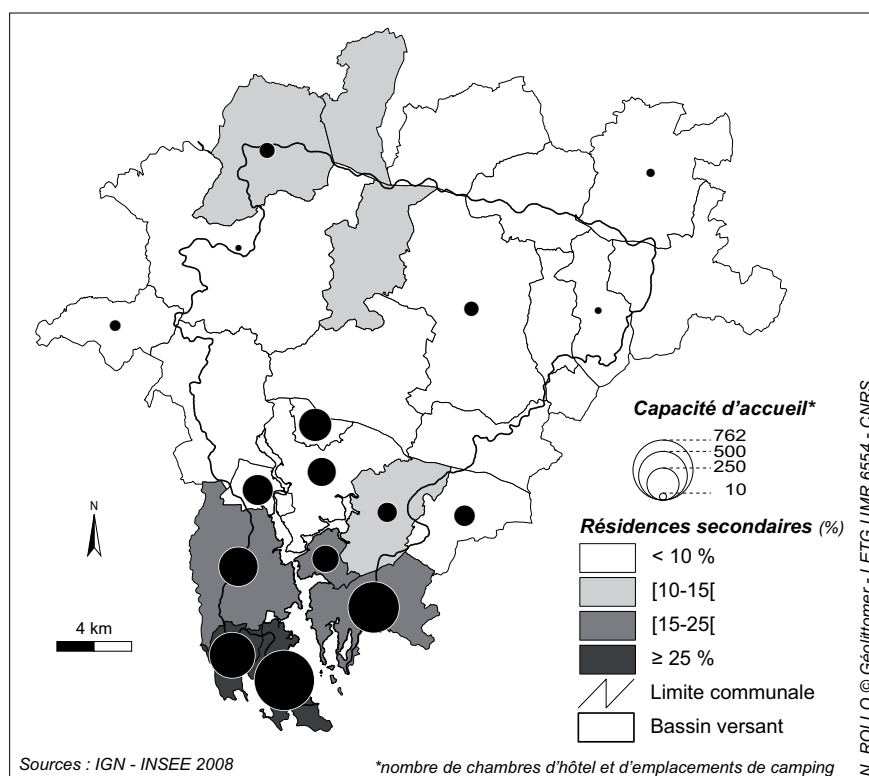


Figure 29. Part des résidences secondaires et capacité d'accueil des communes

du bassin versant d'étude, la capacité d'accueil des communes et la part des résidences secondaires témoignent de cette centralisation méridionale des vacanciers se fait particulièrement sentir au niveau des communes du bassin riveraines de la ria et à Sainte-Anne d'Auray, premier lieu de pèlerinage breton (Figure 29).

La fréquentation touristique qui se concentre sur quelques mois de l'année induit d'importantes pressions sur les hydrosystèmes locaux. Cet accueil d'habitants sédentaires supplémentaires en période estivale implique des répercussions autant en termes de rejets qu'au niveau des prélèvements. L'incidence de ces derniers est d'autant

plus marquée que leur accroissement concorde avec la période d'été et que les réserves aquatiques superficielles du bassin versant de la rivière d'Auray (retenues de Tréauray et de Pont-Sal) servent de base à l'alimentation en eau potable de l'ensemble du secteur touristique s'étirant de Quiberon à Vannes.

2.2.3. Emplois

A l'échelle de l'ensemble des communes du bassin, l'activité économique suit une répartition entre les secteurs d'activité relativement proche de la moyenne nationale. En effet, les secteurs primaire, secondaire et tertiaire représentent respectivement 6, 25 et 69 % des emplois présents sur les communes de la zone d'étude (Figure 30). Cette distribution est toutefois assez variable entre les communes,

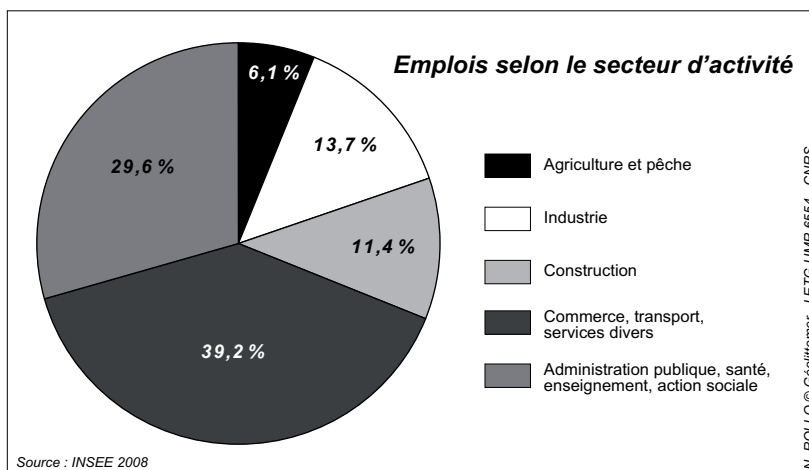


Figure 30. Répartition des emplois selon le secteur d'activité

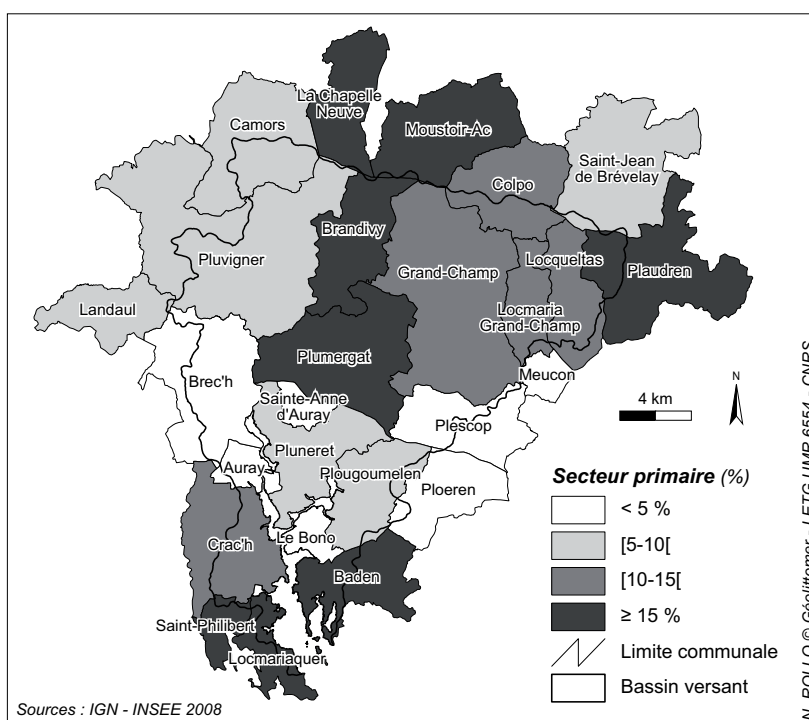


Figure 31. Part du secteur primaire dans les emplois communaux

particulièrement pour celles représentant les bassins d'emplois les moins significatifs où la présence d'une industrie ou d'une administration peut aisément bouleverser la ventilation entre les différentes familles de métiers. Cette variabilité est particulièrement marquante au niveau du secteur primaire. En effet, ce dernier qui est quasiment absent de certaines communes (Ploeren, Sainte-Anne d'Auray, Brec'h...), voire totalement absent (Auray, Meucon), représente un domaine d'activité majeur pour d'autres. Il représente ainsi le tiers des emplois des communes de Brandivy ou Plaudren. De manière générale, l'importance du secteur primaire est corrélée à la disponibilité des terres agricoles, elle même étroitement liée à l'extension des espaces bâtis (Figure 31). Les communes de la bande urbaine longeant la Route Nationale 165 ont ainsi une faible représentation des activités du secteur primaire. De part et d'autre de cet axe, la proportion du secteur primaire croît graduellement vers le Nord, en lien avec l'augmentation des Surfaces Agricoles Utilisées (SAU), et vers le Sud du fait des cultures marines très présentes en rivière d'Auray.

2.3. Contexte agricole

2.3.1. Exploitations et Surfaces Agricoles Utilisées

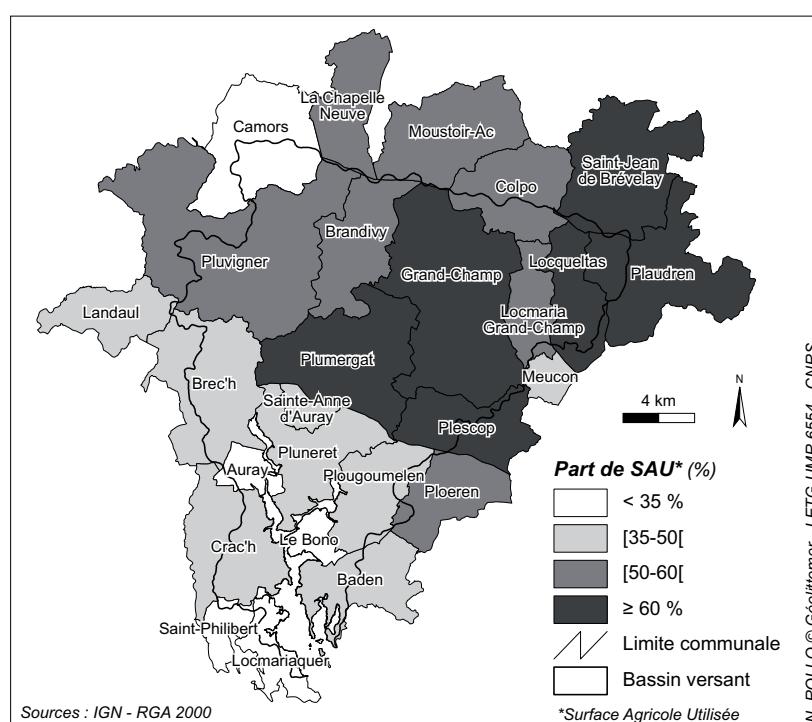


Figure 32. Part des surfaces agricoles sur les communes du bassin versant

Mixte du Loc'h et du Sal (SMLS), intégrant les caractéristiques des deux-tiers des exploitations du bassin, montre que plus de 60 % des exploitations sont spécialisées dans l'élevage bovin (lait et/ou viande) et que plus de la moitié présente une orientation technico-économique « bovins lait ».

Comme nous l'avons vu, l'activité agricole représente un des éléments majeures du secteur d'étude, autant en termes d'emploi que d'extension spatiale. Le bassin versant de la rivière d'Auray est caractéristique du « modèle agricole breton » associant une polyculture à des cheptels bovins essentiellement laitiers auxquels s'ajoutent, principalement en tête de bassin des élevages porcins et avicoles intensifs. Ainsi, l'observatoire de l'agriculture lancé en 2008 par le Syndicat

Pour des raisons de confidentialité, il n'est pas possible d'obtenir les caractéristiques spatiales des exploitations (siège et parcellaire), sauf accord individuel de chacun des exploitants. Il est donc assez difficile de dénombrer finement les exploitations officiant sur le bassin. De plus, afin de garantir l'anonymat, les données rendues publiques sont souvent agglomérées à l'échelle d'entités administratives : communes, cantons, voire le plus souvent départements. Ainsi, le dernier inventaire exhaustif réalisé à l'échelle des communes et rendu public correspond au Recensement Général Agricole (RGA) de 2000. Depuis, les études menées sur la base d'échantillons ont le plus souvent donné lieu à une diffusion limitée sous la forme d'indicateurs départementaux ou au mieux cantonaux peu adaptés à des problématiques environnementales locales. En se référant au dernier RGA, les communes du secteur comptaient en 2000 un total de 1 331 exploitations réparties sur une Surface Agricole Utilisée (SAU) de 37 000 hectares représentant 53 % de territoires communaux (Figure 32). La taille moyenne des exploitations du secteur était donc de 26 hectares. Ces chiffres sont toutefois à relativiser sachant qu'entre 2000 et 2007 le nombre d'exploitation a diminué de 29 % et la SAU s'est contractée à hauteur de 2,6 % à l'échelle du Morbihan (Agreste Bretagne, 2010a ; Agreste Bretagne, 2010b).

2.3.2. Systèmes de cultures

	Surface (ha)	Part de la SAU* (%)
Céréales	4 459	21,9
Maïs	6 147	30,2
Prairies permanentes	1 745	8,6
Prairies temporaires	6 130	30,1
Gel	454	2,2
Colza	254	1,2
Légumes-fleurs	360	1,8
Autres cultures	95	0,5
Divers	736	3,6
ENSEMBLE	20 380	---
*Surface Agricole Utilisée		

Source : ASP 2008

Tableau 10. Assolement moyen des exploitations du bassin versant de la rivière d'Auray

suivies par le maïs (31 %) et les céréales (22 %). L'ensemble de ces modes de mise en valeur représente 96 % des espaces à vocation agricole du bassin versant. Il faut toutefois noter que la suppression du taux de jachère obligatoire en 2008 afin de réajuster les marchés suite aux sécheresses des années précédentes a conduit à une importante réduction des surfaces gelées comparativement aux années moyennes du fait de leur remise en culture. Il convient également de considérer que cette répartition se base uniquement sur les parcelles déclarées au titre de la PAC. Ainsi, des surfaces à

D'après le Registre Parcellaire Graphique (RPG) issu des surfaces déclarées au titre de la PAC auprès de l'Agence de Services et de Paiement (ASP), en 2008 le bassin versant de la rivière d'Auray comptait 20 380 hectares de Surface Agricole Utile, soit 53 % du territoire. Le Tableau 10 détaille la répartition de ces terres agricoles entre les différents groupes de cultures. On note ainsi que les prairies représentaient le principal poste d'occupation des terres agricoles (43 % en y intégrant des parcelles gelées),

vocation agricole mais n'ayant pas donné lieu à des faire-valoir officiels (propriété, affermage ou métayage) ne sont pas comptabilisées dans cette analyse. Or, le différentiel peut être localement significatif, particulièrement dans la partie méridionale du bassin. En effet, notamment pour des raisons de spéculations, il est commun que certains propriétaires s'entendent verbalement avec des agriculteurs pour des fauchages d'entretien voire une exploitation informelle de leurs parcelles.

2.3.3. Production animales et effluents

Compte tenu du contexte breton et du lien rapidement établi entre cheptels et dégradation de la qualité de l'eau, les informations relatives aux productions animales demeurent des données sensibles dont la diffusion donne lieu à certaines réticences de la part de la profession. Tout comme les caractéristiques spatiales des exploitations, le RGA 2000 représente l'inventaire exhaustif le plus récent ayant été diffusé. Le Conseil Général et la Chambre d'Agriculture du Morbihan ont lancé en 2003 un observatoire de l'azote afin de répertorier les cheptels du département et d'évaluer les quantités d'effluents d'élevage. Toutefois, les données issues de cette base ne sont rendues publiques qu'à l'échelle cantonale ce qui les rend peu exploitables.

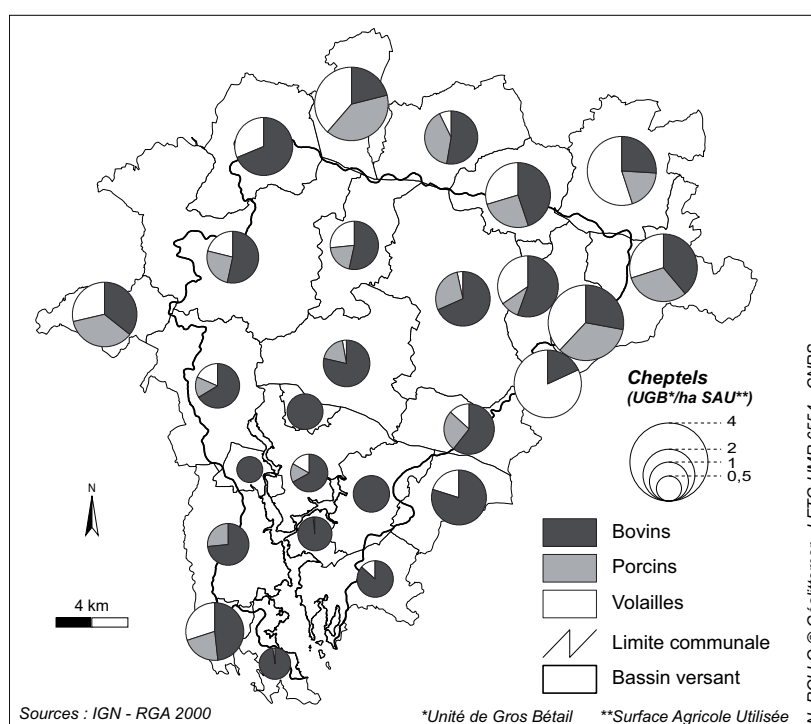


Figure 33. Cheptels communaux en Unités de Gros Bétail par hectare de Surface Agricole Utilisée

La Figure 33 présente la répartition des principaux cheptels, exprimés en Unités de Gros Bétail (UGB) (Tableau 11) et rapportés à la SAU de chaque commune du bassin. Hors mis les communes de Landaul, Ploeren et Saint-Philibert, d'ailleurs très peu représentées sur le bassin versant, les densités d'élevages les plus importantes se situent au Nord de la zone d'étude et plus particulièrement en tête de bassin du Loc'h (photo 12). A l'exception de Grand-Champ, les communes amonts regroupent en effet des densités de cheptels supérieures à trois équivalent UGB par hectare de SAU. A l'inverse, les communes méridionales et notamment celles de « l'axe RN 165 » présentent des cheptels peu fournis et surtout assez homogènes. La part des bovins y est en effet prépondérante voire exclusive. Il apparaît aussi, comme l'orientation technico-économique des exploitations le laissait supposer, qu'à l'échelle du bassin les cheptels les plus importants concernent les bovins.

Cheptels	Équivalent UGB*
Bovins et équidés de plus de deux ans	1
Bovins de six mois à deux ans	0,5
Caprins et ovins de plus d'un an	0,15
Caprins et ovins de moins d'un an	0,05
Porcs à l'engraissement	0,1
Truies en reproduction	0,2
Volailles	0,01

*Unité de Gros Bétail

Source : Institut Technique de l'Élevage Bovin

Tableau 11. Équivalence entre les principaux animaux d'élevage et les Unités de Gros Bétail**Photo 12.** Porcherie en tête de bassin du Loc'h

Mis à part les communes les plus urbanisées, vraisemblablement du fait des contraintes réglementaire d'installation des porcheries, et malgré des proportions variables, les élevages porcins sont toutefois bien représentés sur l'ensemble du bassin versant. Les élevages avicoles concernent également quasiment l'ensemble des communes de la zone d'étude. Leur représentation semble néanmoins nettement plus marquée sur les communes amont où ils constituent dans certains cas les cheptels UGB les plus importants. Ces effectifs, basés sur le RGA de 2000 ont toutefois été profondément restructurés depuis. En effet, la réactualisation de ces données par l'observatoire départemental de l'azote a ainsi permis de constater qu'entre 2000 et 2008, à l'échelle du Morbihan, les cheptels de bovins, porcins et volailles s'étaient respectivement réduits de 6, 12 et 24 %.

Ce contexte hétérogène d'élevage explique les variations de pression azotée d'origine animale que l'on peut constater à l'échelle du bassin versant. La Figure 34 représente la charge en azote organique à l'échelle des différentes communes du bassin versant. Ce calcul, issu des effectifs animaux du RGA 2000 et de la grille de référence régionale des quantités d'azote, phosphore et potassium émises par les différents types de cheptels, montre que le bassin versant se décompose en deux ensembles. La partie méridionale est ainsi caractérisée par des charges en azote organique inférieures à 140 kg par hectare de Surface Potentiellement Épandable (SPE) (base de calcul officielle 70 % de la SAU). À l'inverse les communes septentrionales, de par leurs densités d'élevages, présentent une pression azotée d'origine animale nettement supérieure, particulièrement en tête de bassin du Loc'h où elles se trouvent toutes en excédent structurel.

Ce dernier aspect explique que trois des six cantons qui se trouvent sur le bassin versant soient classés en zone d'excédent structurel (ZES) et aient été intégrés dans des programmes de résorption au titre de la directive « nitrates ». En effet, les cantons de Saint Jean de Brevelay, Locminé (Mous-

toir-Ac et la Chapelle Neuve), et Grand-Champ (Brandivy, Grand-Champ, Colpo, Plescop, Locmaria-Grand-Champ, Locqueltas et Plaudren) admettaient respectivement 265, 256, et 209 kg d'azote organique par hectare épardable en 2000. Sous l'effet de la réduction des cheptels cette pression tend à se réduire au fil du temps. En effet, en 1988 le canton de Grand-Champ comptait une charge organique de 221 kg d'azote par hectare (soit 26,5 % d'excédent et un déficit de plus de 2 900 hectares épardables) (Yerles, 1995). Comme en témoignent les charges azotées des cantons en 2005, cette dynamique s'est poursuivie depuis (Tableau 12). En 2000, la pression azotée du bassin provenait majoritairement des bovins (63,4 %), puis des porcins (31,5 %) et enfin des volailles (5,1 %). Sachant que les

enquêtes menées ces dernières années sur différents échantillons ont montré que les élevages porcins et avicoles avaient connu une réduction nettement plus importante que les cheptels bovins (lait et viande), cette tendance s'est très certainement accrue au cours de la décennie 2000.

Cette base de calcul officielle représente toutefois une vision empirique de la fertilisation organique et des pressions qui en découlent, des décalages assez importants peuvent ainsi être constatés à l'échelle des exploitations. En effet, la méthode officielle de calcul, qui ne prend pas en compte les traitements et les échanges d'effluents réalisés par certaines exploitations, juge que 70 % de la SAU peut être considérée comme des SPE. Toutefois, bien que les plans de fumure prévisionnels intègrent souvent une valorisation des effluents d'élevage sur 80 voire 85 % du parcellaire, selon l'observatoire de l'agriculture des bassins versants du Loc'h et du Sal, il n'est pas rare que les surfaces

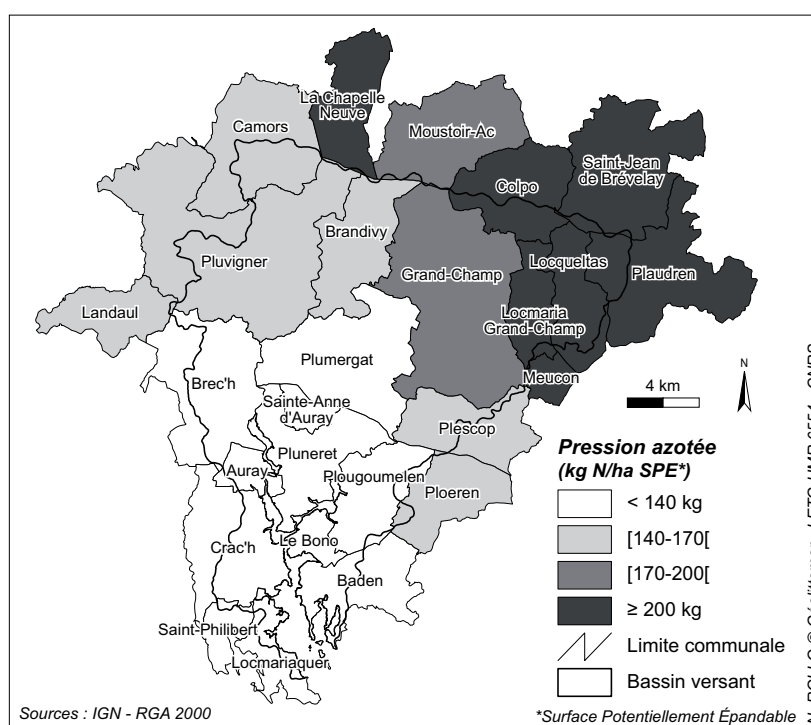


Figure 34. Charge azotée d'origine animale des communes de la zone d'étude

	Charge azotée organique 2000 (kg N/haSPE*)	Charge azotée organique 2005 (kg N/haSPE*)
Auray	130	121
Grand-Champ	209	184
Locminé	256	244
Pluvigner	158	138
Saint-Jean de Brévelay	265	224
Vannes-Ouest	104	89

*Surface Potentiellement Épardable (base de calcul officielle 70 % de la Surface Agricole Utilisée)

Sources : RGA - Observatoire de l'azote du Morbihan

Tableau 12. Charge azotée organique des cantons du bassin versant

réellement amendées ne représentent que la moitié de la superficie d'une exploitation. En effet, pour des raisons pratiques (temps et coûts), la plus grande partie des épandages sont réalisés sur les zones les plus proches des installations de stockage des effluents (bâtiments d'élevage, sièges d'exploitation...), exposant ces parcelles à des pressions bien supérieures. Par conséquent, au-delà des exploitations inventoriées officiellement comme excédentaires (quatre exploitations du bassin étaient dans le cas au début des années 2000 avant de mettre en place des mesures de résorption : traitement ou exportation des effluents, réduction de cheptels), certaines portions du parcellaire agricole peuvent se retrouver en surcharge au niveau de l'azote organique sans que les exploitations ne soient considérées comme telles. Enfin, ces charges organiques ne représentent que des sources, leurs effets sur les milieux aquatiques sont très largement dépendant des processus de transfert. L'évaluation de la contribution des fertilisations organiques à l'enrichissement en azote et phosphore des cours d'eau, nécessite donc de prendre en compte la morphologie du parcellaire, notamment au niveau des linéaires paysagers (talus, haies, bandes enherbées...), les modalités d'épandage ainsi que la temporalité des applications qui jouent un rôle crucial dans la mobilisation et le transport des nutriments.

3. La qualité de l'eau des masses d'eau du bassin et ses enjeux

3.1. Contexte breton

3.1.1. Historique de la dégradation des masses d'eau bretonnes

Depuis le début des années 1990, la Bretagne est très souvent pointée du doigt par les autorités nationales et communautaires ainsi que les médias du fait de l'ampleur de la dégradation de la qualité de ses eaux. Au fil du temps elle s'est imposée comme un des exemples les plus cités pour la remise en cause du système agricole productiviste du fait de ses atteintes au milieu naturel. Malgré les alertes formulées dès les années 1970 auprès des autorités par l'Association pour la Protection et la Promotion du Saumon de Bretagne, devenue Eau et Rivières de Bretagne (ERB), et relayées par différents membres de la communauté scientifique, cette situation s'est profondément aggravée durant les dernières décennies du XX^{ème} siècle. Les effets de cette altération des milieux aquatiques se sont tout d'abord fait sentir sur les eaux distribuées. Ainsi, à la fin des années 1990, 39 % de la population régionale était alimentée par un réseau de distribution ayant connu des dépassements de la teneur réglementaire en pesticides (DIREN Bretagne, 2006). Concernant les teneurs de nitrates dans les eaux distribuées, 13 % des habitants avaient été exposés à une eau non-conforme et 70 % étaient approvisionnés par des eaux présentant des concentrations moyennes supérieures à 25 mg/l, correspondant à l'objectif de qualité de l'Organisation Mondiale de la Santé et à l'ancienne valeur guide des directives européennes relatives à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine de 1975 et 1980 (DIREN Bretagne, 2000). Parallèlement, de nombreux dysfonctionnements apparus

au cours des années 1970 se sont considérablement étendus et amplifiés, particulièrement au niveau des proliférations algales et phytoplanctoniques, que ce soit dans les masses d'eau continentales ou côtières. Le modèle agricole régional très intensif a très vite été considéré comme la source principale de ces maux. En effet, les politiques agricoles menées au cours des années 1950-1960 ont conduit à une profonde recomposition des paysages agraires (agrandissement des parcelles, arrachage des haies, arasement des talus...) et une intensification majeure des pratiques passant par une mécanisation accrue, l'utilisation massive d'intrants et un accroissement sensible des cheptels. Ainsi, à la fin des années 1990, les quantités de déjections issues des élevages de la région dépassaient de 35 % les capacités naturelles de résorption des sols et des cultures (Renard, 2004). Cette situation excédentaire explique que l'ensemble de la région soit considéré comme une zone vulnérable au titre de la directive « nitrates » (Commission européenne, 2000 ; Mulligan *et al.*, 2006).

3.1.2. Programmes d'actions mis en œuvre

L'ampleur de la détérioration des hydrosystèmes bretons a donné lieu à la mise en œuvre de différents programmes d'action de grande envergure depuis le milieu des années 1990. Ainsi, le premier programme Bretagne Eau Pure (BEP I), entamé dès 1994-1995 a permis la réalisation de diagnostics agro-environnementaux sur quelques territoires expérimentaux. Il a été suivi par les programmes BEP II (1996-2000) et BEP III (2000-2006). Ces deux programmes, qui ont introduit le notion de bassin versant comme échelle cohérente de gestion, se sont concentrés sur les aires d'alimentation des prises d'eau et retenues destinées à la production d'eau potable stratégiques ou concernées par un risque de non-conformité vis-à-vis de la directive « eaux brutes ». Les 19 contrats de bassins versants associés à BEP II se sont principalement focalisés sur les pollutions agricoles diffuses en intégrant des opérations collectives de mobilisation et différents outils tels que les PMPOA afin d'améliorer les pratiques de fertilisation. BEP III, élaboré sur 45 bassins versants, représentant 40 % du territoire régional, s'est quant à lui appuyé sur des suivis personnalisés et des engagements individuels des agriculteurs (CAD, EPA...). Les actions menées dans le cadre de ce dernier programme ont, par ailleurs, été étendues aux produits phytosanitaires, intégrant également les émissions non-agricoles. Parallèlement à ces programmes portant principalement sur l'eau potable, le programme Prolittoral a vu le jour en 2002 afin de lutter contre les proliférations massives d'algues vertes sur les littoraux bretons. Ce programme coordonné par le Centre d'Étude et de Valorisation des Algues (CEVA) avec le soutien de l'Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (IFREMER) s'est décomposé jusqu'à son achèvement en 2008 en trois domaines. Il intégrait ainsi un volet préventif, étendu sur sept bassins versants afin de lutter contre les fuites des nitrates, un volet curatif relatif au ramassage et à la gestion des algues récoltées, et un volet transversal de suivi pluriannuel des échouages (CEVA, 2007). Le Grand Projet 5 (GP5), lancé dans le cadre du Contrat de projet État-Région (CPER) 2007-2013 a depuis pris la suite des programmes BEP et Prolittoral. Afin de se conformer à l'ensemble des enjeux de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), le GP5 a été étendu

au-delà des aires d'alimentation des prises d'eau allant jusqu'à intégrer les eaux littorales. De plus les actions menées ont été élargies à de nouveaux paramètres tels que le phosphore, les matières organiques ou l'hydromorphologie des cours d'eau. Enfin, parallèlement au GP5, le CPER 2007-2013 a également donné lieu au lancement du programme Breizh Bocage visant à entretenir et restaurer le maillage bocager (DRAAF Bretagne, 2007). Les actions mises en œuvre dans ce programme régional cadrent d'ailleurs avec la modification de l'éco-conditionnalité des aides PAC en 2010 intégrant notamment le maintien des éléments topographiques dans les « Bonnes Conditions Agricoles et Environnementales ». Ces derniers devant au minimum représenter 3 % de la SAU en 2011 et 5 % en 2012.

3.1.3. Situation contemporaine

Régions hydrographiques	Flux spécifiques (kg N-NO ₃ /ha/an)
Languedoc, Provence, Corse	2,3
Gironde	8,1
Loire	8,3
Rhône	9,3
Seine	11,6
Rhin	13,3
Normandie	17,7
Façade de la mer du Nord	23,5
Bretagne	30,7

Sources : DIREN Bretagne - IFEN

Tableau 13. Flux spécifiques en azote nitrique des principaux hydrosystèmes français : moyennes 1992-2002 (Vinson *et al.*, 2003)

d'eau bretonne reste préoccupant (DREAL Bretagne, 2010). Bien que l'évaluation du programme BEP III ait permis de mettre en évidence une stabilisation voire une amélioration des flux de nitrates au sein des sites investis (contrairement à la plupart des bassins versants hors programme), cette expertise soulignait que cette évolution demeurait lente et qu'elle nécessitait confirmation (Bretagne Eau Pure, 2006). Ainsi, la concentration moyenne des eaux superficielles bretonnes en nitrates semble marquer un palier depuis 2002. En effet, le percentile moyen de concentration, qui avait connu une croissance régulière des années 1970 jusqu'au milieu des années 1990 avant de se stabiliser aux alentours des 50 mg/l, s'était nettement réduit au début des années 2000. Toutefois, depuis 2002, la concentration moyenne des eaux bretonnes paraît se stabiliser au niveau des 40 mg/l (DREAL Bretagne, 2010). L'importance de ces fuites nitriques se répercute inévitablement sur les flux observés. Des calculs réalisés en 2002 sur les flux spécifiques en azote à l'échelle régionale estimaient ces derniers à 30,7 kg N-NO₃/ha/an à l'échelle régionale (Vinson *et al.*, 2003). Ce chiffre place la Bretagne bien au dessus des grands bassins métropolitains (Tableau 13), et des principaux hydro-

La situation qui tend malgré tout à s'améliorer, notamment au niveau de l'eau potable, sous l'effet des différentes actions engagées demeurent toutefois problématique à l'échelle régionale (ISL et Oréade-Brèche, 2006). Par exemple, en 2009, 90 cantons restaient officiellement classés en excédent structurel au niveau de l'azote (contre 104 en 2002). Malgré les investissements engagés dans les différentes actions de lutte contre la pollution et de restauration des milieux aquatiques, qui s'élèvent à près de deux milliards d'euros entre 2000 et 2009, le degré d'altération des masses

systèmes situés sur les marges de l'océan atlantique Nord, dont les flux azotés moyens étaient estimés à 6,5 kg/ha/an en 1995 (Howarth *et al.*, 1996 ; CSEB, 1998). Compte tenu de l'évolution récente des flux émanant des bassins versants bretons (36,8 kg/ha en 2009), cet écart est vraisemblablement toujours effectif.

Au niveau des plans d'eaux intérieurs bretons, les efflorescences à cyanobactéries sont relativement répandues depuis la fin des années 1990 (Brient *et al.*, 2001). Ainsi, sur les 34 sites de baignade et de loisirs nautiques faisant l'objet d'un contrôle sanitaire, 56 % ont connu d'importantes proliférations cyanobactériennes au cours de l'année 2009. Dans 14 cas, ces proliférations ont d'ailleurs conduit à une limitation voire une interdiction temporaire des usages (Bretagne Environnement, 2011). Concernant les eaux côtières, les problématiques précitées semblent également toujours d'actualité. En effet, à l'exception du Golfe du Morbihan, l'ensemble des masses d'eau littorales de l'Ouest et de la frange Sud-armoricaine font face à des développements récurrents d'espèces phytoplanctoniques toxiques, particulièrement au printemps et en période estivale. Ainsi, les mesures issues du Réseau de surveillance du phytoplancton et des phycotoxines (REPHY) d'IFREMER sur la période 1998-2009 ont montré que de nombreux bassins conchylicoles avaient été affectés par des toxines lipophiles (dont toxines diarrhéiques), principalement produites par les dinophysis, et dans une moindre mesure par des toxines amnésiantes produites par les espèces de pseudo-nitzschia *P. pseudodelicatissima* et *P. multiseriis*. Toutefois, aucun épisode toxique lié à des phycotoxines paralysantes n'a été observé en Bretagne depuis 2004 (DIREN Bretagne, 2008 ; DREAL Bretagne, 2010 ; IFREMER, 2011a ; IFREMER, 2011b ; IFREMER, 2011c).



Photo 13. Marée verte en Baie de Lannion à l'été 2010 [crédit photographique : CEVA]

Concernant les échouages d'ulves, bien que ce phénomène soit loin d'être spécifique aux eaux bretonnes (CEVA, 2011a), les volumes impliqués ces dernières années, les répercussions sanitaires qui leur ont été imputées et surtout la médiatisation dont ils ont fait l'objet a conduit à les associer de manière quasi-exclusive au littoral breton (Photo 13). Cette association est telle que suite à une campagne publicitaire du collectif France Nature Environnement (FNE) menée au début de l'année 2011 et intégrant des visuels relatifs aux marées vertes (Figure 35), la région Bretagne a décidé de porter plainte pour « atteinte à son image » alors qu'elle n'était pas explicitement citée dans les affiches incriminées, considérant que « dans l'esprit de tout le monde, les algues vertes, c'est la Bretagne ».



Figure 35. Affiches de la campagne publicitaire du collectif d'associations France Nature Environnement

Il est vrai que la problématique des proliférations de macroalgues sur les littoraux bretons est loin d'être résolue et s'est étendue, dès les années 1990, bien au-delà des sites historiques des baies de Saint-Brieuc et de Lannion (Merceron, 1998). Elle semble même avoir atteint son paroxysme en 2009 où 90 000 m³ d'algues vertes ont dû être ramassés sur près de 60 communes bretonnes pour un coût global de plus d'un million d'euros (près de 65 000 m³ ont été ramassés en 2010 pour un coût déclaré de 840 000 euros) (CEVA, 2011b). L'ampleur du phénomène au cours de l'été 2009, les répercussions sanitaires qui en avaient découlées (la mort de plusieurs animaux et deux décès avaient été imputés aux émissions gazeuses issues de la décomposition des ulves), ainsi que la médiatisation dont elles avaient fait l'objet avaient d'ailleurs conduit le gouvernement français à prendre des dispositions d'urgence (INERIS, 2009). Ces dernières intégraient notamment la prise en charge par l'État du nettoyage des plages les plus touchées et la mise en place d'une commission interministérielle spécifique, qui a par la suite abouti à la mise en place du « plan algues vertes » doté d'une enveloppe de plus de 25 millions d'euros sur cinq ans (République française, 2010a). Sachant que contrairement à l'azote, le phosphore consommé par les algues pour leur croissance provient majoritairement du substrat sédimentaire et non des apports terrigènes, l'azote est considéré comme le principal levier opérationnel de limitation des proliférations macroalgales sur les sites sableux bretons (Ballu *et al.*, 2006 ; CEVA, 2011b). Par conséquent, ce plan a notamment pour objectif de réduire de 40 % les flux nitriques de 14 bassins versants débouchant dans les huit baies les plus touchées, principalement situées sur les façades Nord et Ouest de la péninsule (Baie de la Fresnaye, Baie de Saint-Brieuc, Grève de Saint-Michel, Anse de Locquirec, Anse de l'Horn-Guillec, Anse de Guisseny, Baie de Douarnenez et Baie de Concarneau). Les « marées vertes » font l'objet de différentes modalités de suivi depuis 1997. En 2007, deux dispositifs de surveillance distincts ont été mis en place afin de suivre l'évolution interannuelle des blooms macroalgaux à travers l'évaluation de différents indicateurs tels que les surfaces d'échouage, les espèces ou la biomasse algale⁵. Le premier, mené sous la maîtrise d'ouvrage d'IFREMER et l'AELB, est basé sur trois survols annuels à

⁵ <http://www.ceva.fr/>

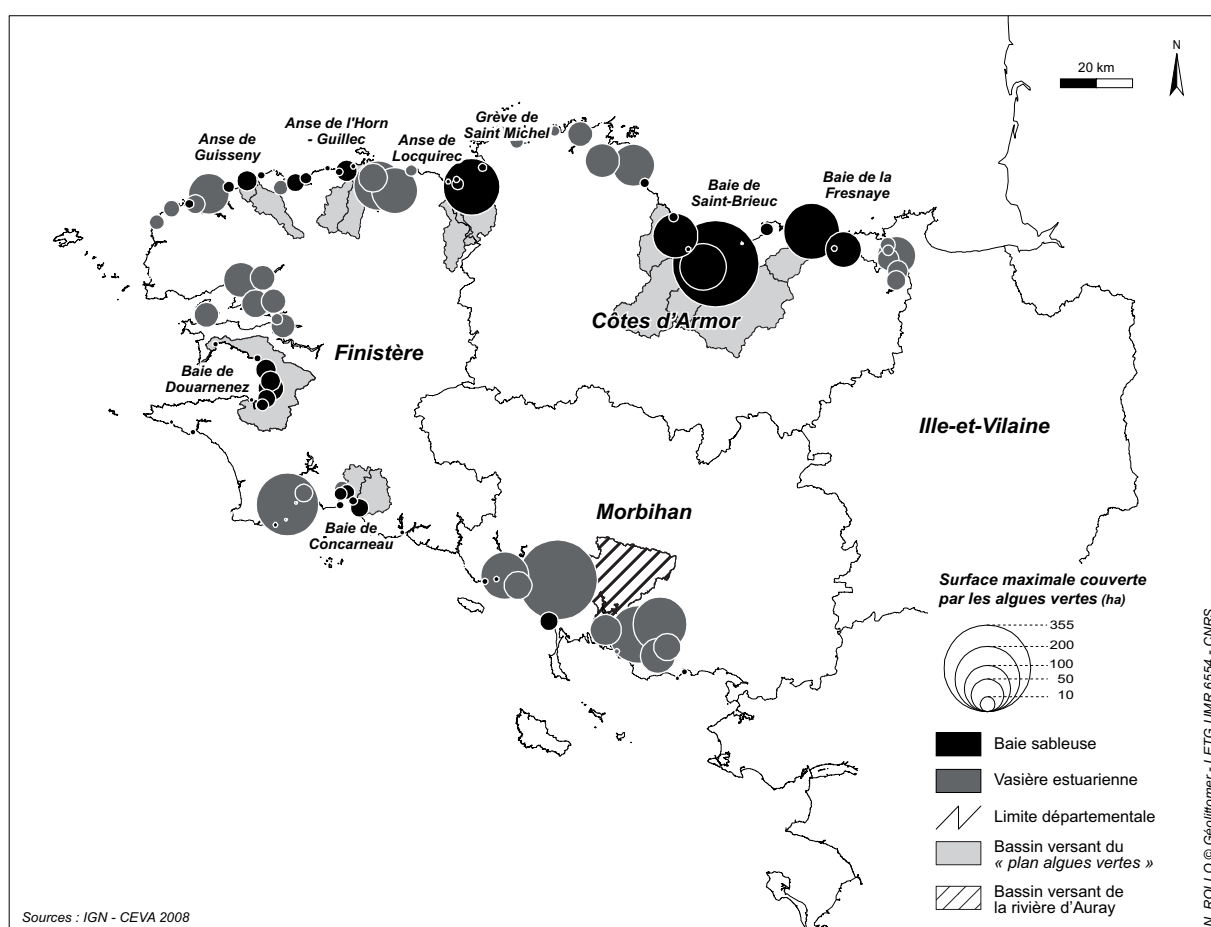


Figure 36. Échouages d'ulves observés sur le littoral breton en 2008

marée basse de vives-eaux (mai, juillet et septembre) et sur des contrôles terrain permettant de déterminer les types d'algues impliquées. Le second est un suivi complémentaire réalisé dans le cadre du GP5. Ce dernier intègre quatre survols supplémentaires des principaux sites (avril, juin, août et octobre), le relevé d'indices nutritionnels (analyse de la composition tissulaire des algues afin de préciser l'élément nutritif limitant) et l'estimation de la biomasse algale présente sur l'estran et les petits fonds des baies sableuses les plus touchées. Ces suivis montrent que la problématique des algues vertes touche l'ensemble du littoral breton (Figure 36). De plus, bien que ces proliférations soient favorisées dans les baies sableuses par leur faible turbidité, de nombreux sites vaseux sont également affectés par des échouages d'ulves jugés anormaux. En effet, les suivis réalisés au cours de l'année 2010 ont révélés que 50 sites sableux et 34 vasières estuariennes avaient été concernés par des « marées vertes ». Cet élément s'explique par différents facteurs tels que la position d'abris dont jouissent les fonds d'estuaire, des temps de renouvellement de la masse d'eau plus long et une anticipation des blooms du fait de processus de stockage hivernaux. Toutefois, les actions menées se sont jusqu'à présent principalement concentrées sur les baies sableuses du fait de l'ancienneté des proliférations sur ces secteurs, de connaissances techniques et scientifiques approfondies dans le contexte régional (notamment au niveau de l'évaluation de la biomasse) et surtout car ces sites présentent des enjeux économiques et sanitaires supérieurs.

Enfin, un contentieux perdure entre Paris et Bruxelles au niveau de différentes prises d'eau bretonnes du fait de leur non-conformité avec les directives « eaux brutes » et « eaux potables ». Ce dernier, qui a connu de nombreux rebondissements depuis la première mise en demeure des autorités communautaires en 1993, place toujours la France sous la menace d'une amende de 28 millions d'euros ainsi qu'à une astreinte journalière de 117 882 euros. La décision de la Commission européenne de saisir une nouvelle fois la Cour européenne de justice a toutefois été une nouvelle fois suspendue en 2007 suite à la prise d'engagements supplémentaires par le gouvernement français en termes de mesures agro-environnementales obligatoires permettant de rentrer, au moins temporairement, dans les critères des dérogations octroyées par Bruxelles (République française, 2007c). Ces prises d'eau ont par la suite été grenellisées et intégrées dans la liste nationale des 507 captages prioritaires de la loi Grenelle I (République française, 2009c ; AELB, 2010). A l'entame de l'année 2010, sur les neuf prises d'eau bretonnes en contentieux, quatre avaient été suspendues faute de résultats satisfaisants, deux semblaient avoir acquis une conformité durable et trois se trouvaient toujours dans une situation de non-conformité malgré certaines améliorations (DREAL Bretagne, 2010).

Les résultats mitigés des actions mises en œuvre s'expliquent pour partie par l'inertie du milieu notamment au niveau du temps de réponse des hydrosystèmes aux changements de pratiques. Ce délai, très variable selon les paramètres, est étroitement lié à leur mobilité et leur persistance qui influencent fortement leur temps de résidence dans le milieu (temps de transfert/stockage) (Gascuel-Odoux *et al.*, 2004). Ainsi, le délai de réponse peut être assimilé à la transformation progressive d'un signal hydrochimique (concentration ou flux) entre les entrées et les sorties du système bassin versant (Aurousseau *et al.*, 2005). Cette association, particulièrement adaptée aux transferts de solutés est toutefois à nuancer pour les polluants de moindre mobilité et à forte persistance, comme le phosphore, qui peuvent s'accumuler dans les sols et être animés par des processus de dépôts et de remobilisation successifs. Dans ce cas, le rapport entre les sorties et les entrées étant bien moins important, les évolutions doivent être principalement abordées en termes de stocks. Les premières améliorations constatées au début des années 2000 au niveau des flux de nitrates, suivies d'une certaine stagnation, peuvent ainsi renvoyer au temps de réaction des bassins, correspondant aux premières transformations du signal. Pour les nitrates, ce délai de réaction est généralement estimé à une période de deux à cinq ans selon les modélisations réalisées (Ruiz *et al.*, 2002 ; Bordenave *et al.*, 2004). Le temps de mise à l'équilibre est quant à lui nettement plus long du fait de l'ensemble des processus hydrologiques et biogéochimiques agissant à la fois sur les temps d'évacuation ou de transformation des stocks déjà présents au sein de l'hydrosystème (phosphore et pesticides) et sur la période de résidence de l'eau dans les nappes (transferts de solutés). Cette dernière est généralement comprise entre un et dix ans pour une durée moyenne de cinq ans à l'échelle d'un bassin versant (Gascuel-Odoux et Mérot, 1986 ; BRGM, 2000 ; Aquilina, 2011). En effet, les travaux menés sur différents bassins versants bretons ont par exemple estimé que le temps de retour à une situation d'équilibre relatif au niveau des flux de nitrates se situait dans une fourchette de 20 à 50 ans (Molénat

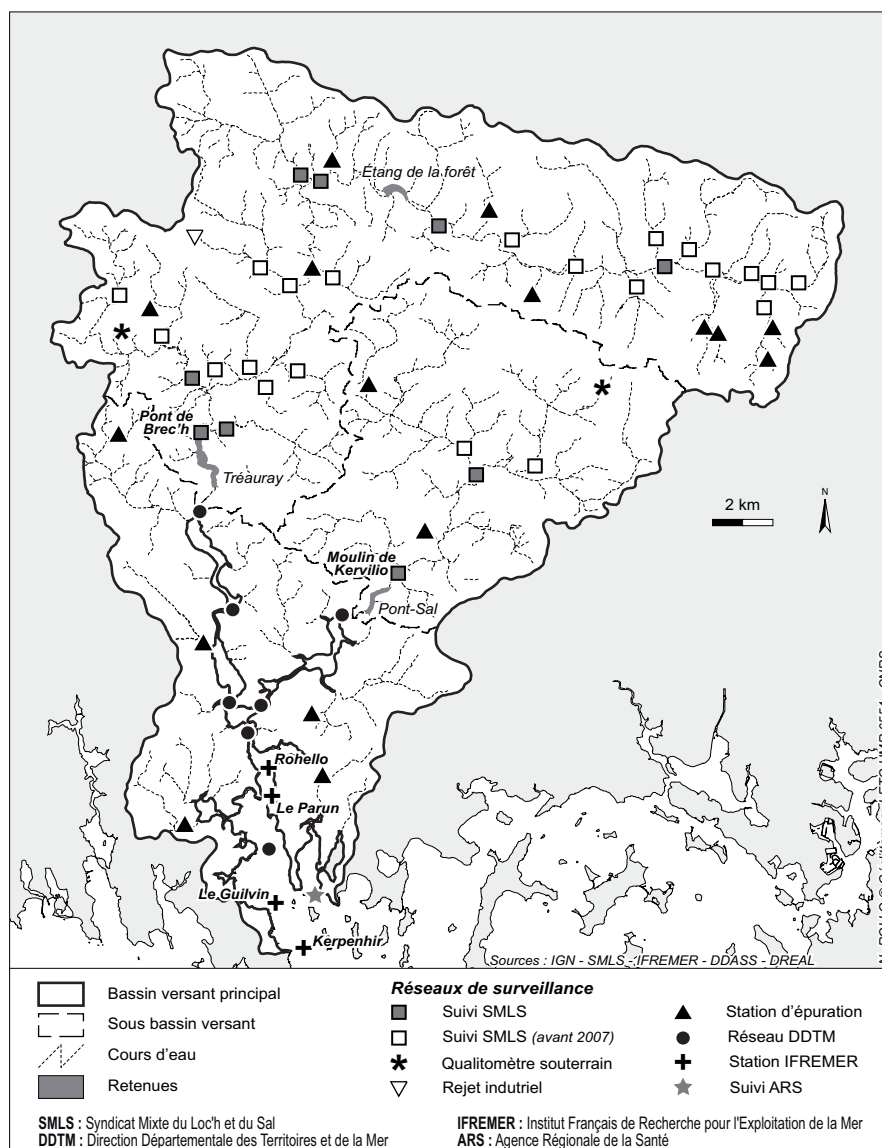
et Gascuel-Odoux, 2002 ; Martin, 2003 ; Mouchart et Fourrié, 2004). Ainsi, compte tenu de ces délais de réponse des hydrosystèmes et de l'inertie induite par l'ancienneté des systèmes de pratiques, les mesures entreprises doivent nécessairement s'inscrire sur un temps plus long afin d'aboutir à une réelle restauration des milieux aquatiques bretons.

3.2. Caractéristiques qualitatives des masses d'eau du bassin

3.2.1. Réseau de surveillance des masses d'eau

Le bassin versant de la rivière d'Auray est assez représentatif du contexte breton, tant par les caractéristiques qualitatives de ses eaux, que par leurs évolutions temporelles suite aux différents programmes d'action qui y ont été menés. La dégradation des milieux aquatiques y demeure toutefois modérée comparativement à certains bassins des franges occidentale et septentrionale de la péninsule armoricaine. La surveillance des masses d'eau du secteur d'étude se décompose en différents réseaux (Figure 37). La qualité des eaux souterraines est ainsi suivie au travers de deux qualitomètres situés au niveau des principaux captages souterrains. Les analyses réalisées sur ces points intègrent les contrôles opérationnels et de surveillance de l'état chimique des eaux souterraines du bassin Loire-Bretagne. Les retenues de Tréauray et de Pont-Sal font également l'objet d'un suivi régulier au titre du contrôle sanitaire des eaux brutes destinées à la production d'eau potable. Cette surveillance est réalisée par les Syndicats Intercommunaux d'Alimentation en Eau Potable d'Auray-Belz-Quiberon et de Vannes-Ouest. L'analyse des eaux brutes est réalisée à un rythme mensuel ou bimestriel et porte sur l'ensemble des paramètres entrant dans la définition de la qualité de l'eau (propriétés physiques, nutriments, matières organiques, micropolluants, agents pathogènes...). L'étang de la forêt, représentant la troisième retenue majeure du bassin, est quant à lui échantillonné en période estivale (mai à octobre) depuis 2005 du fait de l'apparition de proliférations de cyanobactéries mais uniquement dans ce cadre (Planche photo 14).

Avant 2007, les eaux superficielles des bassins du Loc'h et du Sal étaient échantillonnées sur la base d'un réseau comprenant 31 points de suivi. Les suivis-paramètres étaient répartis sur 23 points pour les nitrates, 5 pour le phosphore total, 25 pour les produits phytosanitaires et 3 points pour les matières organiques (Communauté de Communes du Loc'h, 2006). Pour des raisons budgétaires, ce réseau a été réduit à neuf points de suivi en 2007. La station de référence du bassin (Pont de Brec'h), située sur le cours principal du Loc'h à l'amont immédiat de la retenue de Tréauray, est intégrée au réseau de contrôle de surveillance de l'AELB. Le suivi réalisé sur cette station comprend à la fois des mesures hydrométriques et qualitatives. La surveillance des huit autres points du bassin est réalisée sous la maîtrise d'ouvrage du Syndicat Mixte du Loc'h et du Sal (SMLS) dans le cadre du contrat de bassin. Les campagnes de suivi sont réalisées à partir d'échantillonnages à pas de temps fixe ou variable selon les paramètres analysés. Les campagnes « pluie » sont déclenchées suite à une pluviométrie supérieure à 10 mm en 24 heures. Les stations du bassin se déclinent en outre



en deux grands types *bilan* et *évaluation*. Les stations « évaluation » ont vocation à suivre l'évolution des principaux paramètres sur les sous bassins versants amont afin d'évaluer leur contribution respective. Les points « bilan » correspondent aux stations situées le plus à l'aval du Loc'h et du Sal à proximité des retenues d'eau potable. Celle du Loc'h disposant de mesures hydrométriques, elle est également utilisée afin d'évaluer les flux de certains paramètres dont le pas de temps d'échantillonnage réduit permet de limiter les incertitudes. Les données issues de cette station

hydrométrique sont également employées pour la mise en œuvre d'une méthode de régionalisation des débits afin d'évaluer les flux aux autres points de suivi. Cette méthode se distingue néanmoins des techniques classiques d'extrapolation spatiale au prorata des surfaces. En effet, cette approche, développée par la SOGREAH pour la DREAL et validée par le Conseil Scientifique de L'Environnement de Bretagne, intègre la variabilité spatiale des précipitations en effectuant ses calculs au prorata des pluies efficaces cumulées (SOGREAH, 2005 ; Aurousseau *et al.*, 2005). Le Tableau 14 résume le protocole de suivi des principaux paramètres sur les bassins versants du Loc'h et du Sal. La station de référence du Pont de Brec'h jouit toutefois d'analyses complémentaires portant notamment sur l'ammonium, l'azote Kjeldahl, les nitrites, la DBO₅, la chlorophylle a, l'oxygène dissous, la température ou la turbidité. Concernant, les bassins versants côtiers de la rivière d'Auray, bien que différents prélèvements aient été effectués dans le cadre d'études temporaires, ces derniers ne font pas l'objet d'un suivi régulier de leurs propriétés qualitatives.



Planche photo 14. L'étang de la forêt sur la commune de Brandivy

	Pont de Brec'h (04195000)		Moulin de Kervilio (LO106)	Stations amont
Type	Station bilan et flux		Station bilan	Stations évaluation
Suivi	RCS ⁽¹⁾ de l'AELB ⁽²⁾	Suivi SMLS ⁽³⁾	Suivi SMLS	Suivi SMLS
Nitrates	1 campagne fixe/mois	2 campagnes fixes/mois	2 campagnes fixes/mois	1 campagne fixe/mois
Orthophosphates	1 campagne fixe/mois	---	---	1 campagne fixe/mois
Phosphore total	1 campagne fixe/mois	1 campagne pluie/mois	1 campagne pluie/mois	1 campagne fixe et 1 campagne pluie/mois
Carbone Organique Dissous	1 campagne fixe/mois	---	---	---
Pesticides (chromatographie)	---	1 campagne pluie/mois	1 campagne pluie/mois	---
IBGN ⁽⁴⁾	1 campagne sur la période du SDAGE	---	1 campagne/an	---
IBD ⁽⁵⁾	1 campagne sur la période du SDAGE	---	1 campagne/an	---
(1) Réseau de Contrôle de Surveillance		(2) Agence de l'Eau Loire-Bretagne	(3) Syndicat Mixte du Loc'h et du Sal	
(4) Indice Biologique Global Normalisé		(5) Indice Biologique Diatomées		

Tableau 14. Protocole de suivi des principaux paramètres sur les bassins versants du Loc'h et du Sal (SMLS, 2009)

La surveillance des eaux estuariennes de la ria d'Auray est quant à elle effectuée par différents réseaux. La Cellule Qualité des Eaux Littorales (CQEL) de la Direction Départementale des Territoires et de la Mer (DDTM) assure ainsi le suivi de huit points situés à l'amont de la rivière d'Auray et sur l'estuaire du Bono. Les prélèvements, généralement bimestriels, effectués depuis 1999 dans le cadre du réseau des estuaires bretons intègrent différents paramètres tels que les nutriments, les bactéries indicatrices de pollution fécale (*Escherichia coli*), les matières en suspension, l'oxygène dissous et la salinité. L'Agence Régionale de la Santé (ARS), anciennement Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales (DDASS), assure également le suivi d'un point « baignade » situé en rive gauche au niveau de la commune de Baden. Compte tenu de l'importance des activités aquacoles

présentes en ria d'Auray, l'IFREMER est en charge du suivi de quatre points : Rohello, Le Parun, Le Guilvin et Kerpenhir. Trois sont intégrés au réseau de contrôle microbiologique des zones conchylicoles (REMI) (Rohello, Le Parun et Le Guilvin). Le point du Guilvin est également associé au réseau de surveillance du phytoplancton et des phycotoxines (REPHY) ainsi qu'au réseau d'observation de la contamination chimique (ROCCH). La zone de production conchylicole de la ria d'Auray étant particulièrement affectée par des épisodes de mortalités estivales (Samain et McCombie, 2007), Kerpenhir compte par ailleurs parmi les points de l'ancien réseau mollusques des ressources aquacoles (REMORA) servant à étudier les performances d'élevage et la survie de l'huître creuse (*Crassostrea gigas*) suivant deux classes d'âge : naissain ou juvénile (< 1 an) et adulte (18 mois). Suite à la crise de surmortalité apparue en 2008 au niveau métropolitain, ce point a été intégré à l'Observatoire National Conchylicole nouvellement créé. Ce dernier reprend le réseau REMORA avec des protocoles remaniés. Ce panel de points de suivi permet donc d'avoir une vision relativement exhaustive des propriétés qualitatives des eaux estuariennes concernant les *Escherichia coli*, les métaux lourds, les efflorescences phytoplanctoniques, et leurs éventuelles répercussions sur la croissance et les taux de mortalité des huîtres (IFREMER, 2011a). Parallèlement à ces réseaux de suivi ponctuels, les survols réalisés dans le cadre de la surveillance des « marées vertes » permettent de suivre l'évolution interannuelle des blooms macroalgaux sur le secteur.

Un suivi de certaines émissions ponctuelles de polluants est également mis en œuvre au niveau du bassin versant. Ainsi, les effluents rejetés par les principaux sites industriels font l'objet d'un suivi régulier par l'AELB dans le cadre du calcul des redevances. Au niveau de l'aire d'alimentation de la rivière d'Auray, un seul établissement industriel, situé au niveau du bourg de Pluvigner, est concerné par ce suivi. Conformément à la réglementation, les stations d'épuration sont également soumises à



Photo 15. Station d'épuration à boues activées de Locqueltas

un contrôle de leurs émissions (Photo 15). Toutefois, la fréquence des mesures d'autosurveillance est très variable selon la taille des installations. Ainsi, la fréquence minimale des stations d'une capacité de traitement inférieure à 120 kg de DBO₅ par jour varie d'un contrôle tous les deux ans à deux contrôles par an. Seules les installations dont le potentiel d'épuration est supérieur sont assujetties à des contrôles trimestriels, mensuels voire quotidiens en fonction des paramètres échantillonnés, de leur capacité nominale et de leur éventuelle localisation dans une zone sensible à l'eutrophisation (République française, 2007d ; AELB, 2009b).

3.2.2. Masses d'eau continentales

Le contexte agricole présent sur les bassins versants se répercute inévitablement sur les propriétés qualitatives des eaux continentales. Concernant les masses d'eau souterraines, la teneur des nappes en nitrates est assez importante. En effet, les analyses des 63 prélèvements réalisés au qualitomètre de Pluvigner sur la période 1996-2010 (profondeur d'investigation de cinq mètres) présentent une concentration moyenne de 57,4 mg/l avec un maximum à 84 mg/l. Ces concentrations tendent toutefois à diminuer depuis le début des années 2000. Des teneurs supérieures à 50 mg/l n'ont ainsi concerné que sept analyses depuis 2005, alors que l'ensemble des mesures antérieures étaient supérieures à ce seuil. La nappe de Grand-Champ, située dans un secteur dont la mise en valeur agricole est nettement moins intensive, semble quant à elle moins affectée par ce paramètre. En effet, les prélèvements réalisés sur la même période et à la même profondeur d'investigation enregistraient une concentration moyenne de 23,6 mg/l pour un maximum de 44,4 mg/l atteint à l'été 2001. D'après les mesures effectuées sur ces deux qualitomètres, les autres paramètres ne paraissent pas représenter un risque particulier compte tenu de leurs faibles concentrations en rapport avec les différentes normes en vigueur.

Au niveau des eaux superficielles, le suivi des concentrations en nitrates réalisé à la station du Pont de Brec'h depuis 1997 dénote un resserrement des valeurs extrêmes (réduction des concentrations maximales conjointe à une augmentation des teneurs les plus faibles). Par ailleurs, on assiste à une évolution assez contrastée des concentrations (Figure 38). En effet, au-delà de leur importante variabilité au cours des années hydrologiques, du fait de la saisonnalité des conditions les plus propices au processus de lessivage, on observe différentes phases d'évolution. Les concentrations paraissent ainsi en augmentation sur la période 1997-2000, avant une décroissance entre 2000 et 2006 (entre coupée d'un léger accroissement en 2003), suivie d'une nouvelle période de croissance en 2007-2008, pour finalement décroître depuis. Cette progression fluctuante ainsi que les années de basculement concordent avec les cycles pluriannuels qui ont été mis en évidence au niveau des flux et des concentrations en nitrates sur les bassins versants bretons (Aurousseau *et al.*, 2004 ; Aurousseau et Vinson, 2006 ; Gascuel-Odoux *et al.*, 2010) (Figure 39). Ces cycles hystérétiques, conditionnés par l'alternance des années sèches et humides, sont fractionnés entre une première période de croissance brutale et une seconde d'affaiblissement progressif. Cet aspect cyclique rend difficile l'interprétation de l'évolution des concentrations sans avoir recours à des méthodes statistiques d'atténuation des irrégularités induites par ces oscillations climatiques (moyenne mobile, pondération par l'hydraulicité...). Les moyennes mobiles des concentrations présentent ainsi un profil approximativement horizontal, laissant paraître une relative stabilisation sur la période avec une concentration moyenne de 28,5 mg/l, situant le bassin versant du Loc'h dans la catégorie « mauvaise » qualité de la grille SEQ-Eau.

En termes de flux, la pondération de ces derniers par l'hydraulicité révèle une légère tendance à l'abaissement (Figure 40). Toutefois, cette dernière relativement peu marquée reste à confirmer sur les années à venir. D'après la synthèse régionale effectuée par le Conseil Scientifique de l'Environnement de Bretagne sur la période 2005-2007, le flux d'azote du Loc'h était évalué à 35 kg N/ha/an, pour une moyenne régionale établie à 25 kg N/ha/an (Aurousseau, 2010). Au niveau du bassin versant du Sal, le suivi des nitrates à la station du moulin de Kervilio (LO106), située à proxi-

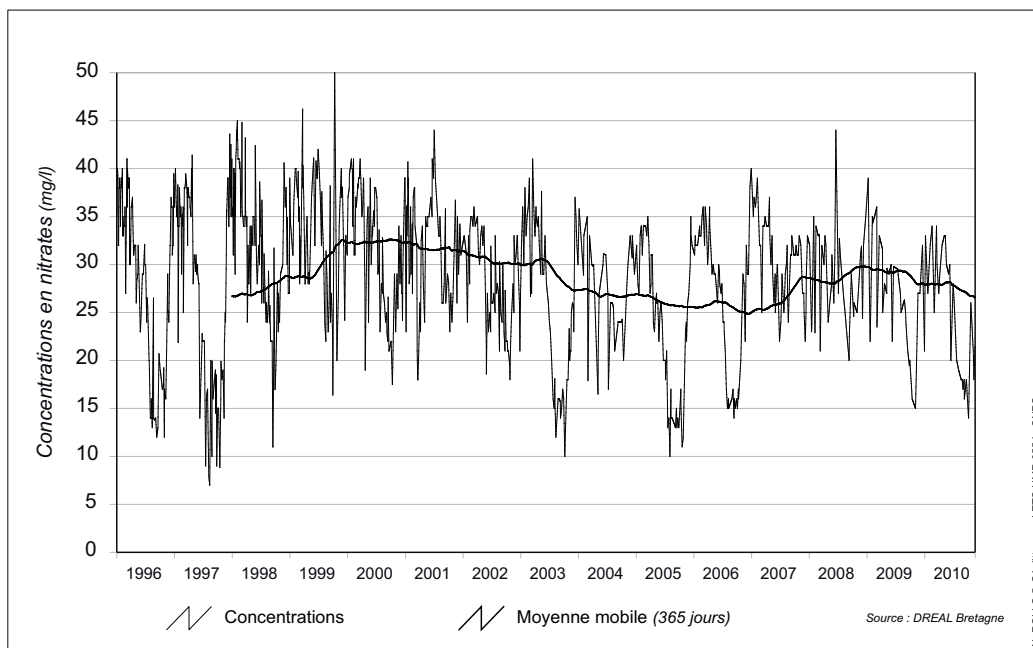


Figure 38. Évolution des concentrations en nitrates à la station du Pont de Brec'h

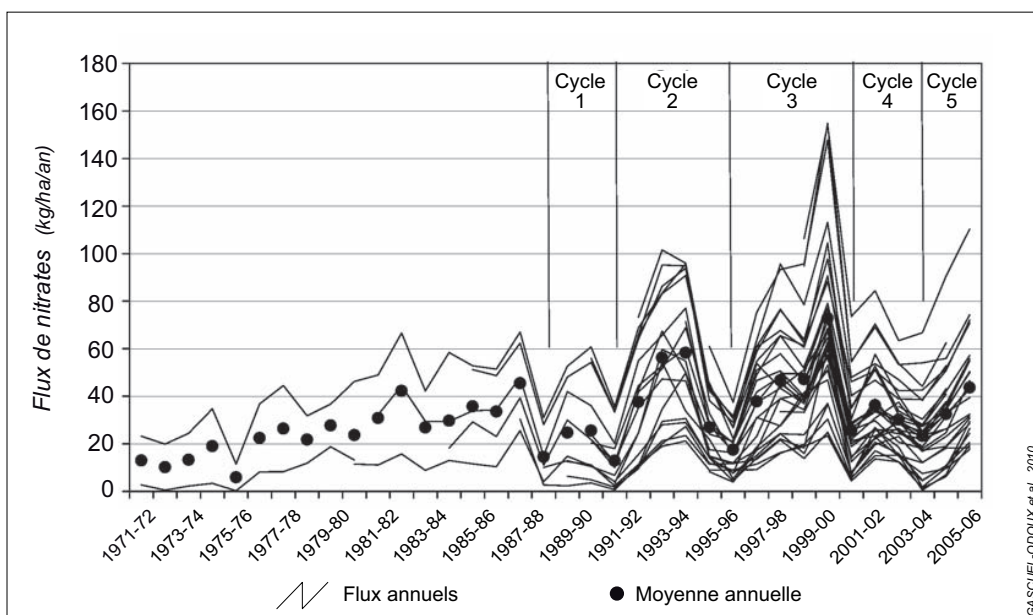


Figure 39. Flux de nitrates observés à 33 points de suivi bretons sur la période 1973-2007 (Gascuel-Odoux et al., 2010)

mité de la retenue de Pont-Sal, manifeste une légère tendance à l'augmentation des concentrations depuis 2004 (passant d'une qualité « passable » à « mauvaise »). Concernant les points « évaluation » localisés sur les cours amont du Loc'h et du Sal, le suivi de ces derniers

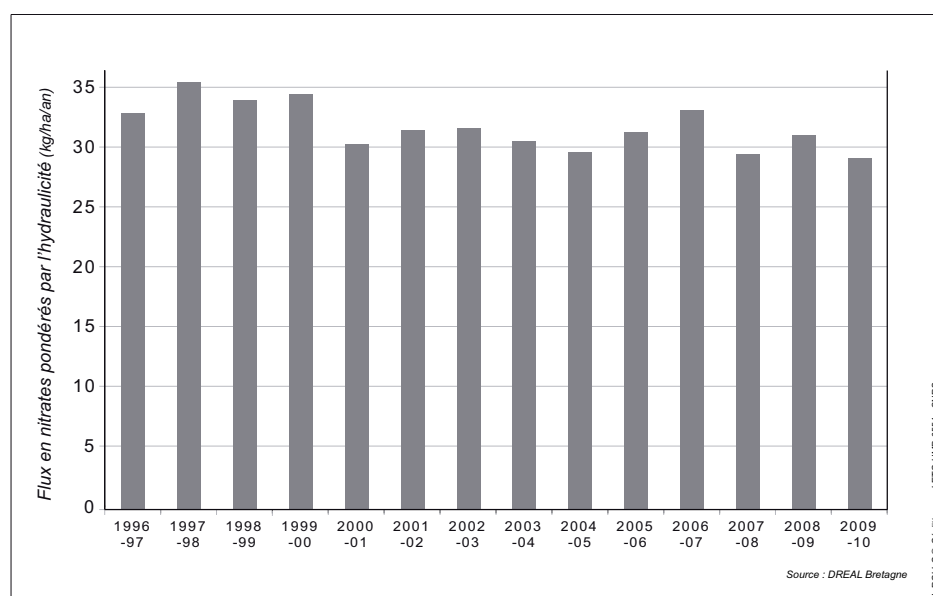


Figure 40. Évolution des flux spécifiques de nitrates pondérés par l'hydraulicité à la station du Pont de Brec'h

témoigne de tendances et de concentrations variables. En effet, malgré une amélioration généralisée depuis la mise en place du nouveau réseau de suivi, la plupart présentent toujours une « mauvaise » qualité en 2010 selon les critères de la grille SEQ-Eau (concentration comprise entre 25 mg/l et 50 mg/l). De plus, parmi les stations dont le suivi a été interrompu en 2007, la majorité des stations soulignaient d'importantes teneurs associées à une dégradation dans le temps, particulièrement celles présentes sur la section amont du Loc'h et ses affluents. En effet, six de ces stations avaient en 2006-2007 une concentration moyenne en nitrates supérieure à 40 mg/l et deux étaient même au dessus du seuil réglementaire générique de 50 mg/l (SMLS, 2011).

En ce qui concerne les matières phosphorées, les valeurs enregistrées au niveau des orthophosphates et du phosphore total placent les points de suivi des deux bassins dans les classes de qualité « bonne » et « très bonne » de la grille SEQ-Eau. Néanmoins, on enregistre depuis 2007 une légère augmentation des teneurs en orthophosphates, particulièrement sur la station du Sal et celles situées sur le cours amont du Loc'h. À l'inverse, après des résultats renvoyant majoritairement aux classes de qualité « passable », « mauvaise » voire « très mauvaise » jusqu'en 2007, la tendance est désormais à la baisse pour le phosphore total (l'ensemble des points de suivi sont classés en « bonne » qualité depuis). Les quatre stations du réseau phosphore échantillonnant le cours principal du Loc'h témoignent toutefois d'un gradient amont aval des concentrations enregistrées, notamment de part et d'autres de l'étang de la forêt. Ainsi, sur l'année hydrologique 2004-2005, les points de suivi situés à l'amont de l'étang étaient classés en « très mauvaise » et « mauvaise » qualité alors que ceux situés à l'aval étaient classés en catégorie « passable » puis « bonne » qualité (CCL, 2005 ; CCL, 2006). Cette distinction, qui était particulièrement marquée jusqu'en 2007, perdure mais semble s'être atténuée depuis, du fait notamment de l'amélioration des résultats sur les points amont et de la stabi-

lisation de ceux situés sur le cours inférieur. Compte tenu des protocoles de suivi des transferts phosphorés sur le bassin versant, notamment au niveau de la fréquence des prélèvements, il n'est pas possible d'évaluer les flux phosphorés de manière satisfaisante à partir de la métrologie (Moatar et Meybeck, 2007 ; Birgand *et al.*, 2009 ; Moatar *et al.*, 2009).

Les produits phytosanitaires représentent également une des causes de dégradation des eaux du Loc'h et du Sal. Avant la refonte du réseau de surveillance en 2007, le suivi des phytosanitaires était réalisé sur 25 points à l'échelle du bassin versant. Toutefois, mis à part la station de référence du Pont de Brec'h dont les échantillons étaient analysés par chromatographie afin de rechercher jusqu'à 104 substances, l'ensemble des points situés à l'amont ou sur le Sal faisaient uniquement l'objet d'une détection de l'isoproturon et des triazines à l'aide de kits immuno-enzymatiques (CCL, 2005). Depuis 2007, seuls les deux points localisés sur les cours inférieurs du Loc'h et du Sal ont été conservés et sont soumis à des analyses chromatographiques régulières. Nous nous référons donc essentiellement à ces deux points « bilan », sachant que les analyses immuno-enzymatiques partielles réalisées jusqu'en 2007 ne sont pas forcément significatives des teneurs effectives en pesticides. Nous prendrons comme critère d'évaluation les normes fixées pour l'alimentation en eau potable (0,1 µg/l pour une molécule et 0,5 µg/l pour le cumul des substances détectées) qui correspondent également aux seuils de définition des eaux brutes du groupe A1 soumises à un traitement physique simple et une désinfection (République française, 2007e). Concernant la station du Pont de Brec'h, depuis la mise en place du suivi phytosanitaire en 1990, 24 % des prélèvements font apparaître des concentrations supérieures à la norme réglementaire de 0,1 µg/l (40 % en 2009-2010). Toutefois, seuls 2 % des échantillons présentaient un cumul au-delà de 0,5 µg/l (aucun depuis 2005). Au niveau de la station du Moulin de Kervilio, la situation est plus problématique. En effet, depuis la mise en place des analyses chromatographiques en 2007, les deux tiers des échantillons présentaient une teneur individuelle supérieure à 0,1 µg/l et 15 % des cumuls plus élevés que le seuil de 0,5 µg/l. Ainsi, en 2010, les dépassements concernaient la moitié des analyses. Une concentration cumulée atteignant 1,43 µg/l a même été enregistrée durant la campagne 2008-2009. Jusqu'en 2007, les molécules les plus détectées étaient le glyphosate, l'isoproturon, l'acide aminométhylphosphonique ou AMPA (métabolite principale du glyphosate), le diuron et l'atrazine. Depuis, les substances les plus souvent décelées sont l'AMPA et le diuron. Le glyphosate, qui n'apparaît pas dans la liste communautaire des substances prioritaires établie suite à la DCE (Communauté européenne, 2001), et l'isoproturon ne sont toutefois plus quantifiés depuis 2007 à la station du Pont de Brec'h. Bien que, depuis la mise en place du suivi, le glyphosate, l'AMPA et l'isoproturon aient été retrouvés jusqu'à des concentrations respectives de 1,7 µg/l, 0,86 µg/l et 0,57 µg/l, une évaluation régionale de la contamination des bassins versants par les pesticides réalisée par la DREAL Bretagne considère la dégradation du Loc'h comme étant faible (modérée pour le Sal) vis-à-vis de ces paramètres (SMLS, 2011).

Au niveau des deux retenues servant à l'alimentation en eau potable, les contrôles réalisés au cours des années 2000 sur les eaux brutes par les exploitants des captages dénotent une dégradation modérée. En effet, malgré l'enregistrement de quelques dépassements des seuils précités au niveau des produits sanitaires (AMPA, atrazine, glyphosate et isoproturon) sur la retenue de Pont-Sal, les concentrations détectées demeurent généralement faibles. Concernant les nutriments, les concentrations moyennes en nitrates sont de 21 mg/l à Pont-Sal et 26 mg/l à Tréauray pour des concentrations maximales atteignant 40 mg/l. Au niveau du phosphore total, les teneurs moyennes sont peu élevées (0,2 mg/l), des pics de concentrations ont toutefois été enregistrés dans les deux retenues (1,2 mg/l pour Tréauray et 2,3 mg/l pour Pont-Sal). Cet élément explique que des proliférations de cyanobactéries aient été constatées dans les retenues au cours des dernières années.

Ces proliférations, de par leur ampleur sont toutefois nettement plus problématiques au niveau de l'étang de la forêt (Photo 16). En effet, les suivis estivaux effectués depuis 2005 font état de nombreux épisodes de développement intempestifs de phytoplancton et les mesures réalisées confirment la présence significative de cyanobactéries (Brient, 2005 ; Brient et Lengronne, 2006 ; Brient et Lengronne 2008). Les étés 2005 et 2006 ont par exemple subi d'importants développement algaux atteignant un maximum de 12 millions de cellules entraînant une limitation des activités



Photo 16. Prolifération algale dans les eaux de l'étang de la forêt au cours de l'été 2010

nautiques. Au-delà de ces dernières, qui constituent la principale vocation du plan d'eau, la question de la bioaccumulation de toxines par les poissons pose problème sachant que ce plan d'eau représente également un des principaux sites fréquentés par les carpestes du département (Brient et Lengronne, 2006). Les études menées sur ces efflorescences ont décelé deux cycles annuels provenant de facteurs distincts (Brient *et al.*, 2005). La phase printanière serait induite par des apports de phosphore provenant de l'aire d'alimentation amont, alors que le second pic serait directement dû à l'accumulation de phosphore dans les sédiments de l'étang, rendu disponible en fin de période estivale par les actions microbiologiques. Le caractère eutrophe du plan d'eau est d'ailleurs illustré par les valeurs relativement importantes de chlorophylle a enregistrées chaque été. Cette récurrence du phénomène, ainsi que les risques sanitaires induits, ont conduit les gestionnaires du plan d'eau à réaliser une étude afin de caractériser son fonctionnement hydrobiologique (Pitois et Moreau, 2008). De plus, ces proliférations posent également la question des possibilités de contamination de Tréauray par la flore produite par l'étang de la forêt, bien que des efflorescences aient été observées certaines années dans la retenue de Tréauray sans que l'étang ne soit lui-même concerné par un développement de cyanobactéries (Pitois, 2009).

En définitive, il est assez délicat de dégager une tendance générale quant à l'évolution qualitative des masses d'eau continentales de la zone d'étude. Cette difficulté tient notamment au caractère aléatoire et cyclique des dynamiques observées. En effet, les différents points de suivi s'inscrivent dans des cycles d'amélioration/dégradation variables dont les médianes semblent relativement constantes dans le temps. On ne dénote ainsi pas réellement d'améliorations majeures, et ce malgré les nombreux programmes d'action entrepris. De plus, l'appréhension de l'état qualitatif de cet hydrosystème est rendue difficile par le changement de protocole de surveillance intervenu en 2007 et surtout par la dédensification du réseau de suivi qui a en résulté. De même, on peut s'interroger sur la représentativité de la temporalité des échantillonnages (chronologie, fréquence) et surtout des grilles d'appréciation et d'interprétation. En effet, bien que les masses d'eau puissent être intégrées à des classes qualitatives « acceptables » pour différents paramètres, tels que le phosphore, les perturbations écologiques, économiques et sanitaires induites par ces derniers n'en demeurent pas moins réelles et parfois très problématiques. Dans tous les cas, sans pour autant se trouver dans une situation de dégradation très avancée et généralisée comme peuvent l'être certains bassins versants bretons, l'hydrosystème alréen est soumis à des épisodes d'altération qui font peser une menace de dépassements temporaires des normes en vigueur préjudiciable pour de nombreux usagers.

3.2.3. Masses d'eau de transition et côtières

Les indicateurs généralistes issus des prélèvements du réseau des estuaires bretons considèrent la qualité bactériologique de la rivière d'Auray comme étant médiocre. Ils placent également les eaux de la ria dans la catégorie « qualité moyenne » au niveau de l'ammoniaque et de l'oxygène dissous (DREAL Bretagne, 2010). En se référant au bilan qualitatif des masses d'eau côtières et de transition établi par l'IFREMER et basé sur les critères DCE⁶, la rivière d'Auray présente un état chimique jugé « bon » sur l'ensemble des 41 substances jugées prioritaires (contaminants chimiques, métaux lourds, pesticides et polluants industriels) et un état écologique qualifié également de « bon », avec un état hydromorphologique « très bon » et un état biologique (macroalgues, algues proliférantes, angiosperme et invertébrés benthiques) « bon ». Rappelons que la masse d'eau de transition DCE de la rivière d'Auray correspond uniquement à la partie septentrionale de la ria, la section aval étant intégrée à la masse d'eau côtière du Golfe du Morbihan. Le bilan des différents états qualitatifs de cette dernière sont toutefois semblables à celui de l'amont de l'estuaire alréen (états chimique et écologique « bons » avec pour ce dernier des états biologique et physico-chimique (température, oxygène dissous, nutriments...) « bons » et un état hydromorphologique « très bon »).

Les prélèvements d'eau et de coquillages menés par l'IFREMER dans le cadre du suivi de la rivière d'Auray révèlent différentes évolutions récentes⁷. La surveillance microbiologique des trois

⁶ <http://envlit.ifremer.fr/>

⁷ Bulletins d'information trimestriels sur la qualité des eaux conchylicoles de la rivière d'Auray établis par la station Ifremer de La Trinité-sur-mer

points REMI dénote une dégradation progressive depuis le début des années 2000. Au cours de l'année 2010, trois alertes ont ainsi eu lieu sur le secteur. La plus importante s'est produite à l'aval de la ria (Le Guilvin) avec contamination observée de 1 400 *E.coli*/100g de chair et liquide intervalvaire (CLI) sur les huîtres et 6 800 *E.coli*/100g CLI sur les palourdes (IFREMER, 2011a). Cette tendance à la récurrence des contaminations microbiologiques, associée à un durcissement des seuils réglementaires (suppression des tolérances suite à l'application du règlement européen CE/854/2004), a abouti au récent déclassement de plusieurs zones de production morbihannaises dont celle située à l'aval de la rivière d'Auray où la dégradation est la plus significative à l'échelle départementale (Communauté européenne, 2004b ; IFREMER, 2010a ; Préfecture du Morbihan, 2010). Le point de référence de la surveillance du phytoplancton et des phycotoxines pour le Golfe du Morbihan et la rivière d'Auray est situé au point DCE « Creizic » localisé au niveau de l'Île aux Moines. Les observations effectuées sur la période 2006-2010 ont révélé une faible abondance phytoplanctonique. Concernant les espèces toxiques, les mesures ont établi la présence peu importante des genres *Alexandrium* et *Dinophysis* au printemps et dans une moindre mesure à l'automne. Le niveau de toxines diarrhéique et paralysante dans les coquillages demeure toutefois très faible. Le genre *Pseudo-nitzschia* est quant à lui particulièrement présent au printemps. En 2010, des toxines amnésiantes ont d'ailleurs été trouvées en quantité supérieure à la norme sanitaire dans les coquillages de la rivière d'Auray (IFREMER, 2011a). Concernant le suivi chimique, les taux observés sont très largement inférieures aux seuils réglementaires et à la médiane nationale. De plus, les tendances des concentrations en cadmium, mercure et plomb, sont orientées vers une baisse significative depuis le début des années 1980. Les résultats de l'Observatoire National de la Conchyliculture pour l'année 2010, montrent que la mortalité des juvéniles a débuté brusquement fin mai (taux de mortalité de 66,3 % fin juin) avant de se stabiliser à la fin de l'été. Elle s'établissait à 80,1 % pour les juvéniles et à environ 6 % pour les adultes en fin d'année.

Concernant les « marées vertes », des échouages anormaux avaient déjà été répertoriés en 1995. L'inventaire réalisé dans le cadre du précontrat de baie « Golfe du Morbihan » avait ainsi estimé les surfaces recouvertes à 529 hectares pour une biomasse totale située entre 380 et 1 485 tonnes au niveau de la rivière d'Auray (CEVA et IFREMER, 1996). D'après les mesures faites à l'époque, l'ampleur du phénomène au niveau de la ria, comparativement aux autres estuaires du Golfe, avait été imputée au fait qu'elle concentrait une grande partie des flux nutritifs terrigènes débouchant dans le Golfe (la moitié des 1 500 tonnes d'azote et le quart des 600 tonnes de phosphore) (Piriou *et al.*, 1995). Le rôle des apports nutritifs provenant des panaches de la Loire et de la Vilaine était par ailleurs cité comme facteur potentiel d'aggravation des proliférations algales du Golfe. D'autres études ont également souligné l'influence de ces panaches de dilution sur l'ensemble de la façade Sud des côtes bretonnes notamment en termes d'eutrophisation (Chapelle *et al.*, 1994 ; Ménesguen, 2001 ; Dussauze et Ménesguen, 2008).

Les dispositifs de surveillance plus récents, basés sur le survol des espaces impactés, ont relevé que les échouages avaient respectivement atteint 60 et 46 hectares en 2007 et 2008 à l'échelle de l'estran de la rivière d'Auray (Planche photo 17). Ces surfaces modestes, surtout en comparaison de la ria d'Étel voisine (87 hectares en 2007 et 302 en 2008), sont toutefois à rapporter à la superficie de l'estuaire et de son estran. En effet, la morphologie de la ria, caractérisée par un encaissement marqué, implique que la masse d'eau ne découvre que modérément à marées basses, offrant ainsi un estran assez exigu et peu favorable à des échouages massifs. La priorité ayant été affectée aux sites sableux pour différentes raisons (enjeux économiques et sanitaire supérieur, accessibilité favorisée, connaissances scientifique et technique approfondies en contexte breton...), la rivière d'Auray ne fait, pour le moment, pas l'objet de contrôles terrain complémentaires permettant notamment d'évaluer la part d'ulves dans l'échouage et d'estimer la biomasse algale présente sur l'estran et dans les petits fonds.

Au niveau des objectifs fixés par la DCE, mis à part le Sal qui dispose d'un délai portant jusqu'en 2027 l'atteinte de son bon état écologique pour des raisons de faisabilité technique et de coûts disproportionnés, l'ensemble des masses d'eau (côtière, de transition, souterraine et de bassin) du secteur d'étude doivent parvenir, selon les objectifs du SDAGE Loire-Bretagne, à un bon état écologique et chimique d'ici 2015 (AELB, 2009c). Concernant les programmes de mesure de ce même SDAGE, le bassin versant est uniquement concerné par des interventions au niveau de la morphologie du Loc'h visant à restaurer le lit mineur et la ripisylve et à gérer, aménager ou supprimer les ouvrages hydrauliques (AELB, 2009a).



Planche photo 17. Échouage d'algues vertes constaté lors d'un survol de surveillance effectué le 27 juillet 2008 (*gauche*) [crédit photographique : CEVA] et accumulation d'ulves en 2008 à la confluence du Rohu et de la rivière du Bono (*droite*)

3.3. Enjeux liés à la qualité des eaux du bassin versant et mesures de gestion

3.3.1. Enjeux liés à la qualité de l'eau de l'hydrosystème alréen

Les enjeux du secteur liés à la qualité des eaux du bassin versant de la ria d'Auray se placent à différents niveaux. Concernant le bassin versant, outre l'enjeu milieux aquatiques liés aux aspects morphologie, les plans d'eau représentent les enjeux principaux des masses d'eau continentales. En effet, les efflorescences de cyanobactéries sur l'étang de la forêt, inventorié en ZNIEFF de type 1 du fait notamment de la présence de la loutre d'Europe, impliquent par exemple un risque sanitaire pour les activités récréatives (loisirs nautiques et pêche) qui s'y déroulent ainsi que d'importantes problématiques en termes de gestion. Ces proliférations, directement reliées au paramètre phosphore, posent également la question des possibilités de contamination de Tréauray par la flore produite par l'étang. Parallèlement, l'enjeu « alimentation en eau potable » est très présent sur le secteur d'étude. En effet, les retenues de Tréauray et de Pont-Sal représentent 16 % de la production d'eau potable du département et alimentent des secteurs à forte vocation touristique (Auray, Vannes, Carnac, Quiberon) regroupant plus de 60 000 abonnés. Or ces réservoirs, bien que modérément altérés, sont soumis à des risques concernant le dépassement de seuils réglementaires, particulièrement au niveau des toxines liées aux efflorescences de cyanobactéries. Compte tenu des concentrations mesurées, au-delà des apports en phosphore, les transferts de nitrates et de façon plus marginale des produits phytosanitaires constituent également des paramètres nécessitant la mise en place de plans de gestion afin de se prémunir d'une dégradation de ces masses d'eau et de pérenniser les usages qui en sont faits.

Par ailleurs, les masses d'eau de transition et côtière de la rivière d'Auray et plus largement du Golfe du Morbihan, représentent un enjeu fort de la préservation et de la reconquête de la qualité des eaux des hydrosystèmes continentaux. En effet, ces masses d'eau, dont la valeur patrimoniale est reconnue internationalement, sont le siège d'activités aquacoles et touristiques fortement dépendantes de la qualité des eaux, et donc des apports terrigènes. Concernant les activités aquacoles et de pêche à pied, ces dernières sont très présentes en ria d'Auray. Ainsi, outre la pêche à pied, particulièrement pratiquée en baie de Kerdréan, les deux bassins de production conchylicole « Auray Nord » et « Locmariaquer » constituent un des principaux pôles de la région Bretagne. Bien qu'une exploitation piscicole d'une production annuelle d'environ 15 à 20 tonnes de bars soit basée en rivière d'Auray, le secteur est très fortement orienté vers l'ostréiculture (ODEM, 2010) (Figure 41). A l'échelle du Golfe du Morbihan, la production est estimée à 4 500 tonnes d'huîtres creuses, soit environ le quart de la production réalisée en Bretagne Sud (Préfecture du Morbihan, 2005b ; CNC, 2009).

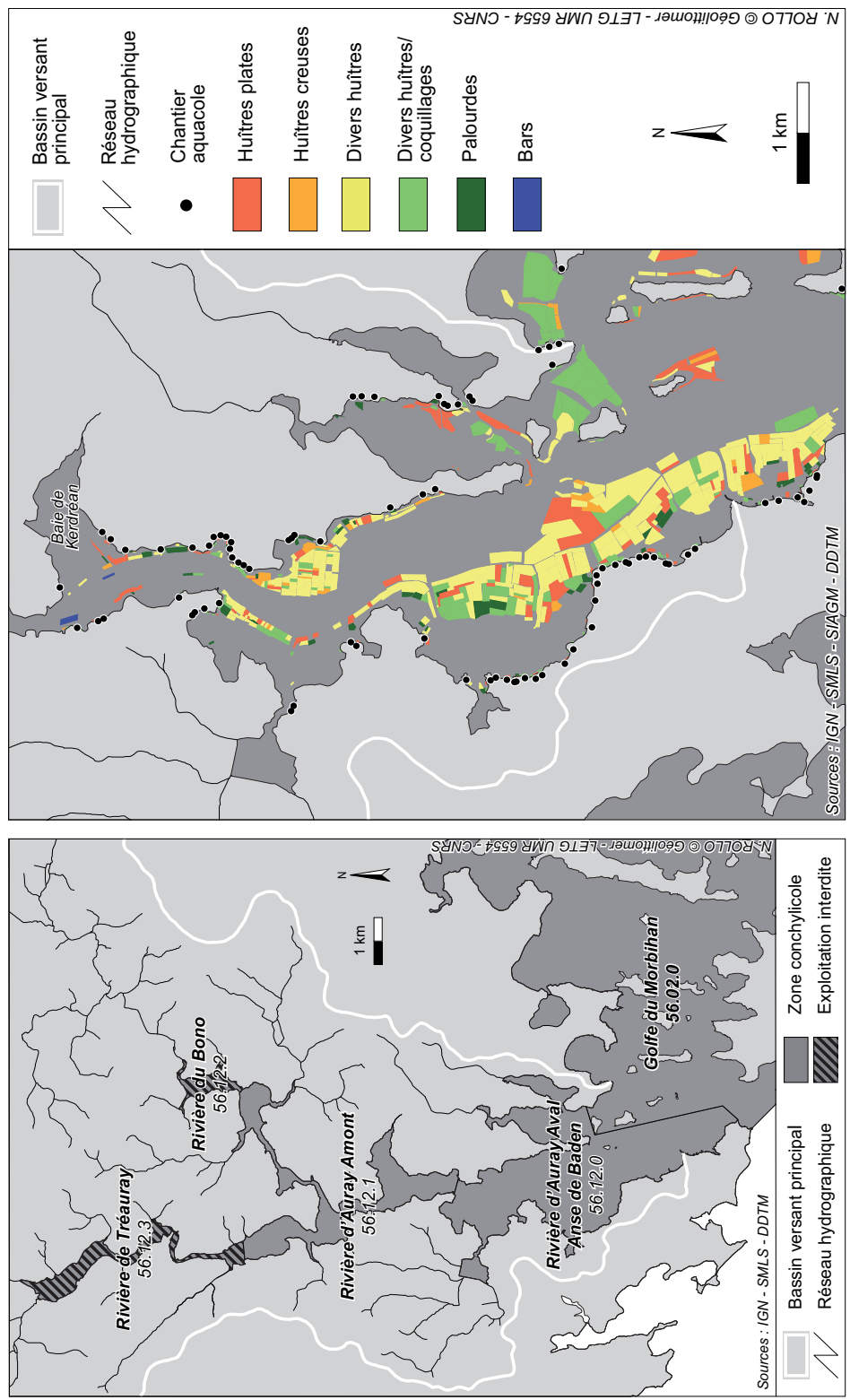


Figure 41. L'aquaculture en rivière d'Auray

Classes	Seuils microbiologiques	Mesures de gestion avant commercialisation
A	Résultats < 230 <i>E.coli</i> /100g de CLI ⁽¹⁾	Aucune
B	90 % des résultats < 4 600 et 100 % des résultats < 46 000 <i>E.coli</i> /100g de CLI	Purification ou reparcage
C	Résultats < 46 000 <i>E.coli</i> /100g de CLI	Reparcage longue durée ou traitement thermique
D	Non respect des critères de la classe C	Exploitation des coquillages interdite

(1) Chair et Liquide Intervalaire

Source : IFREMER

Tableau 15. Classement microbiologique réglementaire des zones conchyliques et mesures de gestion associées

Zone de production	Coquillage	Point de suivi	Ancien classement (arrêté du 12/02/2001)	Nouveau classement (arrêté du 17/02/2010)		Implications du suivi REMI ultérieur
Rivière d'Auray Amont (56.12.1)	Bivalves non fouisseurs (<i>huîtres</i>)	Le Parun	B	B		---
	Bivalves fouisseurs (<i>palourdes</i>)	Rohello	B	B		Risque de déclassement en C
Rivière d'Auray Aval (56.12.0)	Bivalves non fouisseurs (<i>huîtres</i>)	Le Guilvin	A	B (janv-juin)	A (juil-déc)	Risque de déclassement en B toute l'année
	Bivalves fouisseurs (<i>palourdes</i>)	Le Guilvin	B	B		---

Tableau 16. Classement des zones conchyliques de la rivière d'Auray

Cette activité est réglementairement contrainte par la qualité microbiologique du milieu aquatique. En effet, le classement sanitaire des zones de production conchyliques induit d'importantes conséquences avec notamment l'obligation éventuelle de procéder à certaines mesures avant la commercialisation des coquillages (purification, reparcage, traitement thermique...) (Tableau 15). Au niveau de la rivière d'Auray, la suppression des tolérances réglementaires en 2006 (Communauté européenne, 2004b) associée à la multiplication des alertes microbiologiques ont récemment abouti au déclassement saisonnier de la zone de production aval pour la production des bivalves non fouisseurs, imposant ainsi une adaptation quant aux modes de production et aux stratégies des exploitations (Préfecture du Morbihan, 2010). Compte tenu des résultats du suivi REMI des années 2010 et 2011, les zones de production de la rivière d'Auray sont par ailleurs exposées à un risque de déclassement en B pour les bivalves non fouisseurs et en C pour les fouisseurs (Tableau 16). Du fait des conséquences qu'il peut représenter pour l'activité conchylicole, déjà mise à mal depuis la crise de surmortalité qui touche l'ensemble du territoire métropolitain depuis 2008, le paramètre microbiologique représente donc également un enjeu majeur à l'échelle de la ria alréenne.

Au-delà de ce risque sanitaire, l'ostréiculture de la rivière d'Auray est également confrontée à d'importantes mortalités résultant d'interactions complexes entre les pathogènes, l'huître et son environnement. Les apports terrigènes participent ainsi pour partie à ces combinaisons de par les influences qu'ils peuvent générer sur les mollusques filtreurs (abondance nutritive, stress environnemental...). Bien avant la crise de surmortalité apparue en 2008, l'ostréiculture alréenne était déjà confrontée à des épisodes de mortalité estivaux relativement importants. Ainsi, en 2001-2002, la mortalité des huîtres juvéniles se situait déjà entre 50 et 60 % (Allenou *et al.*, 2002). A titre de comparaison, mis à part pour un point de suivi situé à proximité de la rivière de Vannes, sur la même période cette mortalité était inférieure à 10 % autant sur les autres zones de production du Golfe qu'en Baie de Quiberon. L'ampleur du phénomène avait d'ailleurs conduit à faire de la rivière d'Auray un des trois sites atelier du programme « Mortalités Estivales de l'huître creuse » (MOREST) mené par l'IFREMER sur la période 2001-2005. L'objectif de ce travail était de prédire et de gérer ce risque de mortalité au travers de l'analyse des interactions entre différents facteurs explicatifs tels que la température, la reproduction, l'abondance nutritive, les pathogènes, la génétique, les sédiments et les apports terrigènes (Samain et McCombie, 2007 ; Bédier *et al.*, 2007). Sachant qu'aucun facteur ne semble induire ces épisodes de mortalités estivales à lui seul et bien que cette relation soit moins significative que sur la Baie de Veys située en Normandie, les analyses effectuées en rivière d'Auray dénotent un lien entre les pics de mortalités et les apports des bassins versant sur la zone de production aval (Ropert *et al.*, 2007). Toutefois, pour des raisons pratiques, les apports d'eau douce et des produits associés ont été intégrés au travers du risque « pluviométrie ». Or, la variabilité temporelle de ce dernier influence certes les flux des bassins versants et les rejets d'eaux pluviales mais n'inclut pas les eaux résiduaires, découplées des apports météoriques et censées conserver une relative stabilité hors période d'activité touristique. Il serait donc intéressant de pouvoir quantifier et caractériser l'ensemble des apports terrigènes afin de pouvoir éventuellement déceler si ces derniers présentent une corrélation significative avec les épisodes de mortalité des huîtres creuses observés dans la ria.

Comme pour l'ensemble des zones de production atlantiques, les taux de mortalité en rivière d'Auray sont depuis 2008 en nette progression, atteignant 80 % en 2010 (Mazurié *et al.*, 2008 ; IFREMER, 2011a). Il est toutefois important de distinguer les mortalités estivales « habituelles » des vagues de mortalité massives auxquelles nous assistons depuis trois ans. En effet, compte tenu de leur ampleur et de leur quasi-simultanéité, ces mortalités exceptionnelles apparues d'abord en Méditerranée en 2007 avant de toucher l'ensemble des littoraux métropolitains à partir de l'année suivante, ne peuvent être uniquement liées à des causes environnementales. Aux vues des connaissances actuelles et contrairement aux mortalités des années antérieures, cette surmortalité des naissains paraît principalement en lien avec une origine infectieuse (herpes virus OsHV-1 μ var) sur laquelle se greffent des facteurs environnementaux aggravants (Cochennec-Laureau et Baud, 2011 ; Bernard, 2011 ; Cochennec-Laureau *et al.*, 2011). Dans ces conditions, les apports terrigènes bien qu'inévitablement impactants, jouent très certainement un moindre rôle dans ce phénomène.

De manière générale, la qualité des eaux de la ria d'Auray et du Golfe du Morbihan revêt un caractère crucial pour le tourisme balnéaire, bien que la ria ne présente que peu de sites de baignade officiels, mais également pour l'image du territoire particulièrement dans le cas de pollutions visuelles. Ainsi, des contaminations microbiologiques ou l'eutrophisation des masses d'eau côtières, et les échouages d'algues vertes qui en découlent, peuvent induire d'importantes répercussions sur l'économie du secteur et compliquer le déroulement de certaines activités (mesures d'interdiction de baignade, de pêche à pied ou de commercialisation des coquillages d'élevage, accentuation de la manutention et du nettoyage des poches ostréicoles...).

Enfin, au-delà des usages, la dégradation de la qualité des eaux du secteur peut conduire à de lourdes perturbations des milieux, particulièrement au niveau de la frange littorale. En effet, le Golfe du Morbihan comprend un ensemble d'habitats naturels rares et menacés dont la conservation est étroitement liée à la préservation de la qualité des eaux et donc à la gestion des apports terrigènes. Ces biotopes, abritant un nombre élevé d'espèces végétales et animales, sont par ailleurs associés à une forte valeur patrimoniale. Le Golfe du Morbihan fait ainsi l'objet de différentes zones d'inventaire et de nombreux espaces protégés (Figure 42). Les communes méridionales de la zone d'étude (Sainte-Anne d'Auray, Plescop, Pluneret, Auray, Plougoumelen, Ploeren, Le Bono, Baden, Crac'h, Saint-Philibert et Locmariaquer) sont en outre associées au projet de Parc Naturel Régional du Golfe du Morbihan porté par le Syndicat Intercommunal d'Aménagement du Golfe du Morbihan (SIAGM, 2006).

Parmi les différents éléments patrimoniaux du Golfe du Morbihan, la préservation des herbiers de zostères constitue un enjeu fort. De par leur superficie, les herbiers du Golfe forment le principal ensemble régional et le deuxième à l'échelle métropolitaine (Corbeau et Rollet, 2008 ; Auby *et al.*, 2010). Bien que principalement situés au niveau du bassin oriental, plusieurs herbiers sont implantés sur l'estran de la rivière d'Auray, particulièrement au niveau de la Baie de Kerdrean et de l'Anse de Baden. Le rôle écologique de ces angiospermes revêt de nombreux aspects expliquant l'intérêt de conservation dont ils font l'objet. Ils participent ainsi à la stabilisation du sédiment et jouent un rôle de filtre et de fixation des particules en suspension. De même, ces espèces structurantes pour les communautés benthiques sont le siège d'une importante production primaire, et constituent à la fois une zone de refuge, de nourricerie, de reproduction et une ressource alimentaire essentielle pour l'avifaune (Hemminga et Duarte, 2000 ; Green et Short, 2003). Les herbiers ayant été retenus par la DCE comme un des indicateurs d'évaluation de la qualité biologique des masses d'eau côtières, ils bénéficient d'un suivi particulier dans le cadre du contrôle de surveillance des habitats benthiques côtiers (REBENT). Toutefois, ces habitats particulièrement sensibles aux stress et perturbations naturelles et anthropiques (aménagements portuaires, mouillages, augmentation de la turbidité, extension des marées vertes...), peuvent localement s'inscrire dans des dynamiques de régression non négligeables (Short et Echeverria, 1996 ; IFREMER, 2010b). Les herbiers de zostères sont d'ailleurs

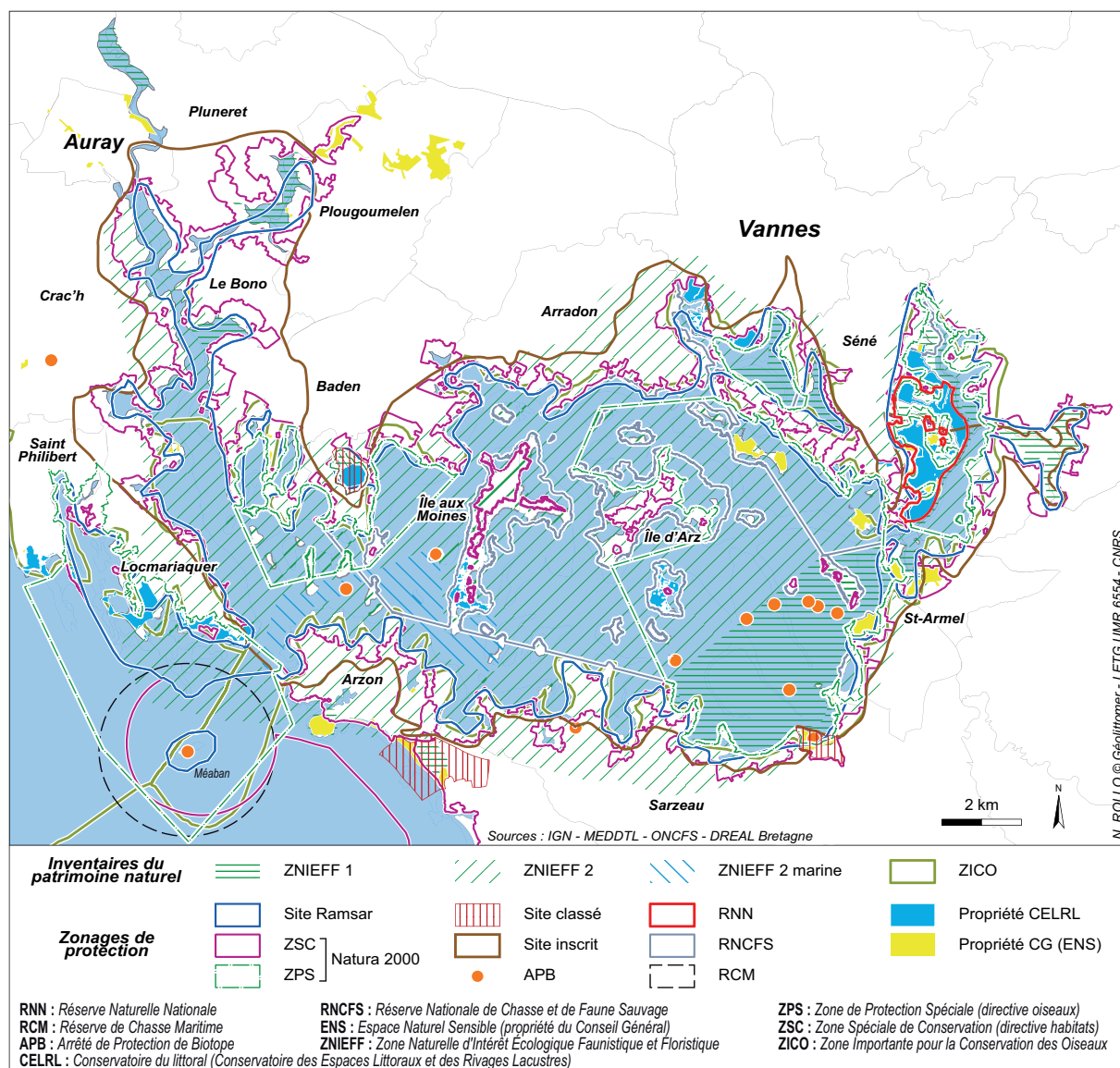


Figure 42. Inventaires du patrimoine naturel et zonages de protection du Golfe du Morbihan (d'après Chadenas *et al.*, 2011)

répertoriés dans la liste des espèces et habitats menacés et/ou en déclin de la convention OSPAR (Tullrot, 2009). La préservation de ces habitats vulnérables passe donc également par la gestion des apports terrigènes qui peuvent induire d'importantes perturbations locales, non sans effets sur ces herbiers. L'apport excessif d'éléments nutritifs exogènes et la stimulation du phytoplancton et des algues épiphytes qui en résulte constituent ainsi une des causes majeures de rétractation voire de disparition des herbiers dans de nombreux secteurs (Denis et Mahéo, 1982 ; Cardoso *et al.*, 2004 ; Burkholder *et al.*, 2007 ; Latimer et Rego, 2010). Ces conséquences s'expliquent notamment par une pénétration réduite de la luminosité, mais également par la réduction des échanges de nutriments entre les feuilles de zostères et le milieu environnant (Ralph *et al.*, 2007 ; IFREMER, 2010b).

3.3.2. Programmes d'action mis en œuvre

La reconquête de la qualité des eaux du Loc'h et du Sal représentant un enjeu majeur pour les usagers du bassin versant et de l'estuaire d'Auray, les gestionnaires locaux ont mené des mesures de préservation de l'eau et des milieux aquatiques à partir du début des années 1990. Ainsi en 1991, un partenariat entre les pouvoirs publics et les agriculteurs du bassin versant du Loc'h a été engagé au travers de l'opération Ferti-Mieux. Cette démarche, qui s'inscrivait dans le cadre de la directive « nitrates », avait pour objectif d'améliorer les pratiques de fertilisation afin de réduire le lessivage des nitrates d'origine agricole. A partir de 1996, le bassin a intégré le programme régional Bretagne Eau Pure (BEP). Un premier contrat de bassin versant, mené sous la maîtrise d'ouvrage de la Communauté de Communes du Loc'h (CCL), a ainsi été engagé sur la période 1996-2001 sur le bassin versant de la prise d'eau de Tréauray. Il a été suivi par un deuxième contrat de bassin (2002-2007) auquel a été associée l'aire d'alimentation de la retenue de Pont-Sal en 2003. Le secteur fait depuis l'objet d'un troisième contrat de bassin versant (contrat territoire d'eau) dans le cadre du GP5 2007-2013. A l'issue du programme BEP, et suite à une volonté de pouvoir intégrer la problématique de la qualité des eaux depuis les sources jusqu'à la mer, le Syndicat Mixte du Loc'h et du Sal (SMLS) a été créé en 2007. Le SMLS est statutairement composé de la CCL, de la Communauté de Communes du Pays d'Auray (CCPA) et de la commune de Plescop. Son périmètre d'intervention s'étend toutefois sur l'ensemble du bassin versant de la rivière d'Auray par l'intermédiaire de conventions établies avec les différentes communes méridionales. Afin de couvrir différents domaines liés à la protection de la ressource en eau, le SMLS s'est structuré autour de quatre compétences : « gestion et amélioration de la qualité de l'eau », « entretien et protection des milieux aquatiques », « urbanisme et citoyenneté » et « gestion du littoral et des milieux estuariens ». Le bassin versant est en outre associé au projet de Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE) du Golfe du Morbihan, qui est en cours d'instruction. Sachant que le périmètre de ce dernier ainsi que la composition de la Commission Locale de l'Eau ont été récemment actés, ce SAGE devrait assez rapidement voir le jour.

Dans le cadre du programme BEP, les démarches mises en œuvre se sont concentrées sur les aires d'alimentation des prises d'eau en se focalisant surtout sur les paramètres nitrates et pesticides. Concernant les actions agricoles, celles-ci ont notamment porté sur la mise aux normes des exploitations, *via* les PMPOA, et la résorption des excédents, en favorisant les échanges d'effluents entre exploitations (Au début des années 2000, quatre exploitations se trouvaient en excédent structurel et 75 en excédent agronomique). Différents types d'opération collectives ont également été menées afin de faire la promotion de pratiques propices à une limitation des émissions agricoles (épandages sur céréales et prairie, compostage, couverture des sols, désherbage alternatif...). Des engagements individuels (EPA, CAD) ont par ailleurs été mis en place sur le tiers des exploitations du bassin. Ces dispositifs contractuels, visant à améliorer les pratiques de fertilisation et phytosanitaires, ont

été associés à d'importants accompagnements techniques au niveau de l'élaboration des plans de fumure, du suivi agronomique des exploitations signataires, des analyses d'effluents et de reliquats d'azote ou du classement des parcelles à risque phytosanitaire. Pour ce qui est des émissions non-agricoles, les démarches mises en œuvre ont principalement concerné la limitation du recours aux produits phytosanitaires au travers d'actions de sensibilisation au désherbage alternatif et au jardinage bio, de l'élaboration de chartes et de plans de désherbage des espaces communaux ou du diagnostic des pulvérisateurs municipaux.

Depuis la création du SMLS en 2007 les programmes d'actions mis en œuvre ont été diversifiés et déclinés au niveau des quatre compétences structurantes du syndicat. Le volet « gestion du littoral et des milieux estuariens » a ainsi conduit à l'élaboration d'un diagnostic des sources de contamination bactériologiques de la rivière d'Auray afin de désigner des secteurs d'intervention prioritaires. Ce projet élaboré sur la période 2009-2012 est associé à une démarche de conseil auprès des agriculteurs afin de limiter les émissions liées aux épandages, un accompagnement technique des communes dans l'élaboration des Schéma Directeurs des Eaux Pluviales, un diagnostic des rejets pouvant provenir des chantiers ostréicoles, et à des actions correctives au niveau des installations d'assainissement collectif. La commission « urbanisme et citoyenneté » a quant à elle réalisé une charte de l'eau et de l'urbanisme en 2009 permettant aux collectivités signataires d'obtenir une aide technique et juridique pour l'élaboration de leurs projets de développement urbain afin d'assurer une cohérence de ces derniers avec les problématiques d'assainissement, de gestion des eaux pluviales et de préservation des milieux aquatiques. Dans le cadre du volet « entretien et protection des milieux aquatiques » le SMLS est également investi dans une démarche de réhabilitation du linéaire hydrographique dans le cadre d'un Contrat Restauration et Entretien des milieux aquatiques (CRE). Un premier CRE, limité à l'aire d'alimentation de la retenue de Tréauray, a ainsi été lancé en 2008 (Planche photo 18). Un deuxième prendra sa suite en 2013 (jusqu'en 2017) et sera étendu au bassin versant du Sal. De même, le SMLS s'est engagé dans le programme régional Breizh Bocage en 2010. Le premier volet portant sur le diagnostic du maillage bocager à l'échelle du bassin versant a permis de désigner la section amont du Loc'h comme zone d'intervention prioritaire du fait de la profonde déstructuration des linéaires paysagers de ce secteur. Les projets d'aménagements bocagers, préalables aux travaux de plantation et d'entretien, sont en cours d'élaboration depuis l'été 2011. Par ailleurs, le SMLS participe depuis sa création à la réalisation d'un inventaire des cours d'eau et des zones humides sur les communes du bassin versant. Ces inventaires ont tout d'abord été élaborés en régie puis par deux prestataires de service depuis 2009. Enfin, au-delà de la surveillance qualitative des eaux du bassin, le volet « gestion et amélioration de la qualité de l'eau » intègre les actions menées au niveau des émissions agricoles. Toutefois, la plupart des pratiques promues par l'intermédiaire des accompagnements individuels étant devenues réglementaires, ces actions se concentrent dorénavant majoritairement sur des opérations collectives et un suivi des pratiques, réalisés par la Chambre d'Agriculture du Morbihan.



Planche photo 18. Suppression d'un abreuvement direct et réhabilitation d'une berge dans le cadre du Contrat de Restauration et d'Entretien du Loc'h [crédit photographique : M.N. Barreteau]

4. Conclusion

Cette présentation du bassin versant dénote que l'aire d'alimentation de la rivière d'Auray est assez représentative du contexte breton, tant par ses propriétés morphologiques, pédo-climatiques et hydrologiques, que par ses caractéristiques socio-économiques. Concernant l'état qualitatif de ses masses d'eau, sans être pour autant dans une situation critique de dégradation très avancée et généralisée, comme peuvent l'être certains bassins versants bretons tels que ceux en contentieux AEP, la surveillance des eaux témoigne d'une altération des milieux aquatiques associée à différents déséquilibres. Ces derniers, principalement liés à des apports nutritifs excessifs, induisent de nombreuses perturbations écologiques ayant dans certains cas des conséquences sanitaires et économiques non-négligeables. Or, le bassin versant de la rivière d'Auray concentre de nombreux enjeux au regard de la qualité de ses eaux continentales et côtières pouvant être regroupés en trois problématiques majeures. La première concerne la production d'eau potable issue des retenues de Tréauray et de Pont-Sal, qui représentent des ressources aquatiques essentielles à l'échelle des infrastructures d'alimentation du département mais qui demeurent occasionnellement soumises à un risque de dépassement de seuils réglementaires. A ce premier aspect s'ajoute la fonction récréative de l'étang de la forêt, régulièrement menacée par les efflorescences de cyanobactéries qui s'y déroulent. Enfin, de par leur forte valeur patrimoniale, les eaux de la rivière d'Auray et plus largement du Golfe du Morbihan représentent un enjeu capital pour les gestionnaires et les acteurs du secteur. En effet, au-delà des perturbations intrinsèques des milieux et des répercussions qu'elles peuvent induire sur la biocénose, les masses d'eau de transition et côtières sont le siège d'activités (aquaculture, tourisme balnéaire) étroitement liées à l'identité de ce territoire, cruciales pour l'économie locale mais très vulnérables du fait de leur forte dépendance vis-à-vis de la qualité des eaux.

De nombreux programmes d'actions ont été mis en œuvre sur le secteur depuis les années 1990. Toutefois, bien que ces derniers aient vraisemblablement permis d'enrayer la dynamique de dégradation intervenue à partir des années 1970 et insufflés de profondes améliorations au niveau des émissions de polluants, leurs effets sur l'état qualitatif des masses d'eau demeurent relativement mitigés, maintenant le secteur dans une situation intermédiaire peu satisfaisante. La principale difficulté de gestion tient principalement à l'hétérogénéité du bassin, particulièrement en termes d'usages, qui induit des types et des modes d'émissions polluantes très diverses selon les secteurs. Le secteur peut ainsi être dissocié en deux sous-ensembles confrontés à des problématiques différentes. La partie septentrionale, située à l'amont des retenues d'eau potable, apparaît comme un secteur principalement rural, spatialement dominé par une activité agricole intensive, notamment en tête de bassin, et des densités de cheptels très élevées. Parallèlement, cette partie est relativement peu peuplée en comparaison avec les communes littorales et rétro-littorales plus au Sud. De plus, l'habitat y étant majoritairement dispersé, les eaux résiduaires sont principalement concernées par des installations autonomes et donc des rejets décentralisés. À l'inverse, la partie méridionale du bassin présente des surfaces artificialisées nettement plus étendues avec une densité de population bien supérieure. C'est particulièrement le cas au niveau de la section centrale, située de part et d'autre de « l'axe RN 165 », intégré dans les dynamiques périurbaines des agglomérations de Vannes et d'Auray. Plus au Sud, les terres à vocation agricole retrouvent une emprise significative mais demeurent dans un système de mise en valeur peu intensif. La concentration des habitations sur ce secteur méridional implique un taux de raccordement supérieur au réseau d'assainissement collectif et des rejets centralisés en différents points d'évacuation. Les STEP d'Auray et de Saint-Philibert concentrent ainsi une capacité respective de 40 000 et 15 000 équivalents habitants (EH), alors que les unités situées au sein de la partie amont, bien que plus nombreuses, ont des capacités d'épuration nettement moins importantes situées en moyenne autour d'un millier d'EH.

Cette diversité et ces disparités spatiales de mise en valeur du bassin versant complexifient fortement les actions mises en œuvre qui mettent généralement l'accent sur un secteur géographique en particulier, sur un type d'émission ou sur une répercussion écologique, sanitaire ou économique donnée. Ce secteur apparaît donc propice pour la mise en œuvre d'une modélisation du bassin versant de la rivière d'Auray permettant d'établir un lien quantitatif et spatial global entre les différents facteurs de pressions et l'état des milieux aquatiques. Ainsi, il peut paraître opportun d'expérimenter ce type d'approche complémentaire en confrontant son implémentation aux contraintes et attentes des gestionnaires locaux en charge de la qualité des eaux. L'idée étant notamment de bénéficier des apports ordinaires de ce type d'outils :

- (i) meilleure compréhension du fonctionnement de l'hydrosystème (modes et temps de trans-

ferts, temps de réponse suite à la modification des pratiques ou à la réduction d'émissions polluantes...), (ii) quantification continue des apports terrigènes, (iii) évaluation de la part respective des différents contributeurs, (iv) identification des sous bassins versant les plus contributeurs pouvant servir de base pour la désignation des secteurs d'intervention prioritaires ; tout en intégrant au mieux les considérations du gestionnaire afin d'assurer une continuité opérationnelle à la démarche dans le temps et sa transposabilité.

Chapitre 5 : LE MODÈLE DE BASSIN VERSANT *SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL*

1. La notion de modèle

1.1. *Éléments de définition*

Un modèle est une représentation simplifiée d'un processus ou d'un système. En géographie, au sens des sciences mathématiques, il peut être considéré comme une structure logique permettant de rendre compte d'un ensemble de processus ayant entre eux certaines relations (Lévy et Lussault, 2003). Un modèle est étroitement lié à la fois à l'objet qu'il représente de manière abstraite, mais également à sa fonction. Il est donc avant tout la représentation d'un objet, élaborée par une personne donnée selon le cadre de connaissances scientifiques du moment, et conçue pour répondre à un problème précis. A ce titre, c'est une construction intégrant différentes caractéristiques jugées pertinentes au regard des connaissances, des données disponibles, et du but poursuivi. Le caractère simplificateur d'un modèle, et le fait qu'il puisse être amputé de processus considérés comme peu appropriés vis-à-vis de l'objectif recherche, lui confère une vision réductionniste et approximative. Dans ce sens, un modèle résulte d'un compromis entre sa transposabilité potentielle, le réalisme et la justesse de sa représentation dans le contexte d'application (période et secteur géographique), et son opérabilité afin de lui assurer une efficience à l'égard du problème posé.

La modélisation peut recouvrir différents objectifs complémentaires. En effet, en les représentant de manière simplifiée, un modèle permet de décrire, d'analyser, d'expliquer et d'améliorer la compréhension de phénomènes dynamiques et complexes. Au-delà de cet aspect de représentation intrinsèque, cet outil peut également permettre de quantifier le fonctionnement de l'objet modélisé. L'analyse dynamique de l'environnement simulé et des interactions qui s'y déroulent peut ainsi constituer une aide non négligeable, afin notamment de définir des actions à entreprendre pour atténuer ou solutionner une problématique donnée. De plus, parallèlement aux approches descriptives, l'implémentation d'un modèle, de par son caractère prédictif, permet de procéder à des scénarisations prospectives pouvant servir de support à la décision en matière de gestion ou d'aménagement. Enfin, un modèle étant en quelque sorte une synthèse représentative des connaissances scientifiques existantes au moment de sa conception, il peut en outre permettre la mise en évidence des lacunes au niveau des conceptions préétablies ou une insuffisance concernant la disponibilité des variables nécessaires à son implémentation (Beven, 1989).

Les domaines d'application des modèles sont très variés. En sciences de l'eau, un modèle renvoie dans la majorité des cas à une représentation mathématique d'une entité surfacique (parcellaire, bassin versant...), d'un système réticulaire aquatique (hydrologique ou hydraulique) ou d'une série de données¹. Les modèles étant conçus pour répondre à une problématique donnée, à un besoin précis, et parfois applicables uniquement dans un contexte spécifique, il existe un très large panel d'outils de ce type. Ce cadre de conception a en effet conduit à une profusion de modèles hydrologiques variés, répondant à des critères particuliers. Ceux-ci peuvent ainsi aller du simple modèle de régression, établissant une relation directe entre une sélection de paramètres d'entrée du système et des variables de sortie (Crowther *et al.*, 2003 ; Kay *et al.*, 2005a ; Zhu et Day, 2009), jusqu'aux modèles intégrés incorporant plusieurs composantes interconnectées du système, en passant par les automates cellulaires (Langlois et Delahaye, 2002 ; Langlois, 2005 ; Douvinet, 2008). Profitant des évolutions technologiques et informatiques intervenues au cours des années 1980-1990, la grande majorité de ces modèles ont été traduits en langage de programmation et intégrés au sein de logiciels indépendants ou sous la forme d'applications venant se greffer sur des plateformes existantes (Dodson, 1993 ; Ambroise, 1999a). Dans le cadre de ce travail nous nous focaliserons uniquement sur les modèles hydrologiques, conçus à l'échelle du bassin versant, permettant de simuler les flux d'eau voire les polluants associés par l'intermédiaire de modules connexes. Compte tenu de la multitude de modèles existant, les exemples cités en parallèle de la description des typologies n'ont pas vocation à établir un listing exhaustif mais plus à illustrer les caractéristiques variées de ces types d'outils.

1.2. Typologie des modèles hydrologiques

Différentes typologies de modèles, basées sur des critères de classification relativement semblables, ont été proposées par différents auteurs (Clarke, 1973a ; Clarke, 1973b ; DeVries et Hromadka, 1993 ; De Marsily, 1994 ; Ambroise, 1999 ; CRCCH, 2005a ; CRCCH, 2005b ; Hingray *et al.*, 2009). Néanmoins, l'appartenance d'un modèle à un type précis demeure souvent ambiguë. Cet aspect s'explique notamment par le caractère équivoque de certaines terminologies mais également par les caractéristiques variables des sous-composantes d'un modèle qui peuvent parfois amener à le classer dans différentes catégories. On peut toutefois se baser sur différents critères majeurs retenus par Gineste (1998) et Payraudeau (2002) pour comparer les différentes approches de modélisation : la représentation de l'espace (modèles globaux *versus* modèles spatialisés), l'extension temporelle de simulation (modèles événementiels *versus* modèles continus) et la schématisation des processus (modèles empiriques *versus* modèles conceptuels et physiques).

D'un point de vue spatial, on distingue ainsi les modèles dits « globaux », qui appréhendent le bassin versant comme une seule et même entité et tentent de reproduire son comportement général,

¹ Glossaire International d'Hydrologie de l'Organisation des Nations Unies pour l'Éducation, la Science et la Culture (UNESCO)

des modèles distribués (ou spatialisés) qui intègrent l'hétérogénéité spatiale des processus agissant sur le bassin. Concernant les modèles globaux, ces derniers peuvent être de type empirique ou conceptuel. Les modèles empiriques établissent des relations entre les variables d'entrée et de sortie du système sans forcément intégrer les propriétés internes du bassin. Ils présentent l'avantage d'une implémentation et d'un calage facilités. Toutefois, ces approches sont fortement limitées par les caractéristiques des séries chronologiques sur lesquelles ils se basent. Leur implémentation sur des chroniques associées à des conditions climatiques différentes ou à des épisodes extrêmes conduit à des extrapolations marquées par de profondes incertitudes (Gineste, 1998). Les modèles conceptuels représentent quant à eux le bassin comme un assemblage de réservoirs interconnectés correspondant à différents niveaux de stockage de l'eau et des éléments associés. Ils reposent sur une relation de conservation de bilan reliant les volumes (stocks) présents dans chaque réservoir aux flux entrant et sortant, intégrant ainsi une complexité parfois élevée (Payraudeau, 2002). Le modèle GARDIÉNA du BRGM (Thiéry, 2004), les différentes variantes de GR du CEMAGREF (Perrin *et al.*, 2007 ; Perrin *et al.*, 2010), ou les modèles CREAMS (Kinsel, 1980) et EPIC (Williams *et al.*, 1984) correspondent à ce type. L'intérêt de ce type de modèle réside dans le nombre limité de paramètres nécessaires à leur mise en œuvre. Leur utilisation opérationnelle est toutefois limitée par différents éléments. Tout d'abord, l'approche empirique associée à la représentation des vidanges ne permet de relier le paramétrage du modèle aux caractéristiques physiques réelle du bassin (Makhlouf, 1994). De plus, cette relation empirique ne permet pas de réaliser des scénarisations prospectives intégrant une organisation différente des usages du bassin les rendant peu appropriés pour certaines démarches de gestion (Payraudeau, 2002). Enfin, le caractère global de ces modèles ne permet de considérer de façon pertinente et précise les rejets ponctuels, ainsi que leurs effets, sachant que leurs apports s'effectuent à l'échelle de l'ensemble du bassin versant sans intégrer leur localisation.

Les modèles spatialisés procèdent quant à eux à un découpage du bassin versant en différentes entités assumées homogènes au niveau de leurs caractéristiques physiques et de leur comportement hydrologique (Bloschl et Sivapalan, 1995). Cette discrétisation spatiale permet ainsi de prendre en compte explicitement l'hétérogénéité spatiale des variables de forçage, des paramètres et des processus. Cette segmentation spatiale fait directement appel aux fonctionnalités d'analyse spatiale propres aux SIG, explicitées dans le paragraphe « 1.3. Couplages SIG-modèles ». L'implémentation de ce type de modèle revient toutefois à assembler les résultats de modèles globaux appliqués à l'échelle des différentes unités fonctionnelles (Baudez *et al.*, 1999). Parmi les modèles distribués, on distingue les modèles conceptuels des modèles physiques. Les premiers reprennent les caractéristiques des modèles conceptuels globaux, basés sur l'interconnexion de réservoirs, mais qu'ils déclinent à l'échelle de chaque unité spatiale homogène. Ce fonctionnement correspond à de nombreux modèles tels que SENEQUE (Ruelland, 2004), HSPF (Bicknell *et al.*, 1997), GIBSI (Rousseau *et al.*, 2000), DAISY (Hansen *et al.*, 1990), SWAT (Neitsch *et al.*, 2002), SWRRB (Williams *et al.*, 1985 ; Arnold *et al.*, 1990), TNT (Beaujouan, 2001 ; Beaujouan *et al.*, 2001), AGNPS (Young *et al.*, 1986) ou TOPMODEL (Beven et Kirkby, 1979).

Les modèles physiques spatialisés sont essentiellement basés sur des processus d'écoulements connus et retranscrits sous la forme d'équation physiques. En reliant entre elles les variables d'état par des relations dynamiques et de conservation, ils permettent de simuler à partir de conditions initiales préétablies, l'état de l'hydrosystème à tout moment et à l'échelle de chacune des unités homogènes délimitées (Payraudeau, 2002). Le modèle de ce type le plus connu est très certainement SHETRAN, dérivé de SHE (Système Hydrologique Européen) (Abbott *et al.*, 1986). Toutefois, de nombreuses critiques ont été formulées à l'encontre de ce type de modélisation hydrologique (Cossandey et Robinson, 2000 ; Beven, 2001 ; Molénat, 2008). En effet, il peut par exemple paraître illusoire de représenter de manière physique l'ensemble du fonctionnement d'un hydrosystème (Beven, 1993). De même, les équations physiques utilisées ont à la base été formulées pour des milieux homogènes simples ; leur application à des surfaces plus vastes présentant malgré tout une certaine hétérogénéité peut donc présenter une certaine inadéquation avec leur cadre d'élaboration (Payraudeau, 2002).

De plus, la complexité des modèles distribués et la multitude de variables nécessaires à leur implémentation conduit à une surparamétrisation impliquant souvent de lourdes difficultés en termes d'acquisition des données en entrée. Cet élément contraint souvent à intégrer des valeurs moyennes, gommant l'hétérogénéité du bassin et rapprochant leur fonctionnement de celui des modèles conceptuels (Beven, 1989 ; Clarke, 1994). Le caractère distribué de ces modèles induit une importante inflation du nombre de paramètre à manipuler et à calibrer. Ainsi, leur lourdeur d'implémentation peut parfois rebuter leurs utilisateurs. Toutefois, ces outils présentent une efficacité nettement supérieure dans le cas de bassins versants fortement hétérogènes et se révèlent les plus adéquats pour évaluer les impacts de changements d'usages sur les bassins versants, admettant donc un intérêt particulier dans le cadre de démarches de gestion.

Les modèles peuvent également être caractérisés en fonction de l'extension temporelle des simulations qu'ils réalisent. On distingue ainsi les modèles événementiels des modèles opérant de manière continue, généralement sur plusieurs années hydrologiques (DeVries et Hromadka, 1993). Les modèles événementiels ont pour objectif de déterminer la réponse d'un hydrosystème suite à un épisode pluvieux. Compte tenu du caractère restreint des échelles temporelles de simulation, cantonné à un événement donné, certaines variables jugées non pertinentes sont souvent écartées de ces simulations. En parallèle, les modèles continus constituent en quelque sorte une extension temporelle des modélisations événementielles. Toutefois, ils intègrent d'ordinaire un nombre nettement plus important de variables de forçage du fait de l'influence qu'elles peuvent avoir sur la répétition des cycles (évapotranspiration, cycles biogéochimiques des substances « polluantes »...), les rendant ainsi souvent plus complexes. Les propriétés temporelles des modèles renvoient également à leur pas de temps de simulation. En effet, selon les objectifs recherchés et les processus à prendre en considération, les modèles ne fonctionnent pas tous avec la même temporalité, tant au niveau des

variables d'entrée que de leurs itérations. Selon les cas, le pas de calcul s'effectuera à une échelle temporelle allant de quelques minutes à plusieurs jours. Toutefois, la plupart des modèles adoptent une itération journalière. Cette dernière, résultant d'un compromis, constitue généralement une échelle temporelle jugée pertinente pour la prise en compte relativement fine de la majorité des processus d'écoulement sans pour autant alourdir de manière démesurée l'implémentation du modèle.

Enfin, Payraudeau (2002), propose de considérer un échelon supplémentaire de distinction des modèles de bassin versant en fonction de leur objet d'étude. Certains modèles seront ainsi constitués pour être appliqués sur de petits bassins versant agricoles et fonctionnant à l'échelle parcellaire afin de déterminer la dynamique des flux depuis les parcelles vers le réseau hydrographique. Parallèlement, certains modèles ont été développés pour simuler spécifiquement les processus de transport et de transformation des traceurs de la qualité de l'eau au sein du réseau hydrographique, comme le modèle QUAL2E (Brown et Barnwell, 1987). Enfin, les modèles conçus pour une utilisation sur de grands bassins versants allant de plusieurs centaines à plusieurs milliers de kilomètres carrés associent souvent plusieurs sous modèles issus des deux catégories précédentes.

Les différents types de modèles présentent donc tous leurs avantages et leurs inconvénients et sont de ce fait adaptés à certaines problématiques et au contraire peu pertinents pour d'autres. Les besoins et les réponses recherchées conditionneront donc très fortement le choix d'un type ou d'un modèle en particulier. Cet élément se retrouve particulièrement au niveau du champ d'application spatio-temporel des différents modèles (Figure 43). Ainsi, malgré la profusion actuelle de modèles hydrologiques, la taille du bassin versant étudié ainsi que les transferts ciblés limitent assez rapidement le nombre d'outils adaptés pour une étude donnée.

1.3. Couplages SIG-modèles

Le développement de modèles distribués, visant à intégrer l'hétérogénéité spatiale des processus et des caractéristiques de l'hydrosystème, a rapidement conduit les modélisateurs à faire appel aux capacités d'analyse spatiale des SIG (Laaribi, 2000 ; Loubersac *et al.*, 2000). Outre l'introduction de la différenciation spatiale, les couplages réalisés entre ces deux types d'outils ont permis d'associer les capacités analytiques des modèles aux capacités graphiques et de gestion de données des SIG (Pouliot, 1998). Ces couplages peuvent prendre différentes formes. En effet, Sui et Maggio (1999) distinguent ainsi les couplages d'association et les couplages d'intégration. Les premiers concernent les couplages de type lâche (*loose*), cantonné à un échange de données, et les couplages serrés (*tight*) réalisés par l'exécution de routines. Les couplages intégrés consistent quant à eux soit à l'incorporation d'un SIG au sein de modèles hydrologiques, ou le plus souvent à l'insertion d'un modèle hydrologique au sein d'un environnement SIG, sous la forme d'un module à part entière.

L'utilisation des modèles au sein d'environnements SIG est ainsi devenue incontournable, particulièrement pour l'implémentation des modèles distribués, basés sur la définition et la caractérisation d'unités spatiales homogènes servant de base territoriale pour les calculs réalisés. En effet, ces modèles impliquent l'utilisation d'un volume conséquent de données hétérogènes (étendues, modes d'implantation...), relatives à des thématiques très variées et provenant de sources diverses, le re-

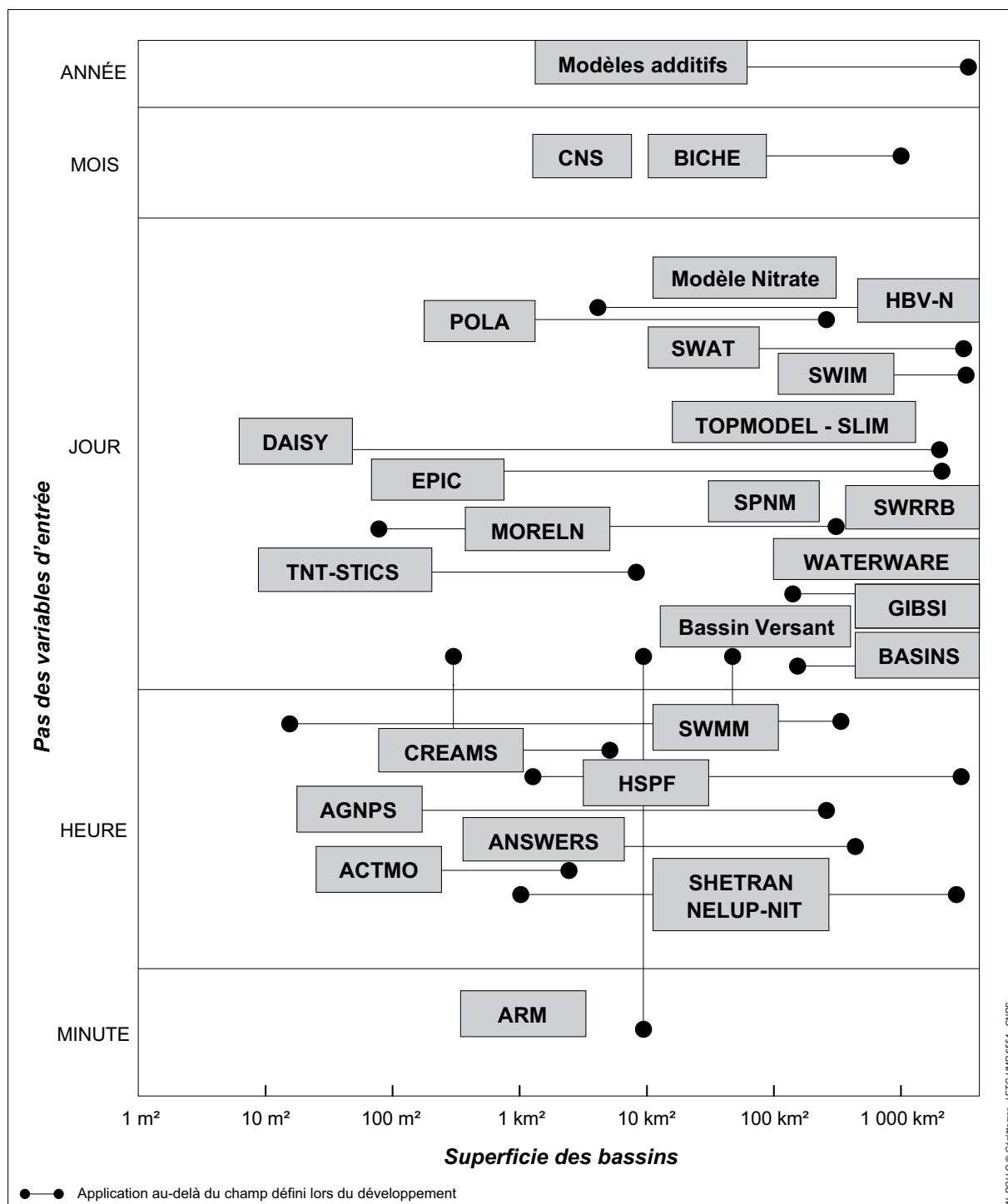


Figure 43. Champ d'application spatio-temporel des principaux modèles de bassin versant (d'après Payraudeau, 2002)

cours aux SIG est apparue au fil du temps une étape essentielle de leur implémentation. Cette utilisation, qui était à l'origine limitée aux SIG matriciels, s'est par ailleurs progressivement étendue aux SIG vectoriels, du fait notamment de l'intégration croissante de processus présents au sein des réseaux de drainage. Cette technologie d'intégration revêt ainsi un intérêt en termes de stockage et de prétraitement des données en entrée, nécessaires à un paramétrage effectif du modèle, mais également au niveau de la restitution spatiale des résultats des différentes simulations. De même, l'organisation de ces fichiers au sein d'un SIG s'avère particulièrement propice pour gérer la question du passage d'une échelle à une autre lié à la manipulation des différents niveaux d'appréhension des processus hydrologiques. L'implémentation des modèles hydrologiques dans un environnement SIG a par ailleurs profondément modifié l'appréhension de ce type d'outil. En effet, l'interfaçage de ces modèles avec des logiciels communément utilisés par les gestionnaires permet de faciliter leur paramétrage et de les utiliser sans nécessairement être initié à la programmation par lignes de commandes comme cela devait être le cas auparavant. Toutefois, les opérations effectuées sur les données sous SIG conduisent à la propagation d'incertitudes et d'approximations, délicate à évaluer et qui peuvent se répercuter sur la fiabilité de la modélisation (Devilliers et Jeansoulin, 2005).

Ces interconnexions ont pour la plupart donné lieu à une intégration directe de modèles hydrologiques au sein des logiciels SIG les plus répandus tels que GRASS ou ArcView. Néanmoins, elles ont parfois abouti à la constitution de plateformes intégrées intermédiaires. On peut ainsi citer l'exemple de BASINS (*Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources*). Ce module libre, développé sous la forme d'une extension venant se greffer sous les programmes ArcView et MapWindow, intègre par exemple différents outils d'analyse environnementale ainsi que les modèles HSPF, SWAT et QUAL2E (Kinerson *et al.*, 2001). D'autres applications spécifiques ont également favorisé ces interconnexions en automatisant le prétraitement des données de paramétrage et en permettant des couplages serrés. Le modèle de données hydrologiques ArcHydro, dont le développement répondait à l'origine à un besoin de gestion de l'ensemble des données spatiales et temporelles ayant trait à la caractérisation des cours d'eau et de leur bassin, en fait partie. En effet, ce plugiciel fonctionnant sous ArcGIS est très largement utilisé comme *hub* pour connecter différents modèles hydrologiques entre eux à partir d'un format de stockage et de structuration unique (Maidment, 2002 ; Valenzuela Zapata, 2003 ; Olivera et Srinivasan, 2003).

1.4. Critères de choix du modèle

Comme nous l'avons vu initialement, le développement de chaque modèle est étroitement lié à un besoin précis, une problématique donnée et applicable dans des conditions spécifiques. Bien que certains modèles aient été par la suite implémentés au-delà de leur champ d'application originel (Payraudeau, 2002), ces caractéristiques impliquent un cadre relativement strict dans le choix d'un modèle. Ce choix, basé sur la revue de différentes analyses comparatives (Shepherd *et al.*, 1999 ;

Payraudeau, 2002 ; Borah and Bera, 2003 ; Van Liew *et al.*, 2003 ; Borah and Bera, 2004 ; El Nasr *et al.*, 2005 ; Nasr *et al.*, 2007), a représenté une étape cruciale de ce travail. En effet, il a fallu sélectionner un outil de modélisation adapté aux données disponibles, aux caractéristiques et à la problématique du bassin versant d'implémentation, permettant une transposabilité à d'autres bassins, et se rapprochant au plus près des critères d'une utilisation opérationnelle par les gestionnaires.

Les paramètres impliqués dans la dégradation de la qualité des masses d'eau de la rivière d'Auray sont relativement variés selon les enjeux. Toutefois, dans le cadre de ce travail nous avons choisi de nous focaliser sur les nutriments. En effet, ce choix a tout d'abord été motivé par le fait que la problématique de l'azote et du phosphore se retrouve directement ou indirectement dans la plupart des enjeux liés à la qualité des eaux de cet hydrosystème. Il apparaissait donc primordial de le considérer comme prioritaire. Parallèlement, la modélisation des flux de bactéries et de produits phytosanitaires a été écartée pour différentes raisons. Concernant les bactéries, elles n'ont pas été intégrées du fait du manque de données concernant leurs émissions. En effet, mis à part certaines analyses d'effluents réalisées par l'Association CAP2000, liant les agriculteurs, conchyliculteurs et pêcheurs du secteur, aucune information n'est disponible sur le secteur, y compris au niveau des rejets des stations d'épuration. De plus, compte tenu de leur durée de vie, du temps de résidence au sein des retenues de Tréauray et de Pont-Sal et de l'abattement induit par les marais de Kerzo et les vasières du Bono, la contribution des bassins versant du Loc'h et du Sal à la contamination de l'écosystème conchylicole de la rivière d'Auray semble limité comparativement aux apports des petits bassins versants côtiers contigus. Le diagnostic des sources bactériologiques réalisé par le SMLS a d'ailleurs confirmé cette idée en concluant à des contaminations de proximité.

Pour ce qui est des produits phytosanitaires, il n'a pas été jugé opportun de simuler leur transfert du fait de difficultés techniques et par souci de fiabilité. En effet, cette famille de polluants regroupe de nombreuses substances actives, or la plupart des modèles ne permettent de suivre qu'un nombre très limité de molécules ce qui ne représente que peu d'intérêt. De plus, les pratiques phytosanitaires sont extrêmement variées entre les usages (agricole, voirie, domestiques) mais également au sein même des usages. Bien que certaines molécules se détachent, l'analyse de leur utilisation en agriculture sur le bassin versant a ainsi montré qu'il y avait quasiment autant de pratiques que d'exploitations agricoles. Ce paramètre nous a donc semblé peu propice à une modélisation basée sur des pratiques moyennes, qui à cette échelle d'implémentation auraient été très peu représentative des conditions réelles. Ils ont malgré tout été intégrés de manière marginale sur certains sous bassins versants à partir de scénarisations théoriques intégrant les préconisations d'usages. Toutefois, cette intégration ne représentant qu'un test sommaire qui ne peut être validé par des mesures fiables du fait de leur indigence, elle n'est pas présentée dans ce manuscrit.

Parallèlement à ce cadrage en termes de traceurs, et donc à l'aptitude du modèle sélectionné à reproduire les différents processus induisant leur transferts, les critères de choix du modèle se sont

également portés sur différents aspects techniques. En effet, le modèle devait notamment (i) permettre une implémentation dans des conditions hétérogènes sur des bassins versants parfois non-jaugés, (ii) être capable de prendre en considération à la fois les rejets ponctuels et les émissions diffuses, et (iii) pouvoir réaliser des scénarisations prospectives pour évaluer les répercussions que pourraient avoir la modification de certaines pratiques. Par conséquent, les modèles globaux ont dès le départ été écartés de la liste des modèles potentiellement utilisables pour ce projet du fait de leur non prise en compte de l'organisation spatiale des activités (Hörmann *et al.*, 2005). Nous nous sommes donc concentrés sur les modèles distribués. Toutefois, compte tenu de leur complexité et des difficultés qu'ils induisent au niveau de l'acquisition et du paramétrage des données nécessaires à leur implémentation, les modèles physiques distribués ont également été exclus du champ d'investigation.

En comparaison, les modèles basés sur une approche conceptuelle distribuée paraissaient plus adaptés compte tenu de leur facilité d'utilisation et de leur rapidité d'exécution. Au sein de ce groupe, nous avons privilégié les outils libres, induisant une gratuité et la possibilité de procéder à des modifications éventuelles afin d'assurer une adaptation aux conditions locales. De même, nous avons favorisé les modèles bénéficiant d'une large diffusion et donc d'une communauté d'utilisateurs étendue. A l'issue de ces étapes successives de sélection, les modèles HSPF et SWAT sont apparus comme étant ceux répondant le mieux aux différents critères précités. Une revue des études comparatives entre les deux modèles a révélé de grandes similitudes entre ces deux modèles, conçus sur des bases conceptuelles semblables (Nasr *et al.*, 2004 ; Saleh et Du, 2004 ; Singh *et al.*, 2004 ; Nasr *et al.*, 2007). Toutefois, bien que le modèle HSPF semble aboutir à des résultats légèrement supérieurs, son paramétrage est nettement plus complexe que celle de son homologue du fait du nombre de variables nécessaires à son implémentation (Im *et al.*, 2003). De plus, comparativement à SWAT, il est relativement peu utilisé en Europe, ce qui représente un frein supplémentaire. Par conséquent, notre choix s'est porté sur le modèle SWAT, déjà utilisé avec succès dans le cadre de différentes études portant sur des bassins versants du Nord-Ouest de la France (Duros, 2001 ; Bioteau *et al.*, 2002 ; Conan *et al.*, 2003 ; Lomakine, 2005).

2. Le modèle *Soil and Water Assessment Tool*

2.1. Description générale

Soil and Water Assessment Tool (SWAT) est un modèle de bassin versant conceptuel semi-distribué. Ce modèle, qui a été développé par l'*Agricultural Research Service* (ARS) de l'*United State Department of Agriculture*, est un dérivé direct du modèle SWRRB (*Simulator for Water Resources in Rural Basins*). Son développement s'inscrit dans la continuité des travaux de modélisation menés par l'ARS. SWAT in-

tège ainsi les algorithmes de nombreux modèles conçus antérieurement par l'ARS². Certaines composantes de SWAT sont par exemple issues de modèles tels que CREAMS (*Chemical Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems*), GLEAMS (*Groundwater Loading Effects on Agricultural Management Systems*), ou EPIC (*Erosion Productivity Impact Calculator*) (Neitsch *et al.*, 2005). L'objectif de ce modèle est de simuler en continu les impacts des usages et des aménagements sur les transferts hydriques et la mobilité des sédiments, des nutriments, des pesticides et des bactéries à un pas de temps journalier. SWAT est optimisé pour une utilisation sur des bassins versants hétérogènes (pédologie, occupation du sol) non jaugés (Di Luzio *et al.*, 2002).

Bien qu'il ait été créé pour des conditions nord-américaines, SWAT a été implémenté et validé à des échelles et dans des conditions environnementales très variées à travers le monde (Arnold et Fohrer, 2005 ; Gassman *et al.*, 2007 ; Arnold *et al.*, 2009). Cet élément est illustré par la très importante communauté d'utilisateurs dont ce modèle bénéficie parmi laquelle on retrouve plusieurs organismes gouvernementaux européens et nord-américains. Les concepteurs du modèle ont d'ailleurs mis en place différents forums pour que les utilisateurs puissent bénéficier d'une assistance rapide en cas de difficultés techniques. Ces dernières années, SWAT a été appliqué sur de nombreux bassins versants européens : en Finlande (Francos *et al.*, 2001 ; Grizzetti *et al.*, 2003 ; Bouraoui *et al.*, 2004 ; Bärlund *et al.*, 2007), au Royaume-Uni (Bouraoui *et al.*, 2002 ; Grizzetti *et al.*, 2005 ; Kannan *et al.*, 2007), en Belgique (El Nasr *et al.*, 2005 ; Holvoet *et al.*, 2005 ; Romanowicz *et al.*, 2005 ; Heuvelmans *et al.*, 2006), en Italie (Galbiati *et al.*, 2006 ; Salvetti *et al.*, 2006), en Suisse (Abbaspour *et al.*, 2007), en Irlande (Nasr *et al.*, 2007) et en France (Duros, 2001 ; Bioteau *et al.*, 2002 ; Conan *et al.*, 2003 ; Le Guen, 2005 ; Lomakine, 2005 ; Plus *et al.*, 2006 ; Bougeard *et al.*, 2008 ; Bouraoui et Grizzetti, 2008 ; Ferrant, 2009 ; Bougeard *et al.*, 2011). D'après les paramètres statistiques de corrélations utilisés pour évaluer la qualité des calculs réalisés, la plupart de ces simulations semblent satisfaisantes et représentatives des transferts hydriques et des traceurs mesurés, tant en période calibration que durant leur étape de validation. Le fait que ce modèle soit libre n'est pas étranger à sa large diffusion. En effet, la possibilité de modifier et d'ajuster certains aspects du code source de SWAT constitue un atout non négligeable dans la perspective d'adaptation aux conditions locales. Ainsi, de nombreuses versions dérivées ont vu le jour afin d'améliorer la simulation de certains processus, de répondre à des besoins particuliers ou d'adapter le modèle à des contextes spécifiques. Parmi ces adaptations les plus abouties on retrouve notamment les modèles ESWAT (*Extended SWAT*), SWIM (*Soil and Water Integrated Model*) et SWAT-G (Krysanova *et al.*, 1998 ; Van Griensven et Bauwens, 2001 ; Eckhardt *et al.*, 2002).

Plusieurs versions autonomes ou couplées avec des logiciels SIG ont été développées depuis 1994. SWAT avait ainsi été interfacé avec GRASS (*Geographic Resources Analysis Support System*), dès

² <http://swatmodel.tamu.edu/>

1998. Les logiciels de l'*Environmental Systems Research Institute* ArcView/ArcGIS ont toutefois été privilégiés par la suite du fait de leur plus large diffusion. SWAT a par ailleurs été intégré à plusieurs reprises à la plateforme d'analyse BASINS (*Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Source*). Lors du lancement de ce projet, la version couplée avec ArcGIS présentait encore des soucis de stabilité pour une utilisation sous un système d'exploitation paramétré en français, l'implémentation du modèle a donc été réalisée sous ArcView 3.x. Toutefois, le couplage du modèle avec le logiciel MapWindow³ apparue ultérieurement constitue une avancée certaine en termes d'utilisation et de diffusion (León, 2010 ; Schneider, 2011). En effet, il paraît désormais plus opportun de paramétrer SWAT dans cet environnement totalement libre (logiciel SIG et modules intégrant le modèle et ses outils complémentaires). De plus, au-delà de ses avantages liés à son aspect *open source* MapWindow dispose d'une interface conviviale, épurée et robuste dont l'appropriation est plus aisée comparativement aux logiciels SIG précités.

2.2. Fonctionnement du modèle

La structure hydrologique du modèle SWAT reproduit le cycle de l'eau de manière simplifiée au travers de plusieurs modules interconnectés via des algorithmes spécifiques. La modélisation hydrologique s'effectue en deux temps. La première correspond à la fonction de production (phase terrestre) et simule le ruissellement sur les versants ainsi que l'exportation des différents éléments (sédiments, nutriments, pesticides, bactéries...) vers le cours d'eau. La seconde correspond à la fonction de transfert (phase aquatique) qui caractérise le transfert et la transformation de ces différents éléments au sein du réseau hydrographique (transport, dépôt, remise en suspension, dégradation, dilution, diffusion).

2.2.1. Discretisation spatiale en unités homogènes

Comme nous l'avons précédemment évoqué, l'appréhension et la représentation de la dynamique hydrologique complexe d'un bassin versant hétérogène nécessite de procéder à une discrétisation spatiale de ce dernier. Ainsi, afin de prendre en compte la variabilité spatiale des paramètres et des processus, SWAT représente la zone modélisée en une association d'entités spatiales plus petites. Deux niveaux de segmentation sont simultanément utilisés par le modèle. Le premier, qui repose sur la structure du réseau hydrographique et la topographie, permet de déterminer les sous bassins versants de l'hydrosystème et les biefs associés afin de séparer les fonctions de production et de transport. Les aires d'alimentation des différents contributeurs sont ensuite subdivisées en entités admises comme étant homogènes de par leurs propriétés édaphiques et leur occupation. Ces dernières, appelées Unités de Réponse Hydrologique (URH), sont le résultat de l'intersection des limites

³ <http://www.mapwindow.org/>

de sous-bassins versants, avec les séries pédologiques, et les différentes classes d'occupation du sol (Figure 44). Une URH est donc la combinaison d'un type de sol et d'une occupation au sein d'un même sous-bassin versant. Ainsi, chaque unité est envisagée comme un espace ayant un comportement hydrologique propre et homogène et forme l'unité spatiale de référence pour les calculs effectués par le modèle. SWAT est un modèle additif, c'est-à-dire que lors d'une simulation, les transferts sont estimés quotidiennement pour chaque URH, avant d'être sommés à l'échelle des différents contributeurs afin de fournir une valeur globale cumulée à l'exutoire des bassins.

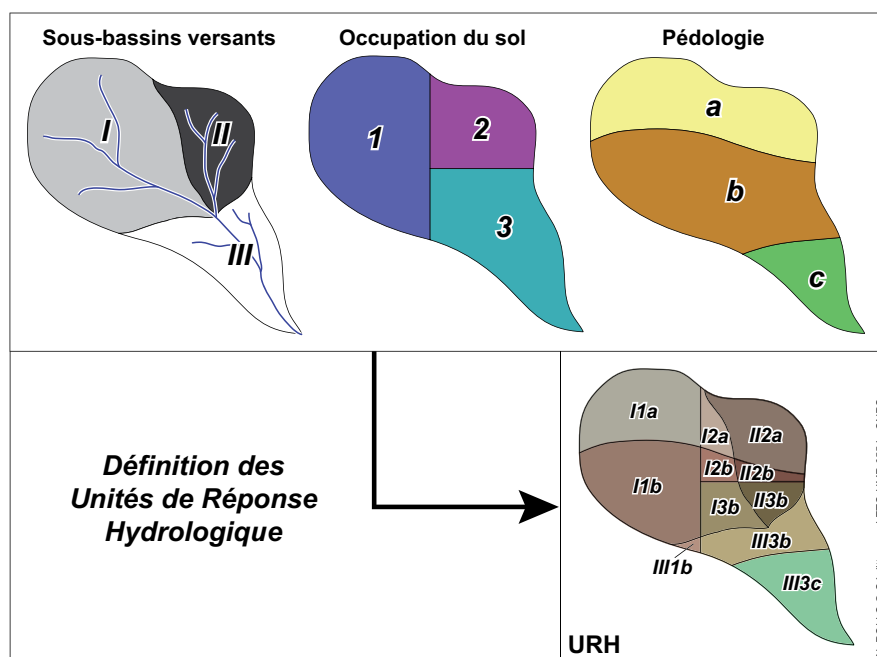


Figure 44. Méthode de définition des Unités de Réponse Hydrologique (URH)

2.2.2. Composante hydrologique

Le modèle SWAT représente le bilan hydrique de chaque unité homogène à partir de plusieurs réservoirs interconnectés (Figure 45).

Les précipitations correspondent à l'impulsion de départ induisant les écoulements et les transferts des traceurs associés. Les eaux météoriques (et les eaux de fonte) sont ensuite séparées entre ruissellement et infiltration à partir de la méthode des *runoff curve numbers*, élaborée par le *National Resources Conservation Service* (NRCS), anciennement *Soil Conservation Service* (SCS), de l'USDA (USDA, 2004), ou selon le modèle d'infiltration de Green et Ampt (1911). Ce dernier demeure toutefois peu utilisé compte tenu des caractéristiques des variables nécessaires à son implémentation (précipitations infra-journalières notamment). Dans le cas de la méthode des *curve numbers* (CN), chaque URH se voit ainsi attribuer un CN en fonction du groupe hydrologique de son sol et de son occupation. Le CN de l'URH est ensuite réajusté quotidiennement à partir des conditions antécédentes suivant les

pratiques qui s'y déroulent et le degré de saturation en eau du sol. Ce dernier est déterminé à partir de l'équation suivante :

$$SW_t = SW + \sum_{i=1}^t (R_i - Q_i - Et_i - P_i - Qr_i)$$

Avec :

SW_t : Contenu final en eau du sol disponible pour les plantes (mm)

SW : Eau disponible pour les plantes (mm)

R_i : Précipitation (mm)

Q_i : Ruissellement (mm)

Et_i : Évapotranspiration (mm)

P_i : Percolation (mm)

Qr_i : Débit d'étiage (mm)

t : Durée en jours

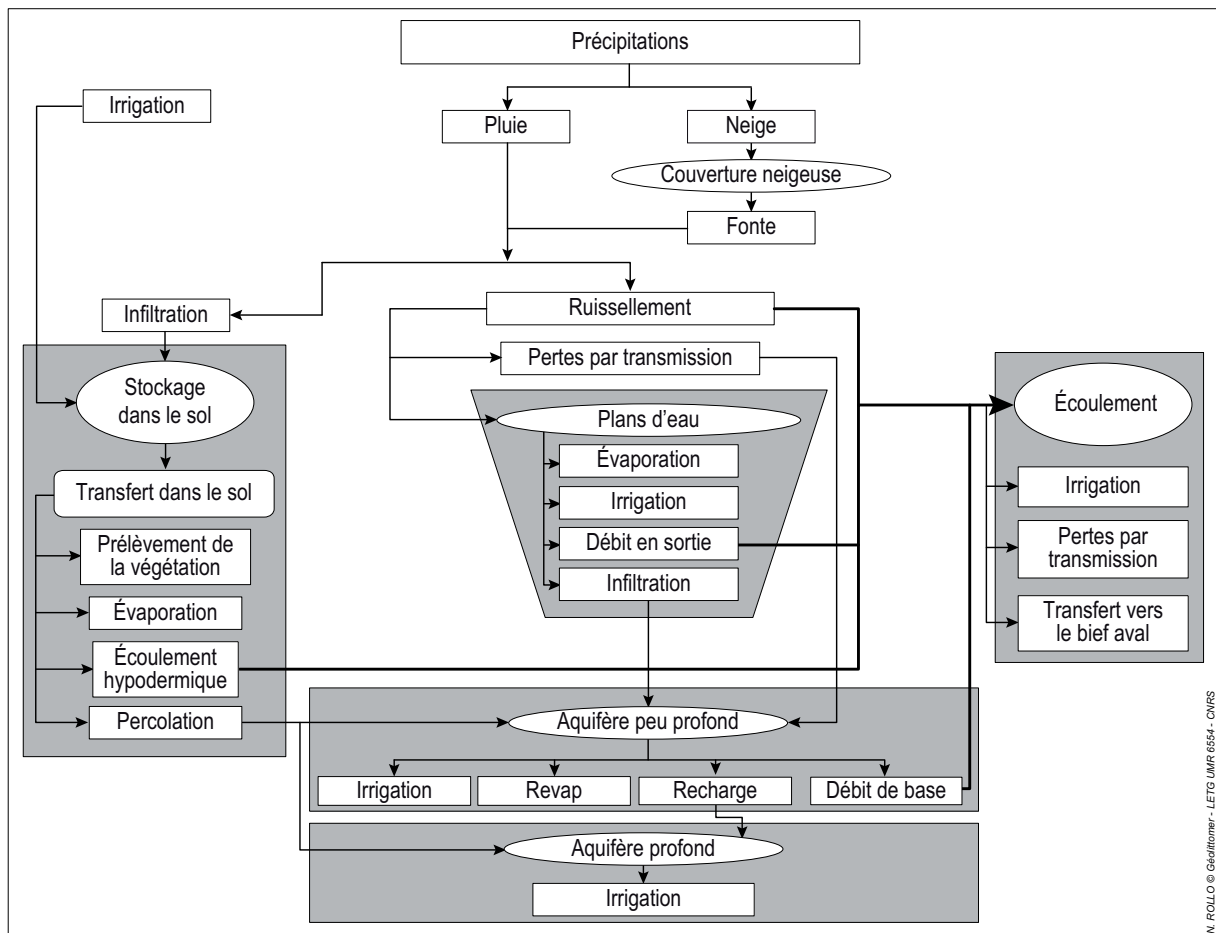


Figure 45. Représentation du cycle de l'eau dans le modèle SWAT (d'après Eckhardt et Arnold, 2001)

Les eaux infiltrées peuvent suivre différents cheminements au sein du profil pédologique. Une partie rejoint le réseau hydrographique *via* les écoulements latéraux alors qu'une autre percole vers les horizons inférieurs, lorsque la capacité au champ de la couche d'origine est atteinte, jusqu'à rejoindre les réservoirs « aquifère ». Dans cette représentation, l'alimentation des cours d'eau est donc

à la fois assurée par les eaux de ruissellement, les écoulements hypodermiques et le soutien des aquifères fournissant le débit de base. Seule l'eau présente dans le réservoir « sol » est disponible pour les prélèvements de la végétation. Les cycles phénologiques de cette dernière sont établis, selon le modèle de croissance d'EPIC, en se basant principalement sur l'accumulation d'unités de chaleur (*heat units*), mais également sur la disponibilité en eau et en nutriments (Cross et Zuber, 1972). Lors de l'implémentation du modèle, l'évapotranspiration potentielle (ETP) peut être directement renseignée par l'utilisateur, ou calculée à partir de trois méthodes différentes : la méthode Penman-Monteith (Monteith, 1965), la méthode Priestley-Taylor (Priestley et Taylor, 1972) ou la méthode Hargreaves (Hargreaves et Samani, 1985). L'évapotranspiration réelle est ensuite déterminée séparément à la surface du sol et des plantes selon l'approche de Ritchie (1972) en fonction de l'ETP, du type et du stade de croissance de la végétation (indice de surface feuillue), de la saturation en eau des sols et de l'ombrage provenant de la couverture végétative.

2.2.3. Processus d'érosion

Les processus d'érosion et la production de sédiments consécutive sont calculés à partir de l'équation universelle de perte de sol modifiée (MUSLE) (Williams, 1975). Alors que dans l'*Universal Soil Loss Equation* (USLE) la perte de sol est fonction des propriétés érosives des précipitations, sa version modifiée se base principalement sur l'énergie du ruissellement (débit de pointe) et des coefficients de protection et d'exportation. Le facteur d'érodabilité (K_{USLE}) est ainsi fonction de la granulométrie, de la perméabilité, de la structure et de la teneur en matière organique du sol (Wischmeier *et al.*, 1971). L'indice de couverture végétale (C_{USLE}) est déterminé quotidiennement en fonction du modèle de croissance de la végétation. Le facteur de pratique (P_{USLE}) se rapporte quant à lui aux pertes induites par les façons culturales. Le coefficient de pente (LS_{USLE}) correspond lui à la pente moyenne de l'URH. Enfin, le CFRG permet d'intégrer la fraction rocheuse du sol.

$$MUSLE = 11,8 * (Q_{surf} * q_{max} * Surf_{urb})^{0,56} * K_{USLE} * C_{USLE} * P_{USLE} * LS_{USLE} * CFRG$$

Avec :

- Q_{surf} : Ruissellement (mm/ha)
- q_{max} : Débit de pointe (m³/s)
- $Surf_{urb}$: Surface de l'URH (ha)
- K_{USLE} : Facteur d'érodabilité du sol
- P_{USLE} : Facteur de pratique
- C_{USLE} : Facteur de couverture du sol
- LS_{USLE} : Facteur de pente
- $CFRG$: Facteur de fraction rocheuse

2.2.4. Cycle de l'azote

Afin de modéliser le cycle biogéochimique de l'azote dans le sol, SWAT le décompose en cinq réservoirs distincts, deux correspondent à ses formes minérales et trois à sa forme organique (Figure 46). Le stock de chaque réservoir est réajusté quotidiennement à l'échelle des URH en fonction des apports et des processus de transformation qui amènent l'azote à changer de forme (action biologique, remaniement lié au travail du sol). L'azote est introduit dans le système par différents biais. Les résidus de cultures viennent ainsi alimenter le compartiment d'azote organique frais. L'azote issu de l'humus du sol et des épandages est quant à lui réparti entre les compartiments organiques actif et stable. Les deux réservoirs minéraux (NO_3 et NH_4) sont pour leur part entretenus par les processus de minéralisation de l'azote organique actif, des résidus et par les apports de fertilisants minéraux. Les sorties du système se font par les prélèvements des plantes, fonction de leurs besoins associés au modèle de croissance, par volatilisation, et par entrainement des flux hydriques. Les quantités de nitrate évacuées par les eaux de ruissellement, l'écoulement hypodermique et les eaux de percolation sont calculées à partir des volumes d'écoulement et des concentrations en NO_3 de l'horizon. Les exportations d'azote organique lié aux sédiments sont quant à elle déterminées par le volume de sédiments exporté et leur facteur d'enrichissement lié au type de sol et aux cultures (Williams et Hann, 1978).

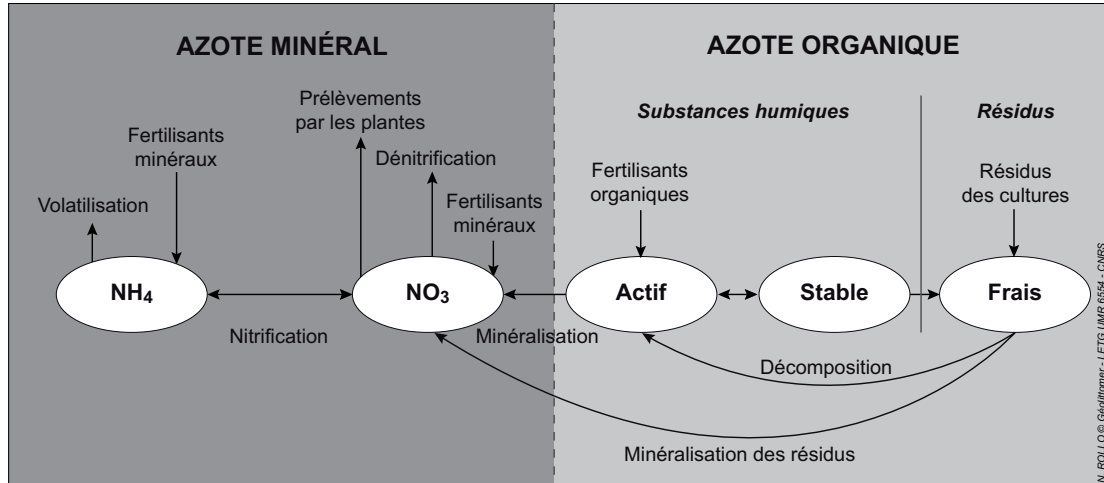


Figure 46. Cycles biogéochimiques de l'azote dans le modèle SWAT (d'après Neitsch *et al.*, 2005)

2.2.5. Cycle du phosphore

A l'instar de la représentation du cycle de l'azote dans le sol, SWAT procède également à une décomposition du cycle de transformation terrestre du phosphore en six réservoirs interconnectés, trois correspondent aux formes organiques et trois autres aux formes minérales (Figure 47). Le phosphore du compartiment organique frais est associé aux résidus de cultures et à la biomasse microbienne alors que les réservoirs actif et stable sont issus de l'humus du sol. La minéralisation du

phosphore organique ne s'effectue que depuis le compartiment actif, contenant les substances humiques disponibles, et le réservoir associé aux résidus. Le phosphore minéral est quant à lui décomposé en trois ensembles : stable, active et solution. Ce dernier correspondant au stock dans lequel la végétation peut puiser pour sa croissance. L'équilibre entre le réservoir actif et solution est assez rapide, de quelques jours à quelques semaines. Il est toutefois nettement plus lent entre les réservoirs stable et actif. Au niveau des entrées anthropiques du système, les apports de fertilisants se répartissent en fonction de leur composition entre les différents réservoirs associés. L'exportation du phosphore particulaire est calculée de la même manière que pour l'azote organique. Les transferts en solution sont quant à eux établis en fonction du volume des eaux de ruissellement et de la concentration en phosphore soluble au sein des dix premiers millimètres du sol.

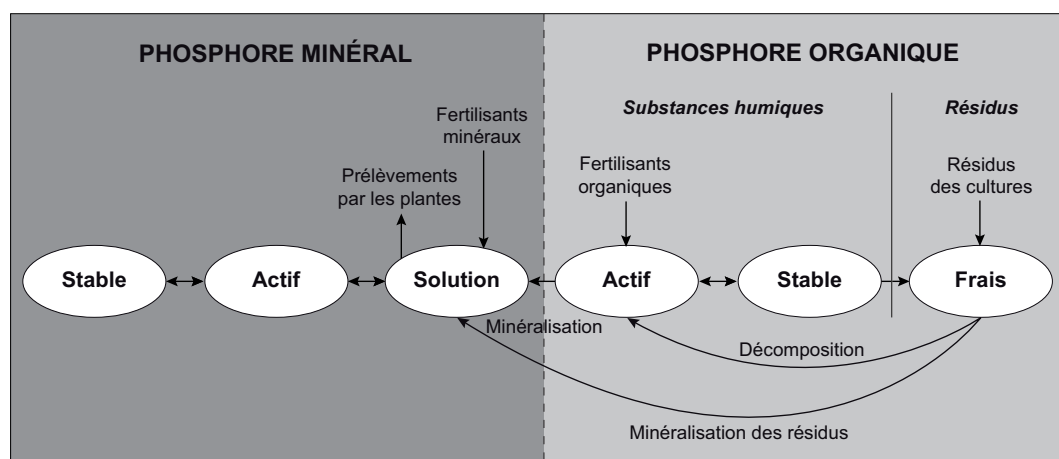


Figure 47. Représentation du cycle terrestre du phosphore dans SWAT (d'après Neitsch *et al.*, 2005)

2.2.6. Transport au sein du réseau hydrographique

Les processus de transfert simulés au sein du réseau hydrographique par le modèle SWAT sont dissociés en différentes composantes respectivement liées à l'eau, aux sédiments et aux nutriments. SWAT utilise l'équation de Manning afin de définir le rythme et la vitesse des écoulements. Le « routage » de l'eau dans le réseau est simulé soit selon la méthode de stockage variable de Williams (1969), ou à partir de la méthode de Muskingum (Chow *et al.*, 1988), représentant toutes deux des variantes de l'onde cinématique issue d'une simplification du système de Saint-Venant (USACE, 1994 ; Hingray *et al.*, 2009). Le transport des sédiments, qui intègre les processus de dépôt et de remise en suspension, est déterminé par la puissance de l'écoulement. Lorsque cette dernière est en excès SWAT simule une érosion des berges et du lit, fonction de leur érodabilité et de leur couverture, qui aboutit à un accroissement du stock sédimentaire du bief. Concernant les nutriments, leur transformation dans le réseau de drainage est établie à partir d'un module qualitatif adapté du modèle QUAL2E et (Brown et Barnwell, 1987). Les nutriments dissous suivent un cheminement direct en association aux flux hydriques. A l'inverse, le transport des nutriments adsorbés est étroitement

lié aux transferts sédimentaires et donc à leur cycles successifs de dépôt et de remise en suspension. La fiabilité des simulations les concernant nécessite donc de porter une attention particulière aux processus d'érosion régissant les stocks sédimentaires et à leur transport dans les cours d'eau.

2.3. Procédures d'implémentation et données en entrée

La mise en œuvre de SWAT requiert de nombreux fichiers en entrée afin de caractériser le site d'étude. Les principaux paramètres à renseigner lors d'une simulation concernent la topographie, la pédologie, l'occupation du sol et plusieurs variables météorologiques quotidiennes (précipitations, température, humidité relative, rayonnement solaire, et vitesse du vent). De même, il est nécessaire d'intégrer la gestion des espaces urbanisés (nettoyage de la voirie, entretien des espaces verts, traitements phytosanitaires...) et les données relatives aux pollutions ponctuelles, telles que les évacuations industrielles ou les rejets des stations d'épuration. La partie agronomique du modèle implique également de renseigner différents paramètres relatifs aux pratiques agricoles. Il faut notamment quantifier les effluents d'élevage, spatialiser leurs épandages, intégrer les rotations culturales et surtout définir les itinéraires techniques de chaque système d'exploitation (dates des semis et des récoltes, apports de nutriments et de pesticides et travaux du sol). Enfin, il est essentiel de disposer de séries de mesures issues du suivi des débits et de la qualité des masses d'eau afin de pouvoir à la fois calibrer et valider les simulations réalisées.

L'implémentation du modèle SWAT peut être subdivisée en sept étapes principales (Figure 48) :

- *délimitation des bassins versants* : traitement du Modèle Numérique de Terrain afin de supprimer les puits, extraction du réseau hydrographique, délimitation des bassins versants élémentaires.
- *définition des URH* : intersection entre les limites des bassins versants élémentaires, la pédologie et l'occupation du sol.
- *édition des fichiers en entrée* : intégration et édition des principaux fichiers en entrée précités ainsi que différents éléments de caractérisation morphologique impactant les transferts sur les versants (rugosité, linéaire paysagers...) et le transport en rivière (pente, gabarit, granulométrie, couverture des différents tronçons hydrographiques).
- *simulation* : définition des méthodes de calcul et exécution du modèle.
- *calibration* : ajustement des méthodes de calcul afin d'obtenir une meilleure corrélation entre les séries de données mesurées et simulées.
- *validation* : lancement d'une nouvelle simulation sur une autre période (série de données indépendante) en utilisant les méthodes de calcul ajustées lors de la simulation préliminaire, sans ajustement supplémentaire, afin de valider la conformité du paramétrage avec les conditions locales.
- *analyse et exploitation des résultats* : réalisation de cartes et de graphiques à partir des différentes tables en sortie du modèle afin de finaliser l'analyse spatiale des transferts de polluants.

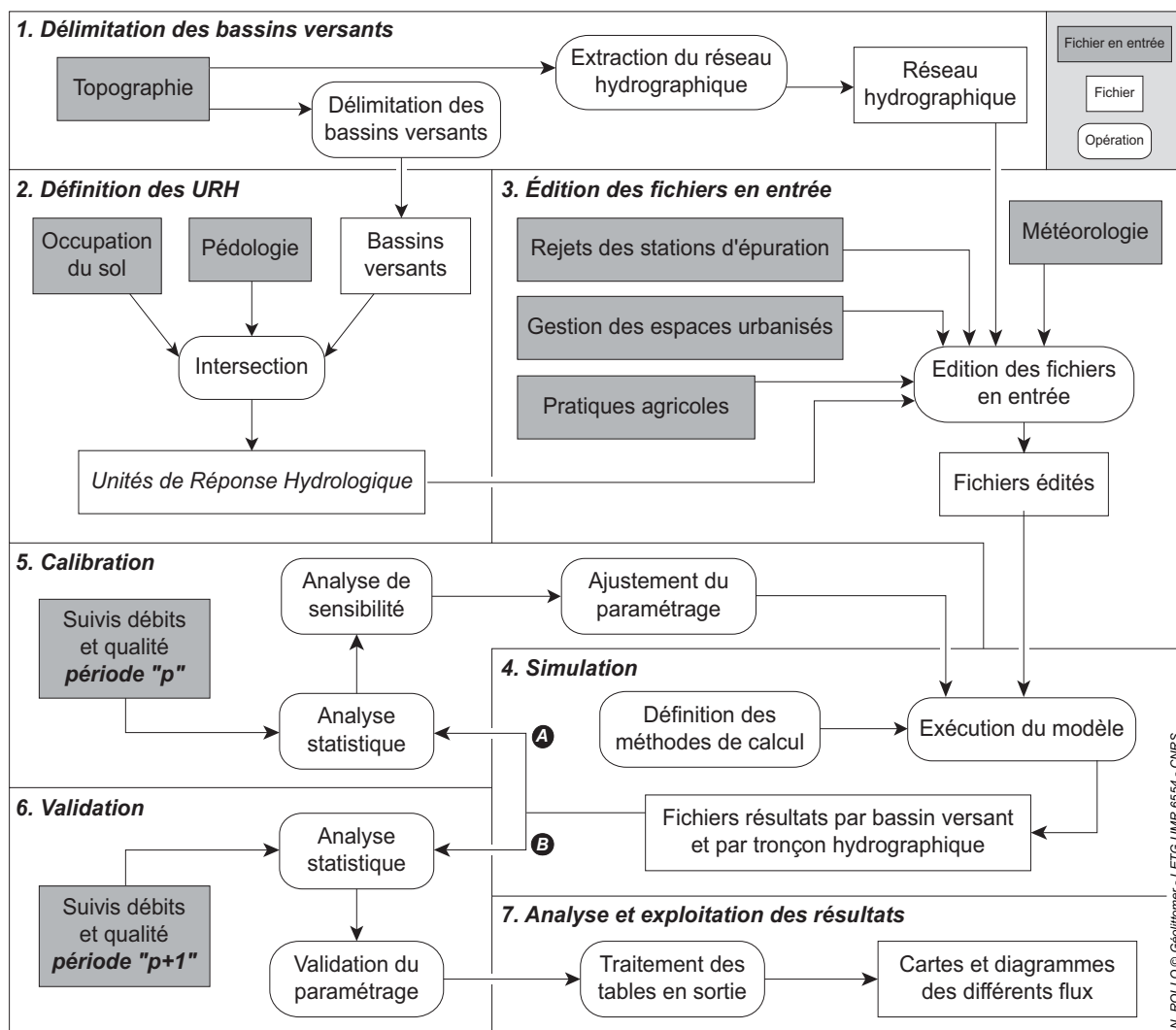


Figure 48. Principales étapes d'implémentation du modèle SWAT

3. Conclusion

De par ses différentes caractéristiques, le modèle SWAT cadre bien avec les objectifs de ce travail. En effet, son aspect distribué permet tout d'abord de réellement prendre en compte la dimension spatiale de l'hydrosystème modélisé et son hétérogénéité ; ce qui permet notamment d'ajuster les calculs réalisés en fonction des différentes conditions morphologiques, édaphiques et de l'organisation spatiale des usages. Cet élément est notamment indispensable à l'intégration simultanée des émissions diffuses et des rejets ponctuels de polluants et l'estimation fine et concomitante des fonctions de production et de transfert. De plus, cette spatialisation représente une caractéristique essentielle en vue d'élaborer des scénarisations prospectives permettant d'évaluer les répercussions d'évolutions diverses (anticipation de conditions futures, estimation préalable de programmes d'action...).

La propension du modèle à être implémenté sur des bassins non-jaugés est également un atout certain. En effet, bien qu'un flux simulé ne remplacera jamais la métrologie en termes de fiabilité, la possibilité d'estimer, après calibration et validation des simulations, les transferts de polluants à l'échelle des différents tronçons hydrographiques peut constituer un apport supplémentaire pour les gestionnaires. Au-delà de venir compléter les réseaux de mesures et de contribuer à bénéficier d'une vision plus exhaustive des émissions à l'échelle de la zone d'étude, l'identification d'un secteur potentiellement contributeur non-jaugé peut notamment être utilisée pour effectuer une réorganisation des réseaux de suivi, si les simulations sont préalablement confirmées par des mesures terrain. De plus, le fait que ce modèle demeure cantonné à des principes conceptuels n'implique pas forcément d'avoir recours à un paramétrage excessif, totalement démesuré par rapport aux données disponibles sur le bassin d'application. Cet élément est d'ailleurs amplifié par son pas de temps de calcul journalier, suffisant pour la représentation de la plupart des transferts et en adéquation avec la temporalité de mesure des variables de forçage et du suivi des hydrosystèmes.

Le couplage SWAT avec des logiciels SIG représente également un avantage non négligeable. En effet, au-delà de l'assistance que cela peut générer en termes de structuration et de prétraitement des données en entrée, cette intégration permet de bénéficier de restitutions spatiales directes des résultats de simulation, simplifiant ainsi leur analyse ainsi que leur exploitation. De plus, son interface dans un environnement, désormais familier pour la plupart des gestionnaires, conduit à une relative facilité d'utilisation et rapidité d'exécution, favorisant une prise en main assez rapide des fonctionnalités du modèle. Un modélisateur débutant peut également s'appuyer sur la très large communauté d'utilisateurs dont bénéficie ce modèle et la réactivité des concepteurs de l'USDA sur les forums dédiés en cas de difficultés techniques. Enfin, la licence *open source* de SWAT, induisant une gratuité d'utilisation ainsi qu'une possibilité de modifier le code du programme, peut se révéler d'une grande utilité aussi bien dans une perspective de diffusion que dans une optique de transposabilité. Son couplage récent avec le logiciel SIG MapWindow, bien qu'uniquement exécutable sous un système d'exploitation Windows, permet d'ailleurs de disposer d'une plateforme épurée, robuste et surtout entièrement libre. Cette intégration devrait donc à terme faciliter l'accessibilité du modèle et son implémentation (Arnold *et al.*, 2009).

TROISIÈME PARTIE :

**IMPLÉMENTATION, RÉSULTATS
& PERSPECTIVES**

Chapitre 6 : Implémentation du modèle SWAT sur l'hydrosystème alréen

Chapitre 7 : Résultats des simulations du bassin versant de la rivière d'Auray

Chapitre 8 : Applications potentielles et perspectives en termes de recherche et de gestion

Chapitre 6 : IMPLÉMENTATION DU MODÈLE SWAT SUR L'HYDROSYSTÈME ALRÉEN

1. Rappel des objectifs de l'approche et test de faisabilité de la modélisation

1.1. Volonté d'une modélisation opérationnelle

Comme explicité précédemment, l'objectif de ce projet n'est évidemment pas de développer un nouveau modèle venant alimenter encore un peu plus la profusion actuelle. L'idée est encore moins de remanier un outil préexistant afin de l'implémenter dans une optique de remplacement de mesures terrain. Une simulation même calibrée et dont les résultats sont corroborés par des mesures fiables ne témoigne en rien de la validité des hypothèses sur lesquelles est construit le modèle, elle ne peut donc se dispenser de vérifications sur le terrain. Ces dernières sont en effet rendues indispensables à la fois par le paramétrage des simulations, par la vérification de leur véracité et de leur représentativité, et demeurent surtout la seule manière de confirmer un état de dégradation supposé. Cet aspect s'applique particulièrement aux modèles conceptuels dont la représentation est difficilement rattachable au fonctionnement physique réel du bassin modélisé (Cosandey et Robinson, 2000). Une modélisation ne peut ainsi représenter qu'une étape intermédiaire d'exhaustivité nécessitant dans tous les cas de procéder à des mesures même ponctuelles, notamment sur les sections non-jaugées avant toute prise de décision.

Pour autant, malgré ses propriétés simplificatrices et les précautions inhérentes à l'analyse de ses résultats, la modélisation de bassin versant représente un appui non-négligeable pour les démarches de gestion de la qualité des masses d'eau. Les possibilités associées à ce type d'approche, déjà évoquées dans les chapitres précédents, sont d'ailleurs mises à profit depuis plusieurs décennies au travers de projets de recherche-action menés en partenariat entre scientifiques et gestionnaires. Ce cadre d'utilisation pose toutefois la question de l'appropriation effective de ces outils par les premiers intéressés, les gestionnaires, et surtout de la continuité des travaux une fois les contrats de recherche achevés. Parallèlement, les évolutions techniques récentes précitées ainsi que la nouvelle perception que la société civile peut avoir de ces outils permettent désormais d'envisager leur utilisation par les gestionnaires de manière autonome, tout en maintenant un suivi et un appui scientifique. Toutefois, afin d'assurer une transmission et une utilisation effective de ces outils par les instances en charge de la gestion qualitative des milieux aquatiques ou leurs prestataires, il est essentiel de considérer différents aspects liés à l'implémentation d'un modèle hydrologique. Au-delà de l'exécution en elle-même du modèle sélectionné, il convient notamment de se pencher sur le

traitement et l'intégration des variables nécessaires à son implémentation afin de confronter ce paramétrage avec les données généralement disponibles sur les bassins versants. Dans cet objectif, une attention particulière a été portée sur la définition de protocoles de prétraitements des fichiers d'entrée et sur la compensation de paramètres indisponibles ou difficilement accessibles. La temporalité de la recherche induisant souvent un décalage, cet aspect de la démarche a été entrepris à partir des conditions de disponibilité et d'accès à l'amorce de ce travail. Les évolutions intervenues ultérieurement ainsi que leurs répercussions seront évoquées dans le chapitre 8 portant sur les applications potentielles ainsi que les perspectives de la démarche en termes de recherche et de gestion.

1.2. Expérimentation sur un site pilote représentatif

Bien que le modèle SWAT ait déjà été appliqué et validé sur des bassins versants du Grand-Ouest ou sur d'autres présentant des conditions pédoclimatiques similaires, il nous a paru judicieux de procéder à un test de faisabilité sur un site pilote restreint. Ce choix a notamment été motivé par la volonté de réaliser des simulations préliminaires nécessaires à une prise en main effective du modèle mais également afin de déceler d'éventuelles difficultés techniques ou certaines lacunes au niveau des données existantes. Dans ce cadre, notre but était de se prémunir et d'anticiper tout écueil, qui aurait été d'autant plus complexe à résoudre à l'échelle de l'ensemble de la zone d'étude (Rollo, 2006). De plus, cette implémentation exploratoire a en quelque sorte été une manière de valider le choix de modèle précédemment effectué. Enfin, cette étape préparatoire a notamment permis (i) d'évaluer l'adéquation des jeux de données existants, (ii) d'identifier d'éventuels réajustements à effectuer au niveau du code source du programme et (iii) de tester certaines modalités de prétraitement des fichiers, avant d'étendre la simulation à l'ensemble des tributaires de la ria d'Auray.

Afin de pouvoir implémenter le modèle SWAT dans des conditions représentatives, il a été décidé de délimiter un bassin versant pilote relativement étendu afin notamment d'intégrer l'ensemble des caractéristiques présentes sur la zone d'étude et de pouvoir disposer de conditions suffisamment hétérogènes. Au-delà de ces considérations techniques, nous avons souhaité définir le périmètre conjointement avec les gestionnaires locaux afin de pouvoir intégrer au mieux leurs attentes et se rapprocher autant que possible de leurs préoccupations. Ainsi, après réflexion avec l'équipe du Syndicat Mixte du Loc'h et du Sal, il a été décidé de réaliser cette expérimentation sur l'aire d'alimentation de l'étang de la forêt (Rollo *et al.*, 2006 ; Rollo *et al.*, 2008b [*Annexe 3*]) (Figure 49). Notre choix s'est porté sur ce territoire de 89 km² pour différentes raisons. D'une part ce secteur concentre les principales caractéristiques de la zone d'étude que ce soit en termes d'émissions polluantes, de pédologie, de pentes, d'occupation des sols ou d'aménagements paysagers. Ainsi, cette entité cohérente et fonctionnelle présente un éventail de pentes variées entre la partie sommitale des croupes granitiques, le fond de vallée et les versants de liaison. De même, la plupart des postes

d'occupation du sol sont présents sur ce sous bassin versant (assolements agricoles, agglomérations denses, habitat dispersé...). Cet aspect, a notamment permis de définir un ensemble de pratiques types lors de cette simulation préliminaire, sans nécessairement avoir à intégrer les décalages temporels que l'on peut retrouver au niveau des itinéraires techniques de la partie méridionale de la zone d'étude.

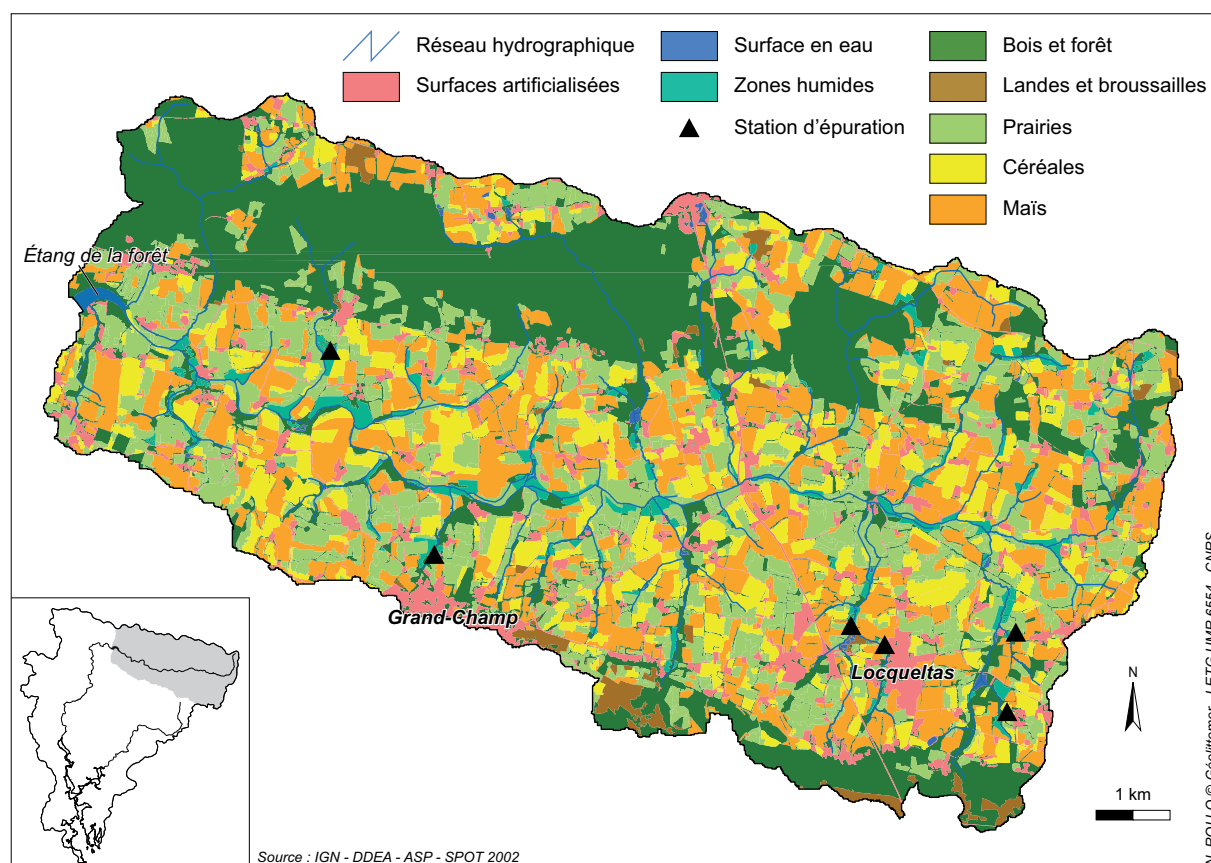


Figure 49. Localisation et configuration de l'aire d'alimentation de l'étang de la forêt

L'existence de différents rejets ponctuels liés aux stations d'épuration (notamment celle de Grand-Champ d'une capacité nominale de 7 500 équivalents habitants), a également légitimé la sélection de ce site pilote. De plus, ce bassin combine les paysages agraires les plus hétéroclites de la zone d'étude, associant des secteurs bocagers à mailles larges ou serrées, à des sections où les linéaires paysagers ont été profondément restructurés, offrant ainsi des parcelles ouvertes très étendues (Pitois et Moreau, 2008). Cette variabilité spatiale de la densité bocagère a pu être mise à profit pour tester différents modes d'intégration de la rugosité paysagère et des bordures de parcelles. La taille intermédiaire de ce bassin versant a en outre représenté un avantage certain dans le sens où cela a permis de disposer d'une aire d'implémentation assez restreinte induisant des temps de traitement

et de calcul réduits, tout en ayant la possibilité de travailler sur un panel de sous bassins versants diversifié. En effet, de par l'extension spatiale des variables d'état, l'aire d'alimentation de certains contributeurs présente une grande homogénéité, alors que d'autres sont soumis à de profondes disparités morphologiques, pédologiques ou de mise en valeur. Cette caractéristique a été un moyen d'affiner les procédures d'intégration dans un premier temps sur des bassins uniformes puis à l'échelle d'aires contributives composites.

Enfin, indépendamment de l'expérimentation préliminaire, notre choix s'est porté sur ce bassin versant du fait des problématiques qualitatives qui y sont associées. En effet, au vu des densités de cheptels et du nombre d'installations d'assainissement collectif, ce secteur représente la principale zone à risque d'émission. De plus, la restauration de la qualité des eaux de l'étang de la forêt constitue un enjeu fort des acteurs locaux du fait de la perturbation de ses fonctions récréatives induites par la multiplication d'efflorescences de cyanobactéries ces dernières années. Dans ce contexte, au-delà de la définition de modalités de prétraitement et d'implémentation du modèle préalablement à son application sur l'ensemble de la zone d'étude, il était important de procéder à une modélisation spécifique afin d'affiner et d'optimiser la représentation de ce territoire essentiel pour l'appréhension des flux polluants de l'hydrosystème alréen.

2. L'acquisition et la définition des protocoles de prétraitement des données en entrée

2.1. Revue des données disponibles

La mise en œuvre d'une démarche de modélisation se heurte souvent à une insuffisance au niveau des variables de paramétrage, qu'elles soient inexistantes, d'accès très limité ou agrégées à des échelles spatiales différentes de celle attendue par le modèle. Dans ce cadre, il est souvent inévitable d'intégrer des valeurs moyennées, que ce soit pour pallier cette lacune ou pour limiter le temps de traitement des fichiers en entrée. Toutefois, cette intégration de données lissées peut conduire à introduire une incertitude préjudiciable pour les résultats des simulations. Par conséquent, la sélection minutieuse des variables en entrée revêt un caractère crucial dans la mise en œuvre d'une modélisation de bassins versant ; l'objectif final étant en quelque sorte d'aboutir à un compromis permettant à la fois de limiter au maximum le temps d'acquisition et de traitement des données en entrée tout en assurant une simulation représentative et fidèle des comportements de l'hydrosystème. Au début du projet, cette contrainte d'intégration nous a amené à procéder à une simulation du bassin versant sur une période antérieure afin d'avoir un minimum de recul sur les données en entrée et de pouvoir garantir leur disponibilité. Ainsi, il a été convenu d'implémenter le modèle sur la période 2000-2005, disposant à la fois d'années présentant des hydraulicités extrêmes et d'années moyennes.

2.1.1. Variables d'entrée et de forçage

Différentes stations météorologiques, principalement gérées par Météo-France, sont implantées sur ou à proximité du bassin versant de la rivière d'Auray (Figure 50). Toutefois, compte tenu de la diversité des paramètres nécessaires à l'implémentation du modèle, le choix des stations s'est avéré assez rapidement limité pour certains paramètres tels que l'humidité, la vitesse du vent ou le rayonnement solaire. En effet, seules deux stations du secteur mesurent ces variables intégrées au calcul d'évapotranspiration potentielle du modèle (Bignan et Vannes-Séné). Les installations mesurant quotidiennement les précipitations et les températures étant nettement plus représentées, l'acquisition de ces paramètres n'a pas représenté de difficultés. Par ailleurs, afin de pouvoir appréhender les conditions climatiques locales de manière fine et estimer leur variabilité spatiale, trois stations ont été déployées sur le bassin sur une période allant d'avril 2009 à avril 2011 (Rollo *et al.*, 2010a). Ces stations de type Davis Vantage Pro2™ étaient équipées de capteurs permettant d'enregistrer différents paramètres tels que les précipitations, la température, l'humidité relative, la pression atmosphérique, la vitesse et la direction du vent (Photo 19).

Concernant les pratiques agricoles et de gestion des espaces publics, aucune base de données exhaustive n'était disponible sur la zone d'étude. Toutefois, pour les activités agricoles, plusieurs supports ont pu être exploités afin d'en dériver différentes informations. Le Recensement Général Agricole de 2000 a ainsi permis de déterminer les cheptels et la charge organique des communes du bassin. De même, les données de l'observatoire de l'agriculture des bassins versants du Loc'h et du Sal, le suivi des exploitations ayant contracté des Engagements de Progrès Agronomique (EPA), ou les bilans techniques établis par la Chambre d'Agriculture du Morbihan dans le cadre du volet agricole du contrat de bassin, sont autant de sources d'informations qui ont servi de base à la définition des itinéraires techniques agricoles et des conduites d'exploitation. Les données relatives aux rejets ponctuels issus des industries ou des installations d'assainissement collectives ont été récoltées auprès de l'AELB, de la Société d'Aménagement Urbain et Rural (SAUR) et de la Mission Interservices sur l'Eau du Morbihan (MISE 56). Les volumes d'eau issus du Blavet et injectés en 2005 dans le Loc'h afin de réalimenter le retenue de Tréau-ray ont également pu être fournis par la SAUR.



Photo 19. Station météorologique complémentaire déployée sur le bassin versant

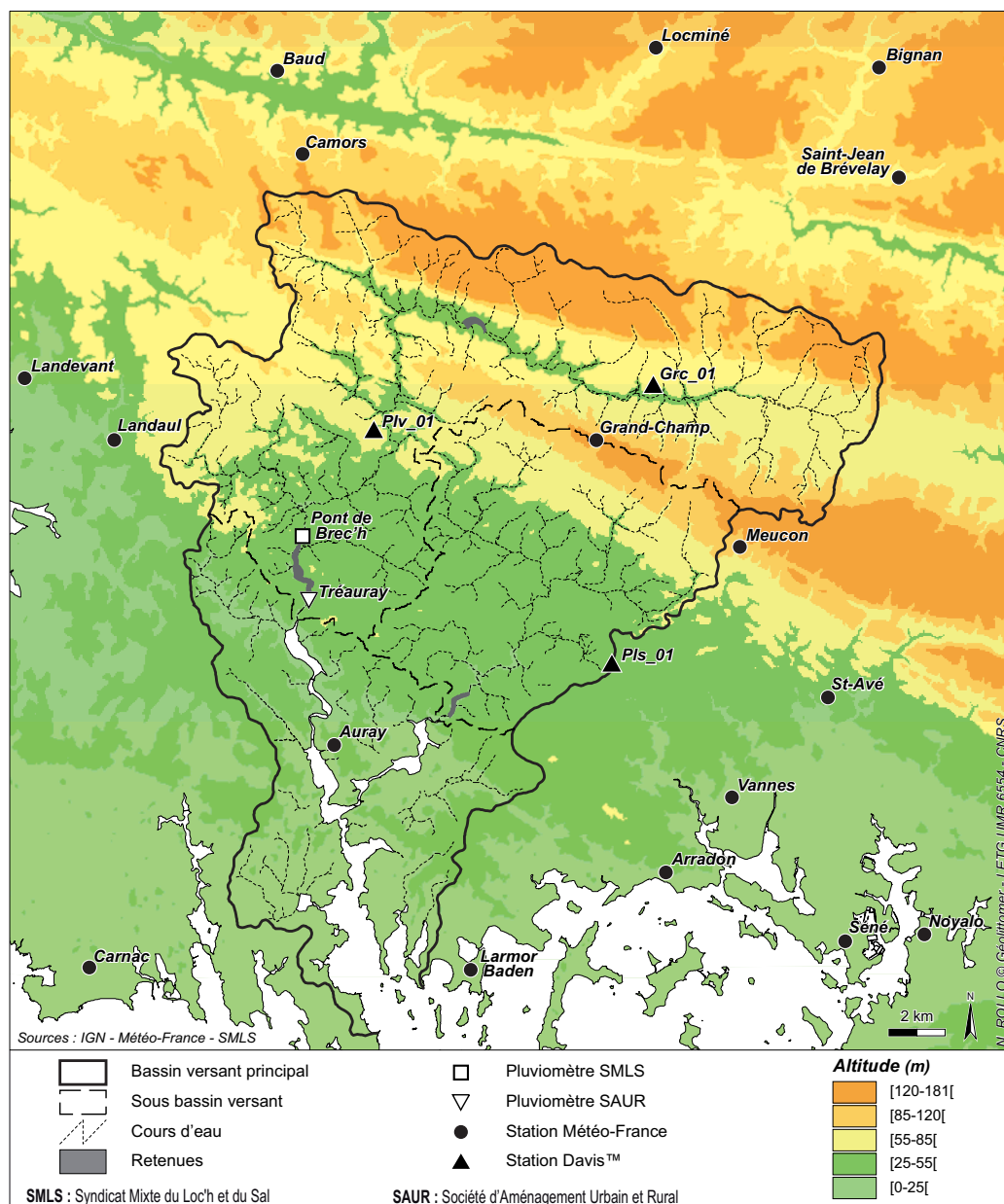


Figure 50. Localisation des stations météorologiques du secteur

2.1.2. Caractéristiques des bassins

La BD Alti de l'IGN à un pas de 50 m étant la seule référence altimétrique accessible sur la zone d'étude, celle-ci a servi de base pour la caractérisation des propriétés topographiques des bassins versants. Concernant la pédologie, comme cela a pu être évoqué précédemment, cette dernière est pour le moment assez peu renseignée sur le secteur. En effet, mis à part différents relevés d'extension limitée, la carte des sols européens (King *et al.*, 1999) est l'unique représentation existante. La Base de Données des Analyses de Terre (BDAT) permet toutefois de disposer des caractéristiques physico-chimiques des sols agricoles du bassin (Lemerrier *et al.*, 2006). Au niveau de l'occupation des sols, la BD Carto de l'IGN, la base Corine Land Cover de l'AEE et la couche du CAUE (Vannier *et al.*, 2008) sont les seules

couvertures exhaustives disponibles. A ces cartographies globales s'ajoutent néanmoins des spatialisations thématiques partielles telles que les couches « végétation » et « hydrographie » de la BD Topo de l'IGN ou le Registre Parcellaire Graphique pour les îlots de parcelles agricoles déclarées au titre de la PAC. Enfin, pour la caractérisation de l'hydrographie du bassin versant, nous avons pu disposer de la BD Topo de l'IGN, représentant la couche d'information officielle la plus précise. Parallèlement à cette dernière, il a été possible de s'appuyer pour le Loc'h sur un inventaire cours d'eau réalisé sur le terrain en 1998 et numérisé ensuite suivant les protocoles de l'IGN. Cet inventaire, qui a d'ailleurs été repris par l'IGN depuis afin de mettre à jour le réseau hydrographique de son Référentiel à Grande Échelle (RGE), est associé à de nombreuses informations hydromorphométriques (hauteur des berges, largeur du lit, granulométrie...) (Levesque *et al.*, 2007). Enfin, les caractéristiques morphologiques des retenues de Tréauray, Pont-Sal et de l'étang de la forêt ont été acquises auprès de leurs gestionnaires ou déterminées à partir de différentes études plus récentes (Pitois et Moreau, 2008 ; SAFEGE, 2009).

2.1.3. Variables de sortie

Concernant les informations relatives aux flux d'eau et aux propriétés qualitatives des masses d'eau, nécessaires à la calibration et à la validation des simulations, ces dernières ont pu être extraites des différentes bases de données issues de la surveillance de l'hydrosystème. Sachant que seule la station du Pont de Bre'h dispose d'un suivi hydrométrique, les principales procédures de calibration ont été réalisées sur ce point de référence. Toutefois, la méthode d'extrapolation spatiale basée sur les pluies efficaces cumulées, permettant d'intégrer le gradient des précipitations de l'amont vers l'aval, a également été utilisée de manière marginale afin d'estimer le débit du Loc'h et du Sal au niveau des autres point de suivi qualité (SOGREAH, 2005 ; Aurousseau *et al.*, 2005).

2.2. Acquisition des données en entrée et optimisation de leur prétraitement

2.2.1. Topographie

Le Modèle Numérique de Terrain (MNT) issu de la BD Alti de l'IGN ayant une résolution spatiale de 50 m, nous avons procédé à une interpolation afin d'affiner la maille de ce fichier raster. Bien que certains travaux aient considéré cette résolution comme étant suffisante pour l'implémentation de SWAT (Chaplot, 2005), cette opération a été motivée par les modalités de définition des Unités de Réponse Hydrologique (URH) effectuées par SWAT. En effet, comme précisé précédemment, les URH sont le résultat de la combinaison des limites de sous bassins versants, avec les types de sol, et les différentes classes d'occupation. Or, la résolution du fichier raster en sortie de cette opération de géotraitement est calquée sur la plus basse résolution des trois fichiers en entrée. Par conséquent, en conservant la BD Alti à un pas de 50 m, la grille raster des URH aurait présenté la même résolution, lissant ainsi la précision de la couche d'occupation du sol et multipliant les artéfacts et les « effets de bordure » (Hengl, 2006).

Pour générer un MNT avec une résolution de 10 m à partir du semis de points de la BD Alti de l'IGN, nous avons testé différentes méthodes d'interpolation afin de déterminer celle qui traduisait au mieux l'hydrographie de surface du bassin versant. Dans cette idée, nous avons appliqué les deux méthodes les plus courantes, l'une déterministe et l'autre géostatistique : la Pondération Inverse à la Distance (PID - *Inverse Distance Weighting*) et le Krigage. La PID estime la valeur d'un point à interpoler en fonction de l'éloignement des points interpolants. La valeur du point à estimer subira ainsi d'autant plus l'influence des points connus qu'ils seront spatialement proches. Lors du paramétrage de cette méthode, la définition de la puissance inverse de la distance nous a amené à tester plusieurs valeurs afin de déterminer celle qui était la plus adaptée. Toutefois, au vu des essais effectués, seules les puissances 2, 3, 4 et 5 ont été implémentées. En effet, avec une valeur supérieure, le lissage du relief apparaît exagéré, et en deçà, les variations topographiques ponctuelles sont trop brutales. La PID est déterminée à partir de l'équation suivante :

$$Zest_j = \sum [z_i / (d_{ij} + s)^p] / \sum [1 / (d_{ij} + s)^p]$$

Avec :

$Zest_j$: Valeur estimée au point j

z_i : Valeur mesurée au point i

d_{ij} : Distance entre les points i et j

s : Facteur de lissage

p : Facteur puissance de la distance

Le Krigage est une technique géostatistique qui considère que la distance ou la direction liant les points d'échantillonnage est corrélée aux variations de la surface (Baillargeon, 2005). Afin de prédire les valeurs des points non renseignés, ce modèle de corrélation procède tout d'abord à un calcul de la distance (d) séparant les points deux à deux, et calcule ensuite la semi-variance pour chaque valeur de d . Le semi-variogramme qui en découle met ainsi en évidence la relation entre les valeurs prises par les points et leur distance. Dans le cadre de cette analyse comparative, cinq modèles de semi-variogrammes ont été testés : circulaire, sphérique, exponentiel, gaussien et linéaire. La formule du Krigage est la suivante :

$$Y_d = 1/2 n \sum_{i=1}^n [Z(x_i) - Z(x_i + d)]^2$$

Avec :

d : Distance séparant les points

n : Nombre de couples de points séparés par une distance d

Z : Fonction aléatoire

x_i : Point de mesure

Afin de comparer objectivement les deux méthodes d'interpolation retenues et leur paramétrage, nous avons utilisé une méthode basée sur l'analyse comparative des réseaux hydrographiques extraits des différents MNT obtenus avec le réseau hydrographique réel inventorié en 1998. Pour cela, une zone tampon d'une largeur de 20 m a été réalisée autour du réseau hydrographique réel. Une intersection spatiale a ensuite été effectuée entre ce tampon et les réseaux hydrographiques issus des deux MNT. Enfin, la longueur du linéaire résultant de cette intersection est rapportée à la longueur totale du réseau hydrographique extrait du MNT afin d'évaluer leur corrélation. Les résultats de cette approche empirique ont démontré que la méthode d'interpolation la plus adaptée à la topographie du bassin versant était la PID avec un paramétrage intégrant un facteur puissance de la distance de 3 (Tableau 17). La faiblesse des taux de corrélation s'explique pour partie par les nombreuses modifications anthropiques qui ont été effectuées sur la section amont du Loc'h lors des travaux de remembrement des années 1960. Une fois la méthode d'interpolation choisie, le MNT généré a été comparé au réseau de bornes géodésiques du secteur ainsi qu'à différents points cotés ; l'ensemble représentant un panel de 80 points référencés de 9 à 174 m d'altitude. L'analyse comparative des valeurs altitudinales du MNT avec ces références, mêlant une validation interne et externe, corrobore la représentativité du fichier topographique obtenu (Polidori, 1995). En effet, pour une moyenne altitudinale de 84 m, l'écart type est de 1,3 m.

Méthode d'interpolation	Paramétrage	Corrélation (%)
PID*	Puissance 2	69
PID*	Puissance 3	81
PID*	Puissance 4	74
PID*	Puissance 5	73
Krigeage	Modèle circulaire	78
Krigeage	Modèle sphérique	74
Krigeage	Modèle exponentiel	71
Krigeage	Modèle gaussien	69
Krigeage	Modèle linéaire	72
*Pondération Inverse à la Distance		

Tableau 17. Corrélations spatiales des réseaux extraits des Modèles Numériques de Terrain interpolés

2.2.2. Pédologie

Compte tenu du peu de données pédologiques disponibles sur le secteur d'étude et des temporalités de finalisation de la cartographie des sols menée dans le cadre du programme « Sols de Bretagne », il a été nécessaire de créer une couche d'information permettant de couvrir l'ensemble du bassin. Au vu du temps et des moyens disponibles, il n'était pas envisageable de réaliser une couverture très fine du secteur ou de reproduire une approche pédopaysagère intégrant l'occupation du sol et les trames paysagères. Par conséquent, après discussion avec les pédologues de la Chambre d'Agriculture du Morbihan et suite à la revue d'applications similaires (Laurent et Rossignol, 2003 ; Laurent et Rossignol, 2004), il a été décidé de retenir trois critères de délimitation des principales composantes pédologiques : le substrat, la pente et l'hydromorphie. Concernant la géologie, cette dernière a été renseignée à partir du Système d'Information sur la Géologie du Morbihan (Audren *et al.*, 2003). Les pentes ont quant à elles été dérivées du MNT précédemment généré en distinguant quatre classes différentes, bornées par les seuils 2, 5 et 7 %. Pour la distinction des zones humides et des zones bien drainées, différentes sources d'information pouvaient être utilisées. En effet, de nombreuses méthodes de délimitation basées notamment sur la télédétection (Bonn, 1996 ; Hubert-Moy et Cotonnec, 1997 ; Puech, 2000), ou issues d'approches morphologiques peuvent être utilisées pour identifier les secteurs hydromorphes (Aurousseau et Squidant, 1995 ; Crave et Gascuel-Odoux, 1997 ; Chaplot *et al.*, 2000 ; Durand *et al.*, 2000 ; Chaplot *et al.*, 2004 ; Montreuil et Mérot, 2006). Ces dernières reposent sur l'indice topographique (*Wetness Topographic Index*) de Beven et Kirkby (1979) qui détermine la saturation des sols par l'amont à partir d'un seuil de distinction étalonné en fonction des cartes d'hydromorphie existantes des sols. Le calcul de cet indice se base sur l'association de la pente locale et de l'aire d'alimentation du point considéré de la manière suivante :

$$I_{bk} = \ln (a / \tan \beta)$$

Avec :

a : Surface de drainage amont (m^2)

β : Pente locale (%)

De même, les inventaires des zones humides effectués dans le cadre de l'élaboration ou de la révision des Plans Locaux d'Urbanisme (PLU), peuvent également représenter une source intéressante. En effet, contrairement aux méthodes topographiques, qui permettent d'identifier l'enveloppe de sols potentiellement hydromorphes de la distinction PEE (Potentielle, Effective et Efficace) proposée par Mérot *et al.* (2000), ces approches se concentrent sur la présence effective de zones humides. Toutefois, bien que les critères de délimitation aient été réglementés (République française,

2007f), ces inventaires peuvent parfois donner lieu à des tractations et des réajustements politiques pouvant partiellement fausser les identifications préliminaires. De plus, malgré le recours à des critères réglementaires précis, la diversité des opérateurs réalisant ces études peut donner lieu à des disparités d'exécution entre les communes et aboutir à une certaine hétérogénéité des délimitations réalisées.

Partant de ce constat nous avons donc opté pour une approche topographique, certes extensive dans le sens où elle englobe l'enveloppe maximale de présence potentielle, mais qui permettait surtout de garantir une homogénéité et une impartialité d'identification. Ainsi, nous avons pris comme référence la délimitation effectuée pour l'ensemble de la région par le Groupement d'Intérêt Scientifique Agro-transfert Bretagne. La méthode utilisée pour la réalisation de cette couche d'information s'appuie sur un indice Beven-Kirkby amélioré dans lequel sont intégrées les précipitations efficaces, une approche multidirectionnelle des flux ainsi que la pente aval en lieu et place de la pente locale (Mérot *et al.*, 2006a ; Mérot *et al.*, 2006b ; Mérot *et al.*, 2008). Cet indice climato-topographique validé dans de nombreuses conditions pédo-climatiques (Mérot *et al.*, 2003), est particulièrement adapté à l'identification des corridors hydromorphes de bas-fonds. Il présente toutefois certaines limites quant à la prise en compte des zones humides de plateau ou liées à des accidents tectoniques (ré-surgences).

La combinaison de ces trois couches d'information (géologie, pentes et hydromorphie) a permis de délimiter 56 grandes composantes pédologiques à l'échelle du bassin de la rivière d'Auray (Figure 51). Les caractéristiques des différentes composantes ont ensuite été renseignées, en partenariat avec les pédologues de la Chambre d'Agriculture, sur la base de différents sondages ponctuels à la tarière, d'analyses granulométriques et par leur mise en relation avec les types de sols identifiés lors de la levée des cartes pédologiques existantes (Photo 20). Concernant leurs propriétés chimiques, ces dernières ont été intégrées à partir des analyses de terres réalisées sur la période 2000-2004 et répertoriées dans la Base de Données des Analyses de Terre (BDAT) (Lemercier *et al.*, 2009).

2.2.3. Occupation du sol

Tout comme pour la pédologie, l'absence de représentation fine de l'occupation des sols du secteur a rendu nécessaire la création d'une couche d'information permettant d'intégrer de la spatialisation des usages et d'aboutir à des simulations efficaces (Romanowicz *et al.*, 2005). Dans ce cadre,



Photo 20. Sondage effectué à la tarière sur la commune de Pluvigner dans le cadre du programme « Sols de Bretagne »

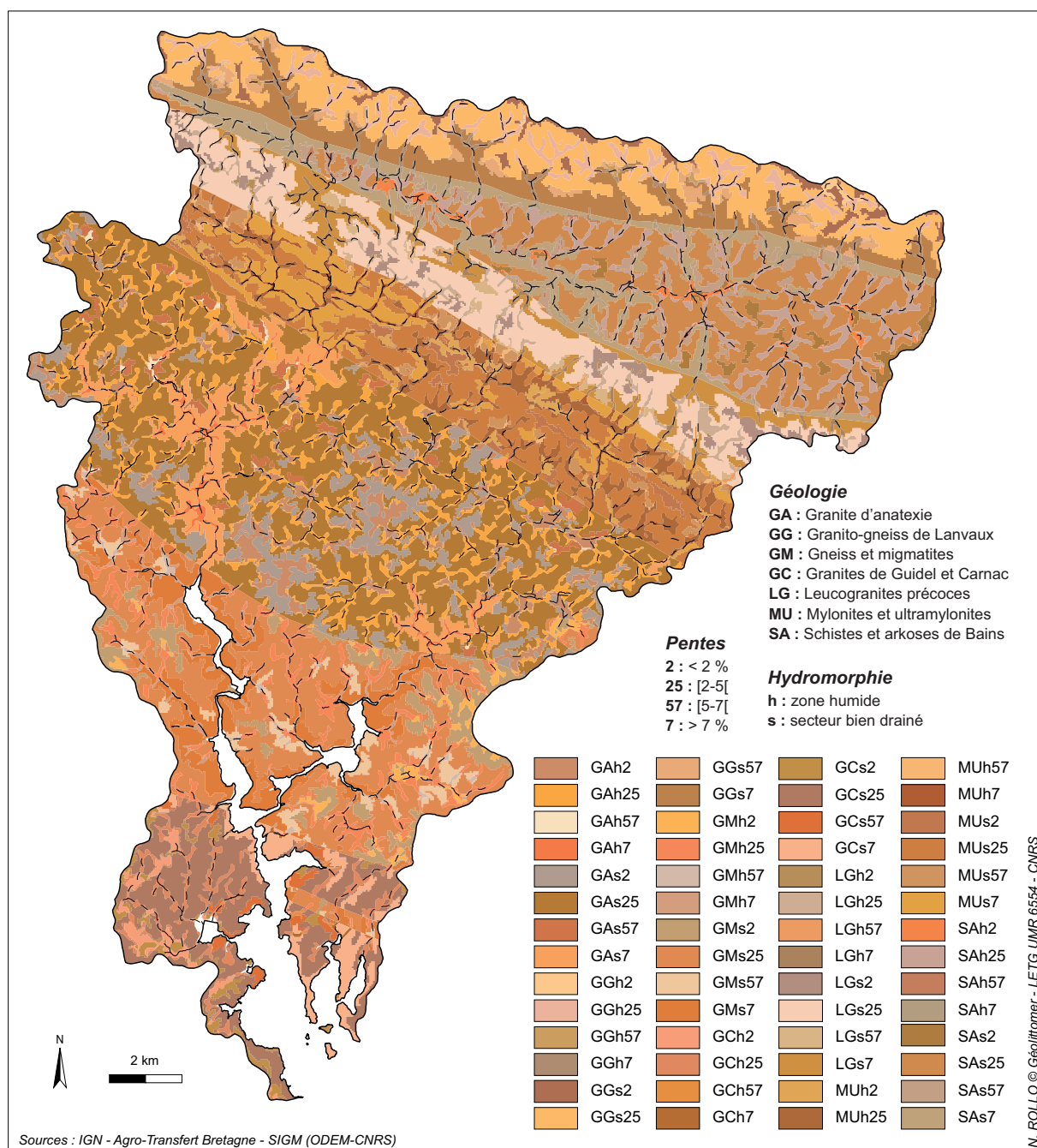


Figure 51. Délimitation des principales composantes pédologiques du bassin versant

deux approches ont été menées successivement : une photo-interprétation assistée suivie d'une classification de scènes satellitaires (Figure 52). Dans un premier temps, les fichiers de spatialisation thématiques présentant une résolution spatiale satisfaisante ont été agrégés : couches « végétation » et « hydrographie » de la BD Topo de l'IGN, Registre Parcellaire Graphique de l'année 2006, infrastructures routières dérivées des plans cadastraux de la Direction Générale des Impôts (DGI) et zones bâties de la Direction Départementale de l'Équipement et de l'Agriculture (DDEA), établies à partir d'une bufferisation des bâtiments présents sur les cadastres communaux. La caractérisation des différentes entités de la couche résultant de cette opération de géotraitement a ensuite été ins-

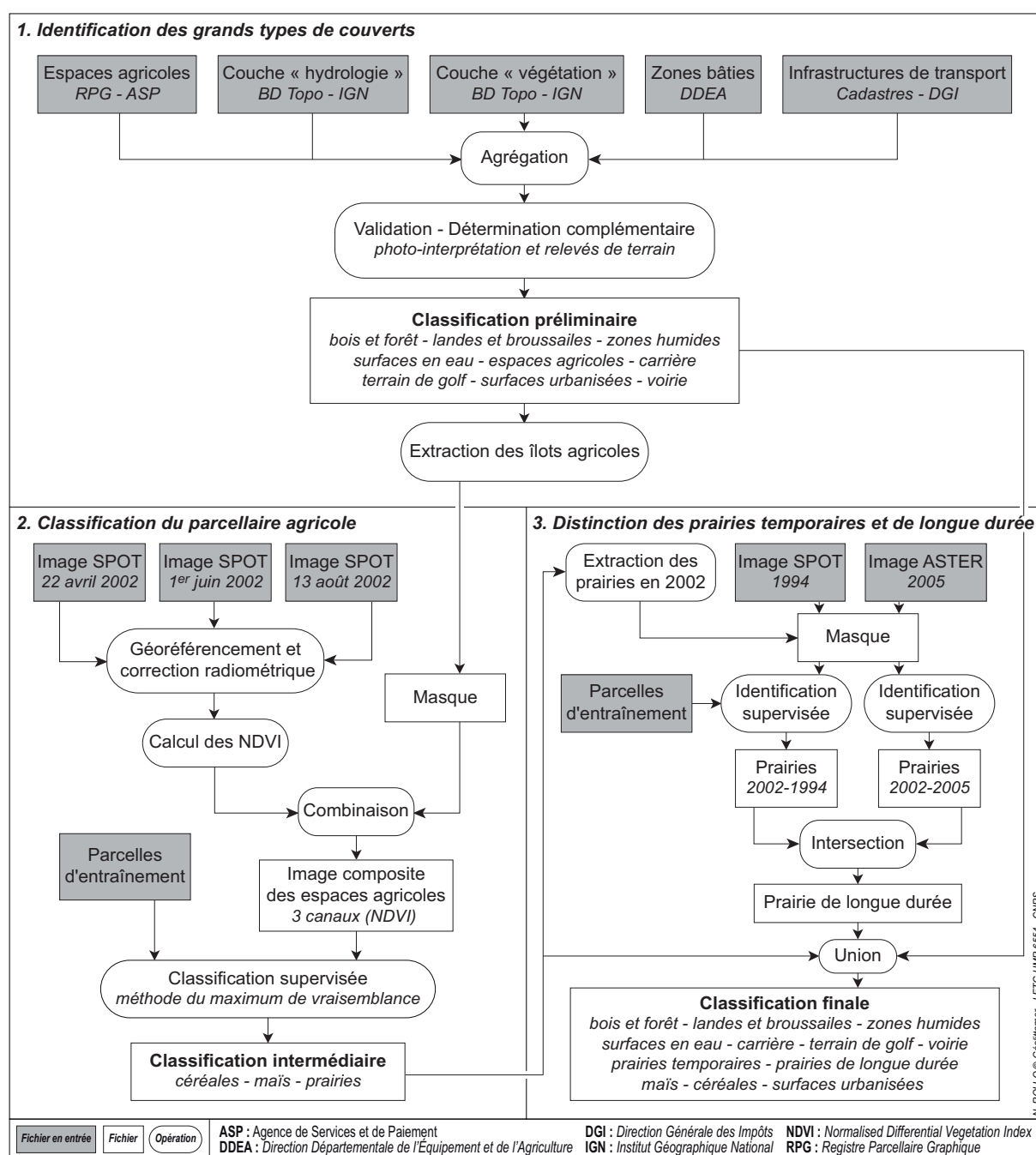


Figure 52. Chaîne de traitements pour l'élaboration de la cartographie de l'occupation des sols

pectée et validée à partir des orthophotoplans de l'IGN de 2004 et confirmée sur le terrain lorsque cela était nécessaire. L'occupation des espaces non renseignés dans ces couches d'information a également été déterminée à partir de la BD Ortho de l'IGN et de relevés de terrain, ces derniers ont notamment été impératifs pour la désignation des parcelles humides ne faisant l'objet d'aucune mise en valeur agricole. Cette première étape a permis de distinguer huit classes d'occupation des sols sur le bassin : landes et broussailles, bois et forêt, zones humides riveraines laissées en jachère, surfaces en eau, surfaces artificialisées, infrastructures de transport, carrière, terrain de golf, et espaces agricoles.

Les espaces agricoles délimités sur la base du Registre Parcellaire Graphique, validés et complétés par photo-interprétation ont ensuite été identifiés en classifiant des images satellitaires. Sachant qu'une image multispectrale n'est pas dotée d'un pouvoir discriminant suffisant pour identifier les différents types de cultures, la classification réalisée s'est portée sur l'analyse de plusieurs images prises à différents stades phénologiques des plantes (Robin, 2002). Compte tenu des caractéristiques morphologiques du parcellaire, il était nécessaire de travailler à partir d'images à haute résolution spatiale. Par conséquent, le choix s'est porté sur des images issues du capteur Haute Résolution Visible et Infra-Rouge (HRVIR) de Spot 4 d'une résolution de 20 m. Les trois clichés, fournis par le laboratoire COSTEL de Rennes, s'échelonnent sur la saison culturale 2002 à des dates correspondant à des stades spécifiques de la croissance des cultures (22 avril 2002, 1^{er} juin 2002 et 13 août 2002). Cette dernière date, consécutive aux moissons, a notamment permis de distinguer plus finement les prairies des céréales qui contrairement au maïs présentent des signatures spectrales semblables une bonne partie de l'année (Tableau 18). Cependant, ces prises de vue ne couvrent pas l'ensemble de la zone d'étude. Les terres agricoles de la partie méridionale du bassin n'ont donc pu être différenciées. Compte tenu des systèmes culturels du secteur et de l'extension des prairies, du maïs et des céréales, qui représentent plus de 90 % de la SAU d'après les différents inventaires réalisés (suivi des EPA, bilans techniques de la Chambre d'Agriculture du Morbihan, Registre Parcellaire Graphique...), il a été décidé de se concentrer uniquement sur ces trois cultures.

	Janv.	Févr.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.
				22 avril		1 ^{er} juin		13 août				
Maïs	Sn			S	Cv			R	Sn			
Céréales	Cv						M	R	Sn		S	Cv
Prairie	Cv			F	Cv	F	Cv	Rt - S	Cv			
Sn : Sol nu M : Maturation												
S : Semis F : Fauche												
Cv : Couvert végétal Rt : Retournement												
R : Récolte												

Source : Chambre d'Agriculture du Morbihan

Tableau 18. Calendrier cultural succinct du bassin versant de la rivière d'Auray au début des années 2000

La classification effectuée s'est déroulée en deux temps. La première phase a consisté à différencier le maïs, les céréales et les prairies dans leur ensemble. Pour cela une étape de traitements préliminaires a tout d'abord été mise en œuvre sur les trois images Spot. En effet, leur niveau de prétraitement étant limité à des corrections géométriques et radiométriques simples palliant uniquement les effets instrumentaux et systématiques (Niveau 1B : effet panoramique, rotation et courbure de la Terre, variation d'altitude du satellite...), il a été nécessaire d'affiner leur géoréférencement à partir de la BD Ortho de l'IGN. Les trois images Spot ont par ailleurs été corrigées des effets radiométriques et atmosphériques à partir du modèle de transfert radiatif 6S. Ce prétraitement a été

appliqué suivant une méthodologie usuelle prenant en compte la conversion des counts en luminance, puis en réflectance hors atmosphère, et enfin en réflectance au sol en fonction de la réflectance atmosphérique et de la transmission gazeuse totale calculées par 6S (Robin *et al.*, 2011) :

$$\rho(X,Y,bi) = [((\pi * CV * d^2) / (G * \cos \theta_s * E)) - \rho(atm)] * TGT$$

Avec :

$\rho(X,Y,bi)$: Réflectance estimée au sol

CV : Count

d : Distance Terre/Soleil en unité astronomique

G : Coefficient de calibration

θ_s : Angle solaire zénithal

E : Éclairement solaire spectral

$\rho(atm)$: Réflectance atmosphérique

TGT : Transmission gazeuse totale

L'identification et le suivi temporel des couverts végétaux en télédétection s'appuie le plus souvent sur l'élaboration d'indices de végétation, tels que le *Normalised Differential Vegetation Index* (NDVI), qui permettent notamment de réduire l'effet de facteurs externes et ainsi de mieux distinguer les différents couverts (Rouse *et al.*, 1974 ; Girard et Girard, 1999) :

$$NDVI = (PIR - R) / (PIR + R)$$

Avec :

PIR : Proche Infra-Rouge (*Spot XS3*)

R : Rouge (*Spot XS2*)

Ainsi, après avoir effectué les corrections radiométriques préalables, permettant de minimiser les effets modificateurs des signatures spectrales observées, les traitements ont ensuite été réalisés à partir d'une image composite à 3 canaux réunissant les NDVI de chaque date (Figure 53). La délimitation des espaces agricoles issue de l'étape préliminaire de photo-interprétation a également été utilisée lors de cette étape pour masquer les autres postes d'occupation des images.

A l'issue de ces étapes préparatoires, les NDVI de 45 parcelles d'entraînement, réparties sur l'ensemble de la zone d'étude, ont été identifiées afin de procéder à une classification supervisée pixel par pixel selon la méthode du maximum de vraisemblance. Cette dernière a été ensuite évaluée en la comparant avec un deuxième échantillon de 35 parcelles de référence, issues comme les premières des déclarations PAC fournies par différents agriculteurs. La matrice de confusion résultant de cette confrontation est présentée dans le Tableau 19.

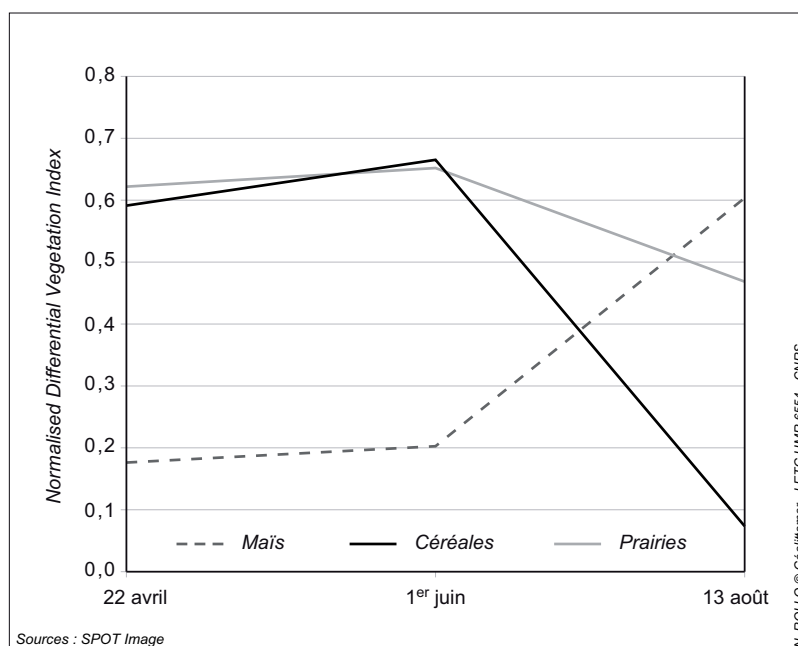


Figure 53. Évolution du *Normalised Differential Vegetation Index* (NDVI) des différentes cultures en 2002

		Données de référence				Précision (%)
		Céréales	Maïs	Prairies	TOTAL	
Données classifiées	Céréales	323	19	39	381	84,8
	Maïs	12	382	15	409	93,4
	Prairies	45	23	423	491	86,2
	TOTAL	380	424	477	1 281	
Précision (%)		85,0	90,1	88,7		88,1

Tableau 19. Matrice de confusion sur un panel de pixels issu de parcelles agricoles de référence

Dans un second temps, les prairies temporaires et de longue durée (ou permanentes) donnant lieu à des itinéraires techniques dissemblables notamment au niveau de la fertilisation organique et du pâturage, il a été nécessaire de les distinguer afin de pouvoir intégrer ces différenciations lors de l'implémentation du modèle. Pour ce faire, une étude diachronique a été menée à partir de deux autres images datant de 1994 et de 2005. Les prairies discriminées au cours de la classification de 2002 ont été extraites afin de réaliser un masque sur ces deux clichés. Des parcelles d'entraînement ont également été identifiées aux deux dates afin d'établir un profil spectral type et d'effectuer une classification supervisée des images. Les pixels classifiés en prairie à la fois en 1994, 2002 et 2005 ont ainsi été considérés comme des parcelles présentant cette mise en valeur de manière durable et n'intégrant pas les cycles de rotations culturales.

Au final, la spatialisation de l'occupation des sols du bassin versant a abouti à la délimitation de près de 24 000 entités, réparties en 12 classes de couvertures bio-physiques (Figure 54). Au niveau

des terres agricoles, l'assolement obtenu par classification des images satellitaires a été comparé aux résultats du RGA de 2000 et aux enquêtes menées à la même époque dans le cadre du volet agricole du contrat de bassin (Chambre d'Agriculture du Morbihan, 2002). Au vue de cette comparaison brute, et malgré les compensations d'erreurs qui peuvent s'effectuer entre les classes, la répartition des terres agricoles entre les différents couvert végétaux semble proche des conditions observées sur la période (Tableau 20). Du fait de l'orientation technico-économique des exploitations du secteur et de leur spécialisation sur les activités d'élevage, la relative stabilité des cheptels d'une année sur l'autre induit des besoins en fourrages et en surface de pâturage constants. Par conséquent, le cours des produits agricoles n'influence que de manière très marginale l'assolement, et la répartition des terres agricoles entre les différentes cultures ne connaît que peu de variation entre les années culturales. Partant de ce constat et compte tenu du caractère semi-distribué du modèle SWAT qui n'intègre pas la localisation des URH, mais juste l'étendue de leurs caractéristiques à l'échelle des sous bassins versants, les successions culturales n'ont pas été intégrées. La cartographie de l'occupation réalisée pour l'année 2002 a donc été reconduite pour l'ensemble des années simulées (2000-2005). Ce choix a également été motivé par des raisons techniques et de temps, et surtout par la durée limitée de la période de simulation. En effet, si l'on se focalise sur l'exemple de l'extension de la tache urbaine au détriment des terres agricoles, cette dernière demeure réduite à l'échelle de six ans et s'effectue surtout sur des terres déjà abandonnées par une mise en valeur intensive depuis plusieurs années.

	RGA 2000 (%)	Classification 2002 (%)	Enquête CA56 2002 (%)	RPG 2007 (%)	RPG 2008 (%)	Enquête CA56 2008 (%)
Maïs	30	36	38	29	31	31
Céréales	26	19	16	19	22	24
Prairies temporaires	28	32	40	30	31	25
Prairies de longue durée	16	13		10	9	9
Jachère (prairie gelée)	---	---	2	6	3	5
Autres cultures	---	---	4	6	4	6

CA56 : Chambre d'Agriculture du Morbihan RGA : Recensement Général Agricole RPG : Registre Parcellaire Graphique
Sources : INSEE - Agence de Services et de Paiement - Chambre d'Agriculture du Morbihan

Tableau 20. Assolements de la classification, du Recensement Général Agricole, du Registre Parcellaire Graphique et des enquêtes de la Chambre d'Agriculture

Compte tenu de l'extension des images satellitaires utilisées pour identifier les différents couverts végétaux, le parcellaire agricole des petits bassins versants côtiers jouxtant la ria d'Auray n'a pu être caractérisé précisément. Ces terres ont ainsi été intégrées au modèle comme un espace agricole indifférencié qui a ensuite été ventilé entre les différentes cultures proportionnellement à l'assolement moyen des exploitations du secteur.

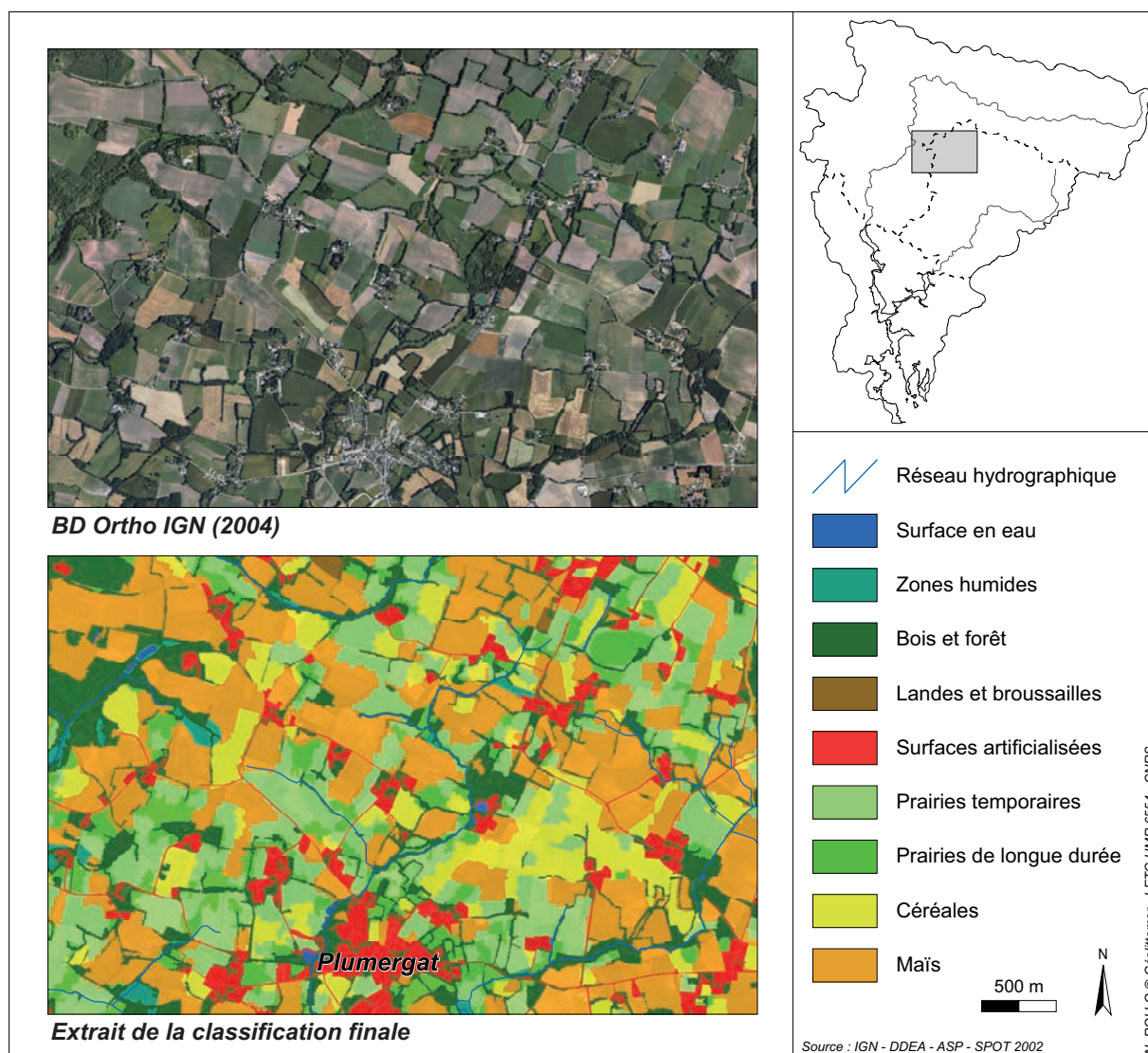


Figure 54. Classification de l'occupation du sol sur une portion de la tête de bassin du Loc'h

2.2.4. Pratiques agricoles et de gestion des espaces publics

2.2.4.1. la définition d'itinéraires techniques types

En repartant de l'assolement défini précédemment, un itinéraire technique type a été déterminé pour chaque culture. La caractérisation et la temporalité de ces derniers, établies en collaboration avec l'équipe « Agronomie-production végétale » de la Chambre d'Agriculture du Morbihan, se sont principalement appuyées sur le suivi des exploitations réalisées dans le cadre des Engagements de Progrès Agronomique, contractés sur la période de simulation. N'ayant pas intégré les successions culturales, l'élaboration du calendrier agricole a fait abstraction de la position de la culture dans les cycles de rotations en caractérisant des pratiques culturales moyennes. La planification des campagnes agricoles établie comprend les caractéristiques et les temporalités des différentes opérations culturales telles que les semis, les techniques de travail du sol (labour, pseudo-labour, travail super-

ficiel), la fertilisation minérale (type, fractionnement, dose), la valorisation des effluents d'élevage (type, délai d'incorporation), les récoltes ainsi que les fauches et le pâturage pour les prairies. L'implantation de Cultures Intermédiaires Pièges À Nitrates (CIPAN) étant encore peu répandue sur le secteur au cours de la période simulée, les inter-cultures ont été intégrées à la simulation comme des sols nus comprenant uniquement les résidus de la culture précédente non exportés lors de la récolte (racines, tiges, feuilles, chaumes...). Sachant que le maïs grain étant généralement limité aux excédents des meilleures années, les pratiques culturales ont été calquées sur l'ensilage qui représente la vocation première de cette culture sur le secteur. Concernant les prairies, alors que certaines prairies permanentes (ou de longue durée) sont uniquement pâturées, les prairies temporaires sont le plus souvent fauchées et pâturées. De même, ces dernières sont généralement moins amendées en matières organiques. Au niveau du pâturage, bien que ce dernier puisse être continu sur quelques exploitations du fait notamment d'étables insuffisamment étendues, la période de pâturage s'établit globalement du début du printemps à la fin de l'automne. Il est toutefois très fréquent que les bêtes soient transférées à plusieurs reprises dans cet intervalle. La planification type des itinéraires techniques du secteur est résumée dans le Tableau 21.

	Janv.	Févr.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.
Maïs	Sn	Fo	Fo	Tb-s	Se	Fm	Cv	Re	Sn			
Céréales	Cv	Fm	Fo	Fm	Cv	Re	Sn	Fo	Tb-s	Se	Cv	
Prairie fauchée	Cv	Fo	Fm	Fc	Fm	Fc	Cv	Fo	Cv			
Prairie pâturée	Cv	Fo	Fm	Pt	Pt	Pt	Pt	Pt	Pt	Pt	Cv	
État de surface :	Sn : Sol nu		Cv : Couvert végétal									
Opération :	Fc : Fauche		Fm : Fertilisation minérale		Fo : Fertilisation organique		Pt : Pâturage					
	Re : Récolte		Sm : Semis		T : Travail du sol		(b : labour puis s : travail superficiel)					

Source : Chambre d'Agriculture du Morbihan

Tableau 21. Itinéraires techniques types des exploitations du bassin versant de la rivière d'Auray durant la première moitié des années 2000

2.2.4.2. la quantification et la spatialisation des effluents d'élevage

Concernant les modalités de valorisation des engrais de ferme et la caractérisation de la fertilisation organique qui en découle, ces dernières ont été établies à partir des effectifs de cheptels issus du Recensement Général Agricole de 2000 et des assolements définis lors de la réalisation de la carte d'occupation du sol. Ainsi, les quantités d'effluents d'élevage de chaque commune ont tout d'abord été déterminées à partir des grilles de calcul existantes et regroupées en trois types : déjections porcines, avicoles et bovines. Concernant les ruminants, une distinction a été réalisée entre la fraction maîtrisable, correspondant au temps de présence dans les bâtiments d'élevage, et la partie non maîtrisable directement incrémentée lors du pâturage. Afin de faire abstraction du maillage administratif et de réintégrer une échelle fonctionnelle, un arbre de correspondance a ensuite été établi

pour répartir les effluents entre chaque sous bassin versant au prorata de leur inclusion dans les communes correspondantes. Cette redistribution implique toutefois d'assumer une répartition régulière des exploitations et des cheptels au sein des différentes communes. Tout comme pour les données du RGA, déclarées à la commune du siège d'exploitation, les approximations induites par cette pondération très simplificatrice sont toutefois vraisemblablement atténuées par des compensations bilatérales.

Une fois redistribués par sous bassins versants, les effluents ont été mis en relation avec la parcellaire agricole. Les épandages ont ainsi tenu compte du calendrier prédéfini (date, fractionnement) mais également des préférences (ou réticences) d'apports, certains types d'effluents étant privilégiés et d'autres peu utilisés selon les cultures. Les sous bassins excédentaires bordés d'homologues déficitaires ont par ailleurs donné lieu à un transfert vers ces derniers jusqu'à recouvrir leur indigence. De manière générale, les quantités épandues ont été pondérées en fonction des besoins des espèces cultivées et des pratiques de fertilisation observées. Ainsi, compte tenu des conclusions des suivis réalisés, qui dénotent par exemple une fertilisation équilibrée des céréales liée notamment au risque de verse, les excédents ont principalement été apportés aux prairies et surtout aux parcelles maïsicoles fréquemment surfertilisées (Chambre d'Agriculture du Morbihan, 2002).

La réalisation de cette redistribution et les calculs qui y sont associés sont assez lourds à mettre en œuvre de manière manuelle. Par conséquent, suite à la simulation expérimentale réalisée sur l'aire d'alimentation de l'étang de la forêt, un utilitaire a été développé afin de gérer les différents temps de cette procédure de manière semi-automatique. Ce programme fonctionne à partir de fichiers d'entrée d'un format type répertoriant *(i)* les cheptels communaux, *(ii)* l'association des sous bassins versants et des communes (inclusions surfaciques) établi préalablement sous SIG, et *(iii)* la proportion d'occupation des différentes cultures au sein des sous bassins. Cette application développée en langage Visual Basic peut être implémentée sous Microsoft Excel à partir de différentes macros. Les critères de sélection liés aux pratiques de fertilisation locales ont par ailleurs été extraits des calculs automatiques afin de pouvoir les réajuster dans l'optique d'une utilisation dans des conditions temporelles ou spatiales différentes.

2.2.4.3. la gestion des espaces publics

Les modes de gestion des espaces publics (entretien des espaces verts, nettoyage de la voirie) ont quant à eux été déterminés suite à des entretiens réalisés auprès des services techniques de différentes collectivités du bassin afin de définir les opérations réalisées, leurs temporalités et leurs répercussions (efficacité du nettoyage, exportation éventuelle des résidus de tonte...). Deux conduites différentes ont été distinguées. En effet, les centres-bourgs présentent généralement des modes de gestion relativement intensifs avec des opérations plus poussées et surtout rapprochées dans le temps. A l'inverse, les espaces communaux extérieurs aux agglomérations font l'objet d'un entretien

nettement plus restreint. Ce constat et la volonté d'intégrer cette différenciation nous a conduit à délimiter trois types d'espaces « artificialisés » : l'urbain dense, l'habitat dispersé et les infrastructures de transport. Trois calendriers différents ont donc été élaborés afin de caractériser les opérations de gestion de ces espaces.

2.2.5. Données complémentaires

2.2.5.1. les plans d'eau et le réseau hydrographique

Comme évoqué précédemment, deux sources d'information relatives au réseau hydrographique sont disponibles sur le secteur : la couche « hydrographie » de la BD Topo de l'IGN et l'inventaire cours d'eau réalisé sur le Loc'h en 1998. Lorsqu'ils ont fait l'objet d'une saisie photogrammétrique, les tronçons hydrographiques de la BD Topo sont associés à des données altimétriques permettant d'évaluer une pente longitudinale moyenne (IGN, 2011). Toutefois, de manière générale cette couche ne dispose pas de données morphométriques pertinentes pour l'implémentation du modèle. A l'inverse, l'inventaire réalisé sur le Loc'h dispose lui d'un panel d'information fourni sur les différents tronçons répertoriés (hauteur des berges, largeur du lit, granulométrie...). Compte tenu du temps que cela aurait nécessité, il n'était pas envisageable d'effectuer un relevé exhaustif des autres cours d'eau de la zone d'étude, d'autant plus que ce dernier est en cours de réalisation en parallèle de l'inventaire des zones humides associé à la révision des PLU. Par conséquent, au niveau planimétrique une couche composite associant la représentation la plus précise de chaque secteur a été réalisée. Différentes méthodes de régionalisation ont déjà été employées afin d'étendre des données de caractérisation de milieux aquatiques issues d'inventaires partiels (Souchon *et al.*, 2000 ; Montreuil, 2008). Partant de ce principe, une relation statistique a été recherchée pour tenter de lier les caractéristiques morphométriques des différents tronçons hydrographiques avec certaines de leurs propriétés. Ainsi, une corrélation très nette est apparue entre le gabarit des biefs et leur ordre de Strahler. Une moyenne a donc été calculée et attribuée à l'ensemble du réseau du Loc'h en fonction de l'ordination déterminée. Ces valeurs ont ensuite été comparées à la mesure de différentes sections du Sal et de plusieurs tributaires directs de la rivière d'Auray afin d'évaluer si cette relation établie sur le Loc'h pouvait être généralisée à l'ensemble du bassin. Cette analyse comparative ayant mis en évidence des écarts mineurs, les sections mouillées types attribuées aux différents ordres du Loc'h ont été rattachés aux tronçons des autres hydrosystèmes. Les attributs liés à la pente longitudinale ont par ailleurs été calculés automatiquement à partir du MNT sous-jacent et le coefficient de rugosité de Manning a quant à lui été ajusté à partir de tables de référence (Chow, 1959). Les caractéristiques morphologiques et qualitatives des retenues de Tréauray, Pont-Sal et de l'étang de la forêt acquises auprès de leurs gestionnaires ont également suscité la constitution d'une base de données synthétisant l'ensemble des variables nécessaires à leur simulation par le modèle (volume, surface, conductivité hydraulique du lit, prélèvements, gestion des niveaux d'eau...).

2.2.5.2. les variables ponctuelles

Les variables ponctuelles de caractérisation du bassin versant de la rivière d'Auray et des usages qui s'y déroulent regroupent de nombreuses informations relatives à la météorologie, le suivi des débits et de la qualité des masses d'eau, les rejets ponctuels, les adductions et les prélèvements d'eau. Ces différentes thématiques ont donné lieu à la création d'une base de données spatialisée afin d'assurer l'intégrité spatiale et sémantique des différents fichiers vis-à-vis des autres couches de caractérisation de la zone d'étude (occupation du sol, topographie, réseau hydrographique...) et de pouvoir les mettre en relation. Cette base répertorie à la fois l'ensemble des propriétés des stations et les valeurs qui y ont été enregistrées.

Au-delà des variables ponctuelles, l'ensemble des données de caractérisation du bassin versant de la rivière d'Auray ont été intégrées à une géodatabase ArcGIS dont la structure est calquée sur le modèle de données ArcHydro (Maidment, 2002). La mise en relation des variables au sein de ce modèle logique de données, qui fait référence dans ce domaine d'application, présente l'avantage d'assurer une intégrité et une cohérence topologique des entités ayant une géométrie partagée. De plus, ce mode de stockage et de structuration repris dans les dernières versions de SWAT couplées avec ArcGIS favorisera d'éventuelles implémentations ultérieures du modèle dans cet environnement.

3. Le paramétrage et l'implémentation du modèle

3.1. Modification du code source du modèle

Comme cela a pu être évoqué précédemment, la possibilité de modifier et d'ajuster certains aspects du code source de SWAT constitue un atout non négligeable dans une perspective d'adaptation aux conditions locales. De nombreuses versions réajustées ont ainsi été développées ces dernières années afin de répondre à des besoins particuliers ou d'adapter le modèle à des contextes spécifiques. Ces évolutions ont conduit à l'élaboration de nouvelles versions du programme comme les modèles ESWAT (Krysanova *et al.*, 1998), SWIM (Van Griensven et Bauwens, 2001), SWAT-G (Eckhardt *et al.*, 2002) ou SWAT-Québec (Michaud *et al.*, 2008). Cette dernière version a par exemple introduit différentes optimisations au niveau de l'écoulement préférentiel de l'eau vers les drains agricoles ou lors de la séparation des précipitations entre ruissellement et infiltration.

Sans pour autant aller jusqu'à développer une nouvelle mouture du modèle, il nous a paru intéressant de s'inspirer de ces évolutions afin d'affiner la représentativité des conditions locales de transfert et d'améliorer la simulation de certains processus. Différentes corrections apportées lors

de précédentes implémentations du modèle dans le Grand-Ouest (dénitrification, transferts sol-nappe) avaient déjà été réajustées par les concepteurs dans de nouvelles équations lors de la sortie de la version 2005 du modèle. Toutefois, la représentation de différents processus demeure inadéquate pour les conditions armoricaines, particulièrement au niveau de la séparation des écoulements. En effet, SWAT utilise la méthode des *runoff curve numbers*, élaborée par le *National Resources Conservation Service* de l'USDA pour simuler le ruissellement. Cette méthode empirique établie à partir d'analyses réalisées sur des parcelles expérimentales aux Etats-Unis est tout à fait adaptée à un ruissellement de type hortonien, caractéristique de conditions climatiques semi-arides avec un faible taux de couverture des sols (Cosandey et Robinson, 2000). Néanmoins, compte tenu des conditions pédo-climatiques du Nord-Ouest de la France (important taux de couverture des sols, moindre intensité des précipitations), le ruissellement est davantage généré par excès d'eau dans le sol (saturation) que par dépassement du seuil d'infiltration de ce dernier. Dans ces conditions spécifiques, la méthode des *runoff curve numbers* tend à surestimer le ruissellement au détriment de l'infiltration. Les courbes résultant des simulations arborent ainsi les caractéristiques d'écoulements urbains fortement influencés par l'artificialisation des surfaces (faiblesse du débit de base et réactivité des écoulements rapides de crue) ; sans réelle analogie avec la réalité des transferts observés sur les bassins majoritairement dominés par l'écoulement de nappe.

Cet élément a déjà été souligné lors de précédentes applications du modèle (Saleh *et al.*, 2000 ; Lomakine, 2005 ; Michaud *et al.*, 2006). Il est généralement compensé par une réduction systématique des *runoff curve numbers* vis-à-vis des valeurs recommandées dans la littérature (Perrone et Madramootoo, 1998 ; USDA, 2004 ; Neitsch *et al.*, 2005). Toutefois, cet ajustement est parfois insuffisant et surtout peu représentatif des hypothèses de base de la méthode. Par conséquent, comme cela avait été fait pour SWAT-Québec, certaines modifications du code en langage Fortran de SWAT ont été réalisées. Ainsi, afin de limiter le ruissellement, de favoriser l'infiltration de l'eau excédentaire et d'induire un écoulement préférentiel de la nappe, le facteur de rétention intégré aux équations qui régissent la production du ruissellement a été augmenté. Dans la méthode originelle, 20 % des précipitations sont assumées comme étant interceptées par la végétation, retenues par la rugosité de surface ou infiltrées (Neitsch *et al.*, 2005). Afin d'ajuster la séparation des écoulements, différentes valeurs ont été testées et comparées avec les résultats issus des estimations réalisées sur le secteur par le BRGM (Mougin *et al.*, 2008) et de la décomposition des hydrogrammes (Eckhardt, 2005 ; Giret, 2007 ; Hingray *et al.*, 2009). A l'issue de cette analyse comparative, les simulations réalisées avec un facteur de rétention rehaussé à 50 % se sont avérées les plus représentatives des conditions locales. La version 2005 du programme a donc été recompilée en intégrant cette modification des équations liées à l'estimation du ruissellement.

3.2. Implémentation des simulations

3.2.1. Délimitation des bassins versants

Lors de l'étape de délimitation des bassins versants et d'extraction du réseau hydrographique, le modèle SWAT utilise l'algorithme D8 (Jenson et Domingue, 1988 ; Jenson, 1991). Cet algorithme se réfère au schéma d'écoulement unidirectionnel en huit connexités. Ainsi, chaque cellule du fichier topométrique au format raster est analysée en fonction des huit pixels adjacents. Bien que cette approche demeure la plus utilisée et donne la plupart du temps de bons résultats, une revue des différentes méthodes existantes et plusieurs tests sur la zone d'étude ont révélé que l'algorithme D ∞ paraissait plus pertinent (Tarboton, 1997 ; Tarboton et Ames, 2001 ; Jones, 2002 ; Baker *et al.*, 2006). En effet, les extractions réalisées à partir de cette méthode sont plus cohérentes vis-à-vis des conditions réelles illustrées par les inventaires cours d'eau et les délimitations qui en découlent. Cet algorithme présente un fonctionnement similaire à celui de Jenson et Domingue. Toutefois, à l'inverse de ce dernier, les analyses réalisées ne se cantonnent pas aux huit pixels jouxtant une cellule mais considèrent l'ensemble de la matrice. Bien que les écarts de délimitation soient assez limités, il est apparu plus opportun d'utiliser cette méthode sachant qu'elle permet d'affiner l'attribution des émissions polluantes au sous bassin correspondant, particulièrement au niveau des rejets ponctuels. L'implémentation de cet algorithme, qui peut être réalisée de manière automatique *via* l'application TauDEM (*Terrain Analysis Using Digital Elevation Models*) disponible sous ArcGIS et MapWindow, est décomposée en six étapes : le comblement des points bas et le calcul des pentes, la détermination des directions d'écoulement (*flow direction*), l'addition des valeurs cumulées (*flow accumulation*), l'extraction du réseau hydrographique, l'intégration des points d'admission et des exutoires de sous bassins versants, et la détermination des limites des bassins versants.

Au préalable, différentes opérations de prétraitement peuvent être effectuées sur la matrice topométrique afin d'affiner l'extraction des informations hydrographiques. Ces paramétrages complémentaires peuvent par exemple se focaliser sur un reconditionnement des courbures topographiques ou sur l'incrustation d'un réseau hydrographique fiable (Hellweger et Maidment, 1997 ; Garbrecht et Martz, 2000 ; Saunders, 2000 ; Charleux-Demargne, 2001 ; Payraudeau, 2002). Partant d'un MNT déjà fortement modifié et dont la qualité de représentation est difficilement estimable, aucune opération de reconditionnement des pentes n'a été réalisée (Wechsler, 2006). Toutefois, afin de contraindre les écoulements et d'obtenir un linéaire hydrographique le plus proche possible de la réalité, l'association de l'inventaire terrain et de la couche « hydrologie » de la BD Topo de l'IGN a été incrusté dans le MNT en rehaussant les pixels n'appartenant pas à ce réseau de référence (Figure 55).

Le comblement des points bas consiste à rehausser les cellules dont la valeur altimétrique est inférieure à celle de toutes leurs voisines. Ces dépressions, appelées « puits », peuvent parfois exister

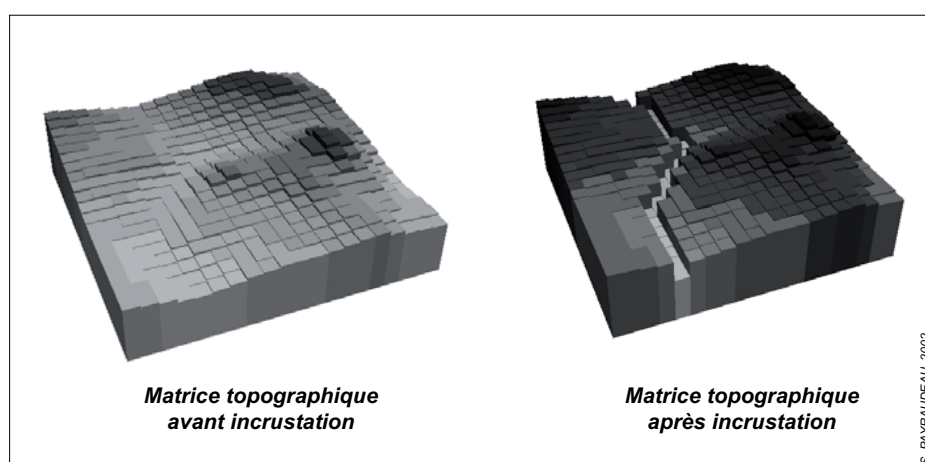


Figure 55. Incrustation d'un réseau hydrographique de référence sur une matrice topométrique (Payraudeau, 2002)

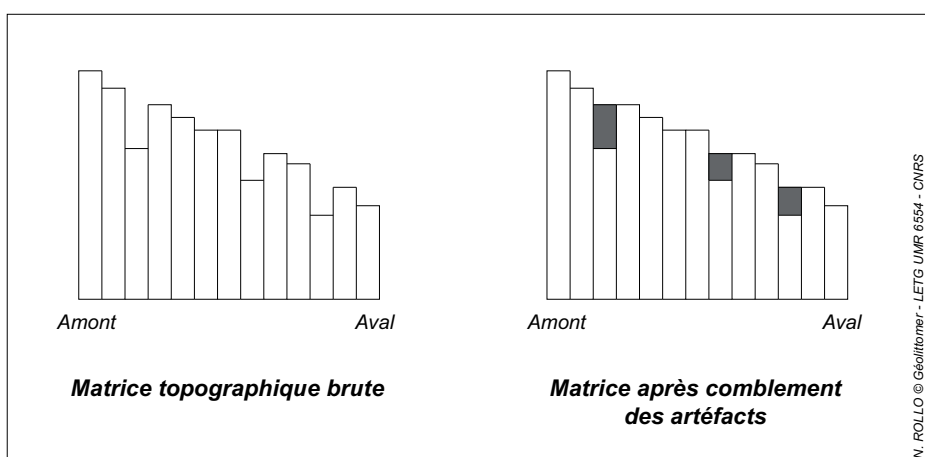


Figure 56. Comblement des dépressions-artefacts présentes sur le Modèle Numérique de Terrain

dans les secteurs karstiques, mais sont le plus souvent dues à des imprécisions du MNT et des incohérences topométriques de la matrice d'entrée (Figure 56). Le calcul des pentes est obtenu par le passage d'un filtre local sur l'ensemble du MNT permettant d'estimer localement un taux de variation de l'altitude locale. La détermination des directions d'écoulement est réalisée à partir de cette estimation des déclivités en prenant en compte les huit cellules voisines du point considéré. Les surfaces drainées sont ensuite déterminées à partir de la matrice d'écoulement en additionnant le nombre de pixels situés en amont qui se déversent dans la cellule considérée, traduisant ainsi la superficie de son aire d'alimentation.

L'extraction du réseau hydrographique est quant à elle réalisée à partir d'un seuil d'apparition d'un écoulement concentré. Ce seuil permet de distinguer les pixels-talwegs des pixels-versants. Une cellule est ainsi considérée comme un pixel-talweg si elle draine une surface amont supérieure au seuil déterminé, dont la détermination est estimée de façon empirique à partir de la mise en correspondance avec l'emplacement et la densité du réseau hydrographique réel (Figure 57). Une fois que

le réseau d'écoulement est extrait, l'utilisateur peut choisir l'emplacement des exutoires qui sont utilisés pour la délimitation des sous entités hydrographiques. Les résultats du modèle étant fournis à l'échelle des sous bassins versants, les points de suivi des masses d'eau ont systématiquement été intégrés afin de pouvoir disposer d'un maximum de points de contrôle. Les autres points ont été placés à partir d'un compromis reposant sur quatre principaux critères : le respect de la densité de drainage (le modèle ne conserve qu'un bief par sous bassin versant), l'élaboration d'entités le plus homogènes et cohérentes possible, la volonté de délimiter des entités de surfaces semblables, et la nécessité de conserver des temps de calcul restreints associés à un nombre d'entités limité. Ces différents critères de délimitation ont conduit, lors de l'implémentation du modèle SWAT, à décomposer le bassin versant de la rivière d'Auray en 324 entités hydrographiques, d'une superficie moyenne de 107 hectares.

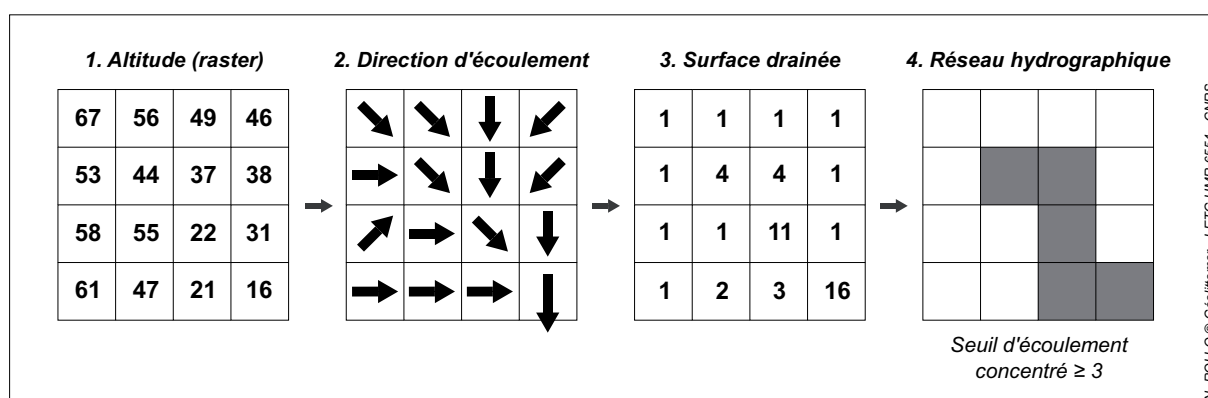


Figure 57. Extraction d'un linéaire hydrographique à partir d'une matrice topométrique (d'après Charleux-Demargne, 2001)

3.2.2. Définition des Unités de Réponse Hydrologique

Comme cela a été évoqué précédemment, l'obtention des Unités de Réponse Hydrologique (URH) est réalisée par l'intersection des limites de sous-bassins versants avec les séries pédologiques et les différents types d'occupation. L'intégration des couches d'information liées à la pédologie et à la couverture des sols nécessite de les relier aux bases de données internes du modèle qui inventorient l'ensemble des valeurs alphanumériques nécessaires aux simulations (propriétés physico-chimiques des composantes pédologiques, caractéristiques végétales, cycles phénologiques...). Par défaut ces dernières sont alimentées par les propriétés de différents types de sol Nord-américains et par de nombreuses catégories d'occupation. Il a donc été nécessaire (i) de reclassifier les représentations spatiales afin de les associer aux entrées présentes dans les bases de données, (ii) de modifier les propriétés de certains cultivars afin de mieux correspondre aux propriétés des espèces utilisées dans l'Ouest de la France, et (iii) de compléter les listings existants. La présence de la carrière de Poulmarc'h sur la commune de Grand-Champ a par exemple conduit à créer une nouvelle entrée répertoriant les propriétés pédo-végétales de ce type de surface (Photo 21).

Lors de cette étape, différentes méthodes de délimitation des URH sont disponibles en fonction du degré de simplification recherché. Ainsi, il est possible de définir qu'une seule URH par sous bassin versant en retenant uniquement le type de sol et d'occupation dominant. De même, un seuil de prise en compte peut être implémenté afin de ne pas intégrer les sols ou leur mise en valeur présents de manière marginale à l'échelle du sous bassin. Afin d'aboutir à une discrétisation la plus fine possible, l'implémentation réalisée dans le cadre de ce projet s'est faite à partir d'une délimitation multiple intégrant l'ensemble des types de sols et des classes d'occupation répertoriés sur les différents bassins (FitzHugh et Mackay, 2000). Cette opération a conduit à déterminer 11 000 URH à l'échelle de la zone d'étude, pour une superficie moyenne de trois hectares.



Photo 21. Carrière de Poulmarc'h sur la commune de Grand-Champ

3.2.3. Édition des fichiers en entrée

L'édition des fichiers en entrée est une étape cruciale de l'implémentation du modèle SWAT. En effet, elle correspond à l'intégration de l'ensemble des variables alphanumériques de caractérisation des entités délimitées dans les étapes précédentes ; comprenant notamment les paramètres météorologiques, les propriétés morphométriques des réseaux hydrographiques, les prélèvements d'eau, mais également le déroulement des pratiques et les émissions ponctuelles de polluants. Cette procédure se déroule en deux phases. Dans un premier temps, le modèle crée un ensemble de fichiers textes par défaut en fonction des propriétés des différentes entités prédéfinies. Ensuite, ces fichiers doivent être complétés et ajustés un à un par l'utilisateur à partir de boîtes de dialogue associées à l'interface du modèle. Certains de ces fichiers sont à renseigner à l'échelle des sous bassins versants mais d'autres sont établis au niveau des URH, amenant ainsi à manipuler un nombre de données très important. Cette difficulté et le temps nécessaire à cette étape conduit de nombreux utilisateurs à conserver les valeurs émises par défaut pour de multiples paramètres. Afin de s'affranchir de cette contrainte tout en paramétrant les simulations le plus finement possible, plusieurs programmes ont été créés pour automatiser l'édition des différents fichiers. Ces routines, développées en langage

Java, ont été élaborées afin (i) d'extraire les informations stockées dans les bases de données présentées précédemment ou dans des fichiers tableurs types, (ii) de les reformater le cas échéant pour correspondre aux unités attendues par le modèle, et (iii) de créer des fichiers textes directement utilisables lors de l'exécution du modèle. L'utilisateur peut donc, *via* ces applications, renseigner les variables en entrée sous un environnement bureautique sans avoir à remanier manuellement les multiples fichiers créés par le modèle. De plus, outre le fait de s'affranchir des lourdeurs d'utilisation associées à l'interface d'édition proposée par le modèle, ce procédé permet de restituer au modèle sa dimension spatiale en favorisant l'intégration effective de la variabilité géographique des caractéristiques du bassin et des usages qui en sont faits. Concernant les pratiques agricoles, l'utilitaire développé s'est fortement inspirée du programme *MGT Creator* élaboré par André Moreau et Isabelle Beaudin à l'Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement de Québec. Il adjoint toutefois une modularité permettant aux utilisateurs d'implémenter tout type d'itinéraire technique, favorisant ainsi son utilisation dans d'autres contextes agro-climatiques.

Concernant l'édition en elle-même, différents ajustements ont dû être réalisés au niveau de la représentation des pratiques agricoles, des rejets ponctuels, de la rugosité paysagère et du paramétrage climatique. En effet, lors de la caractérisation climatique de la zone modélisée, SWAT affecte les paramètres de la station météorologique la plus proche à chaque sous bassin versant. Toutefois, dans le cas de conditions environnementales contrastées comme celles de la rivière d'Auray, la station la plus proche n'est pas nécessairement la plus représentative des conditions du sous bassin versant considéré. Par conséquent, une procédure élémentaire a été mise en œuvre afin de contrecarrer cette association automatique parfois peu pertinente. A cet effet, une station fictive a été créée au centre de chacun des sous bassins versants et les paramètres de la station considérée comme étant la plus représentative leur ont été attribués. Ainsi, les bassins amont ont été renseignés à partir des stations de Grand-Champ (précipitations et températures), et de Bignan (humidité, vent et rayonnement solaire). Parallèlement, les bassins aval se sont vu affectés les précipitations et températures mesurées aux stations d'Auray (section médiane) et de Larmor-Baden (partie méridionale), et les variables issues de la station de Séné pour le calcul de l'évapotranspiration potentielle (humidité, vent et rayonnement solaire). Par ailleurs, la rugosité paysagère a été intégrée à l'échelle des sous bassins versants à travers deux procédés. D'une part, la largeur des bordures de champs ont été paramétrées à partir de la densité du maillage bocager issu de la couche « végétation » de la BD Topo de l'IGN. D'autre part, le coefficient de Manning attribué aux différents couverts végétaux a été réajusté en fonction de l'inclinaison des linéaires paysagers vis-à-vis de l'orientation dominante des pentes.

Pour ce qui est des rejets ponctuels, compte tenu de la taille des unités d'assainissement collectives présentes sur le secteur d'étude, la périodicité des prélèvements liés aux obligations d'autosurveillance n'ont pas permis de considérer de réelles variations temporelles d'émissions sur l'ensemble

des stations. Ainsi, les rejets de certaines installations ont dû être intégrés sous la forme de flux constants correspondant aux valeurs moyennes des suivis. Enfin, concernant les usages agronomiques, la conduite des exploitations étant menée de manière très individuelle, le calendrier des pratiques d'un exploitant s'est parfois avéré plus dissemblable de celui de l'agriculteur mitoyen que de celui d'une tierce exploitation située sur un autre sous bassins versants. De plus, la périodicité des opérations peut parfois s'étendre sur plusieurs semaines suivant l'état hydromorphique des parcelles, la disponibilité des agriculteurs et les choix réalisés. Cette variabilité demeure très difficile à prendre en compte de façon exhaustive tant elle dépend de facteurs propres à chaque exploitation. En conséquence, un calendrier cultural moyen a été défini pour l'ensemble de la zone d'étude. Compte tenu des modalités d'implémentation du modèle SWAT, les opérations culturales ont été incrémentées le même jour sur l'ensemble des parcelles présentant les mêmes caractéristiques de mise en valeur. Toutefois, les sous bassins méridionaux étant précoces par rapport aux terres agricoles de l'amont des prises d'eau, un décalage temporel des pratiques a été introduit. De même, les itinéraires techniques ont été institués annuellement relativement aux conditions d'humidité, qui peuvent amener à des anticipations ou au contraire à des retards dans le lancement des opérations culturales. Enfin, les jours d'application de fertilisants organiques et minéraux ont été ajustés en fonction de la météorologie afin de se conformer à la réglementation en vigueur.

3.2.4. Exécution du modèle et calibration des simulations

La dernière étape d'implémentation du modèle SWAT, correspondant à l'exécution du programme *swat.exe*, nécessite au préalable de configurer les conditions limites des simulations. Outre le fait de borner les dates de début et de fin de cette dernière, plusieurs options peuvent être définies. SWAT propose ainsi de paramétrer la simulation à partir de différentes méthodes de calcul que ce soit pour l'estimation de l'évapotranspiration, le routage de l'eau au sein du réseau hydrographique, la séparation des précipitations entre ruissellement et infiltration, ou la distribution des précipitations au cours de la journée (dans le cas d'une implémentation du modèle d'infiltration de Green et Ampt (1911) en lieu et place de la méthode des *runoff curve numbers*). Les simulations réalisées dans le cadre de ce projet ont été opérées en conservant la méthode par défaut des *curve numbers* pour estimer le ruissellement. L'hydraulique des tronçons hydrographiques a été simulée à partir de la méthode de stockage variable de Williams (1969). Concernant l'évapotranspiration potentielle, son calcul a été réalisé à partir de l'équation de Penman-Monteith. Le choix s'est porté sur cette dernière du fait qu'elle intègre l'ensemble des paramètres météorologiques et qu'elle représente la méthode standard de nombreuses institutions dont l'*American Society of Civil Engineers* (ASCE) et l'Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (FAO). Par ailleurs, le pas de temps des résultats du modèle a été établi à une fréquence journalière afin de comparer directement ses sorties aux valeurs issues des suivis hydrométriques et qualitatifs. Enfin, les simulations ont été implémentées sur la période 2000-2005 afin de disposer de conditions hétérogènes en termes d'hydraulicité.

Quelque soit le mode de paramétrage d'un modèle, toute simulation nécessite de procéder à une phase de calibration. Cette dernière a pour objectif d'ajuster certaines variables afin que les simulations reproduisent le plus finement possible le comportement hydrologique du bassin versant (représenté par les suivis hydrométriques et qualitatifs réalisés). Cette opération peut se faire manuellement en faisant varier par essais successifs la valeur de différents paramètres à l'intérieur d'une fourchette prédéfinie ou de manière automatique à partir d'algorithmes de recherche d'optimum (Ambroise, 1999b). Bien que les calibrations automatiques aboutissent généralement à des corrélations statistiques plus favorables, les ajustements manuels présentent l'avantage de limiter l'amplitude de variation des paramètres et les inter-compensations entre variables qui peuvent, dans certains cas, masquer des valeurs erronées. Toutefois, cette phase de calibration nécessite de procéder à une étape préliminaire consistant à sélectionner les paramètres dont la variabilité impacte le plus les résultats des simulations afin d'aboutir à une meilleure corrélation entre les sorties du modèle et les données issues des mesures sur le terrain. Suite à l'étalonnage des simulations préliminaires (calibration), il est par ailleurs essentiel d'implémenter une nouvelle simulation sur une autre période en reprenant un paramétrage identique afin de s'assurer de sa conformité avec les conditions locales, à partir d'une série de données indépendante (validation).

De nombreuses techniques de calibration et de validation du modèle SWAT ont été appliquées depuis sa diffusion (Eckhardt et Arnold, 2001 ; Lenhart *et al.*, 2002 ; White et Chaubey, 2005 ; Reungsang *et al.*, 2007 ; Harmel et Smith, 2007 ; Zhang *et al.*, 2008 ; Zhang *et al.*, 2009 ; Zhang *et al.*, 2010 ; Zhang *et al.*, 2011). Qu'elles soient automatiques ou manuelles, certaines se basent sur un site unique de confrontation entre les calculs et les mesures, d'autres intègrent conjointement différents points de contrôle associés à des surfaces d'alimentation variables. De même, les ajustements réalisés ont parfois vocation à améliorer la simulation d'un seul paramètre, chaque paramètre étant analysé l'un après l'autre (calibration mono-objectif). Au contraire, de plus en plus d'approches suivent des objectifs multiples afin d'étalonner l'ensemble des sorties du modèle en une seule procédure (calibration multi-objectif) (Rasolomanana *et al.*, 2010).

Lors de l'implémentation du modèle SWAT sur le bassin de la rivière d'Auray, la période de simulation a été décomposée en deux temps. La calibration a ainsi été réalisée sur les années 2000-2003, avant de valider les ajustements effectués au cours de la période 2004-2005. Pour les raisons précitées, les étalonnages ont été effectués de manière manuelle par itérations successives. Le listing des paramètres à faire varier a été établi à partir d'une analyse de sensibilité afin de sélectionner les variables les plus à même d'améliorer la fidélité des simulations. Les paramètres jugés non pertinents ou dont les valeurs étaient assurées par des mesures strictes ont été exclus de cet inventaire préliminaire. À l'inverse, une attention particulière a été portée sur les variables communément admises comme étant particulièrement sensibles et considérées comme prioritaires dans les ajustements de simulation sous SWAT (Neitsch *et al.*, 2005 ; Van Griensven, 2005). La calibration des simulations

s'est ensuite effectuée en procédant par itération en trois phases consécutives de calage : l'hydrologie (volumes écoulés, part relative du ruissellement et de l'écoulement souterrain), le transport sédimentaire, puis la mobilité des nutriments. Cette procédure a donné lieu à l'exécution du programme de manière successive en affinant le paramétrage entre chaque itération. Compte tenu du nombre d'essais nécessaires à l'obtention d'un ajustement optimum, l'outil *Batch File Runner*, permettant de lancer des simulations groupées, a été utilisé. Cet utilitaire, développé en langage PERL (*Practical Extraction and Report Language*) par l'Université de Cranfield à Silsoe au Royaume-Uni, a été transmis par l'équipe « pratiques culturales et aménagements hydro-agricoles » de l'Institut de Recherche en Agroenvironnement de Québec (White *et al.*, 2002).

Cette phase d'optimisation nécessitait de disposer de suivis de référence à la fois fiables et fréquents afin d'ajuster les simulations pour qu'elles représentent le plus fidèlement possible les conditions réelles. Par conséquent, seule la station du Pont de Brec'h, qui présente un historique hydrométrique complet, a été retenue pour réaliser cette procédure de mise au point. La confrontation entre les calculs du modèle et les observations effectuées à cette station s'est appuyée sur des valeurs à un pas de temps aussi bien mensuel que journalier afin de pouvoir réajuster les décalages temporels et d'appréhender les cycles et événements hydrologiques à différentes échelles temporelles. D'autres stations ont toutefois été utilisées par la suite afin de contrôler la fidélité des simulations, à un pas de temps mensuel, sur un panel de points associé à des aires d'alimentation variables. Les sorties du modèle correspondant à des flux et non des concentrations, cette vérification a dû être opérée *via* la méthode d'extrapolation spatiale des débits intégrée à la « macro-flux » (Moatar et Meybeck, 2007 ; Aurousseau, 2010). Toutefois, l'utilisation de ce type d'approche de régionalisation peut induire d'importantes incertitudes, autant en termes de volume écoulés que de décalages temporels. Par conséquent, afin de s'assurer de l'efficacité des estimations réalisées, des jaugeages ponctuels ont été réalisés, au cours de la période 2009-2010 dans des conditions pluviométriques contrastées, au niveau des stations de Kerberhuët et à proximité du moulin de Kervilio ; situées respectivement à l'amont immédiat de l'étang de la forêt (Loc'h) et de la retenue de Pont-Sal (Sal). Malgré certains écarts, les résultats issus de ces contrôles dénotent dans l'ensemble

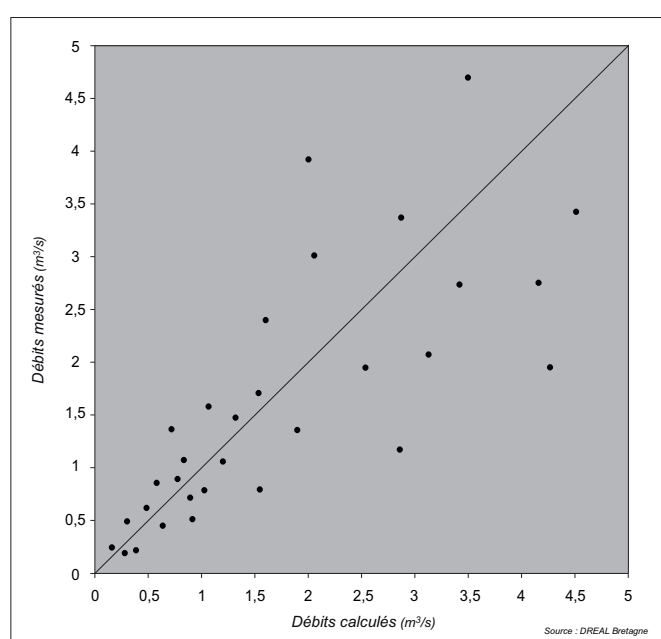


Figure 58. Mesures hydrométriques et extrapolation spatiale des débits à l'amont du moulin de Kervilio

différentes échelles temporelles. D'autres stations ont toutefois été utilisées par la suite afin de contrôler la fidélité des simulations, à un pas de temps mensuel, sur un panel de points associé à des aires d'alimentation variables. Les sorties du modèle correspondant à des flux et non des concentrations, cette vérification a dû être opérée *via* la méthode d'extrapolation spatiale des débits intégrée à la « macro-flux » (Moatar et Meybeck, 2007 ; Aurousseau, 2010). Toutefois, l'utilisation de ce type d'approche de régionalisation peut induire d'importantes incertitudes, autant en termes de volume écoulés que de décalages temporels. Par conséquent, afin de s'assurer de l'efficacité des estimations réalisées, des jaugeages ponctuels ont été réalisés, au cours de la période 2009-2010 dans des conditions pluviométriques contrastées, au niveau des stations de Kerberhuët et à proximité du moulin de Kervilio ; situées respectivement à l'amont immédiat de l'étang de la forêt (Loc'h) et de la retenue de Pont-Sal (Sal). Malgré certains écarts, les résultats issus de ces contrôles dénotent dans l'ensemble

une assez bonne corrélation entre les mesures hydrométriques effectuées et les calculs issus de cette méthode basée sur la variabilité spatiale des précipitations, particulièrement pour les débits les plus faibles (Figure 58).

L'évaluation de l'adéquation entre les résultats des simulations et les mesures issues des suivis nécessite d'avoir recours à des paramètres de corrélation statistiques. L'utilisation de ces indicateurs, tant au moment de la calibration que lors de la validation des simulations a pour vocation d'évaluer l'intensité de liaison entre les deux séries statistiques suivant différents critères. Madsen (2000) estime ainsi que l'attention doit être portée à la fois sur les volumes écoulés, sur la forme des hydrogrammes, sur les débits de pointe (intensité et temps de réponse) et sur le niveau des débits de base. Ces indices que l'on peut qualifier de fonctions-objectifs (ou fonctions-critères) peuvent être partiels (écarts des volumes ou des débits...) ou au contraire globaux (somme des carrés des écarts, critère d'efficience de Nash-Sutcliffe...) (Chahinian, 2004). Un panel très large d'indicateurs statistiques sont utilisés en hydrologie, particulièrement pour évaluer la performance des simulations en estimant leur corrélation avec un échantillon de mesures (Legates et McCabe, 1999 ; Moriasi *et al.*, 2007). Certains de ces indicateurs sont particulièrement sensibles aux valeurs extrêmes. D'autres jugent principalement l'adéquation entre les simulations et les mesures sur les valeurs centrales de leur distribution. Par conséquent, il est recommandé d'associer plusieurs indices complémentaires afin d'apprécier finement l'intensité de liaison entre simulations et mesures. Ainsi, en se basant sur des applications antérieures (Lomakine, 2005 ; Rollo, 2006 ; Michaud *et al.*, 2008), trois critères d'efficience ont été retenus pour évaluer la performance des simulations : le coefficient de corrélation de Bravais-Pearson (r), le pourcentage de déviation (Dv) et le critère de Nash-Sutcliffe (NS).

Le coefficient de corrélation linéaire de Bravais-Pearson (r) permet d'estimer la dispersion d'une distribution conjointe et la direction (valeur positive ou négative) de la relation linéaire existant entre les deux séries statistiques (Groupe Chadule, 1987). Ce coefficient, compris entre 0 (aucune corrélation) et 1 (ou -1 : corrélation parfaite), est obtenu à partir de l'équation suivante :

$$r = [1/n \sum_{i=1}^n (x_i - m_{xi}) * (y_i - m_{yi})] / [\sigma_{xi} * \sigma_{yi}]$$

Avec :

n : Nombre de couples de points

x_i : Valeur mesurée

y_i : Valeur simulée

m : Moyenne des valeurs mesurées (x_i) et simulées (y_i)

σ : Écart-type des valeurs mesurées (x_i) et simulées (y_i)

La déviation des valeurs (Dv) permet quant à elle d'estimer les écarts relatifs de volume entre les simulations et les mesures. Cet indicateur, exprimé en pourcentage est calculé selon l'équation suivante :

$$Dv = 100 * [(V_y - V_x) / V_x]$$

Avec :

V_x : Valeur observées

V_y : Valeurs calculées

Enfin, le critère d'efficience de Nash-Sutcliffe est lui particulièrement sensible aux débits de pointe et à l'adéquation temporelle entre les valeurs simulées et mesurées (Nash et Sutcliffe, 1970). Ce coefficient, qui s'étend de $-\infty$ (liaison inexistante) à $+1$ (ajustement optimal), est défini par l'équation suivante :

$$NS = 1 - [\sum (Q_o - Q_c)^2] / [\sum (Q_o - M_{Q_o})^2]$$

Avec :

Q_o : Valeurs observées

Q_c : Valeurs calculées par le modèle

M_{Q_o} : Moyenne des valeurs observées (Q_o)

Outre l'utilisation de ces critères d'efficience, l'évaluation de la performance des simulations s'est également appuyée sur l'appréciation visuelle des hydrogrammes mesurés et simulés. Compte tenu du nombre de simulations réalisées lors de la calibration et de la pluralité des calculs de corrélation à effectuer, une routine a été développée en langage Visual Basic afin d'automatiser cette procédure. Cette routine, implémentable sous la forme d'une macro Excel permet d'extraire les résultats des différentes simulations à un point donné, de calculer automatiquement les trois critères d'efficience retenus et de réaliser les graphiques représentant les hydrogrammes et l'évolution temporelles des flux. De cette manière, l'évolution des simulations peut être suivie au fur et à mesure des ajustements réalisés. L'estimation rapide des effets liés au calage des différents paramètres permet ainsi d'affiner les variations de paramétrage lors des itérations successives.

4. Conclusion

L'implémentation du modèle SWAT sur le bassin versant de la rivière d'Auray s'est effectué sur une période transitoire en termes de diffusion des données de paramétrage. En effet, à l'entame de ce projet, malgré les avancements réglementaires, l'acquisition de certains référentiels existants demeure assez délicate. Cet aspect nous a amené à élaborer différentes approches afin de compenser l'indisponibilité de certains paramètres et de pouvoir procéder à la mise en œuvre de SWAT sur la

zone d'étude. Compte tenu des évolutions récentes et de la généralisation de l'accessibilité à bons nombres de référentiels, l'implémentation du modèle dans le contexte breton actuel induirait nettement moins de difficultés. Toutefois, la Bretagne représente une des régions les mieux renseignées au niveau des conditions agro-environnementales. La réutilisation de ce type d'approche peut donc s'avérer profitable lors d'application ultérieures du modèle sur des bassins versants d'étendue similaire situés dans des contextes spatiaux moins documentés. De plus, au-delà de l'intérêt qu'ils ont représenté pour la modélisation à travers leur utilisation pour le paramétrage de SWAT, les référentiels créés lors de ce projet peuvent être employés dans divers autres travaux menés sur l'aire d'alimentation de la rivière d'Auray.

Concernant la modélisation en elle-même et ses aspects méthodologiques, bien que de légères modifications du code source de SWAT aient été effectuées afin de représenter plus fidèlement la répartition des transferts entre ruissellement et écoulements souterrains, tout au long de ce projet nous nous sommes principalement focalisé sur les modalités de traitement et d'intégration des variables en entrée. Au-delà de la confrontation de ce paramétrage avec les données disponibles sur la zone d'étude, cet aspect du travail mené a conduit à élaborer une chaîne de traitement globale. Ainsi, les tests réalisés dès la simulation expérimentale implémentée sur l'aire d'alimentation de l'étang de la forêt ont permis de définir des protocoles associés au prétraitement des fichiers en entrée et à leur intégration au sein du modèle. Ces protocoles, qui font en quelque sorte la synthèse d'approches développées lors d'implémentations antérieures du modèle ou d'applications connexes, ont par ailleurs donné lieu au développement de différentes applications. Du fait de l'affranchissement des lourdeurs d'utilisation associées à l'interface d'édition proposée par le modèle, ces dernières permettent de restituer la dimension géographique du modèle en favorisant l'intégration effective de la variabilité spatiale des caractéristiques du bassin. De plus, le fait de pouvoir avoir recours à ces applications sous un environnement bureautique standard, sans avoir à remanier manuellement les multiples fichiers, permet d'envisager une utilisation plus aisée du modèle par des acteurs opérationnels.

Chapitre 7 : RÉSULTATS DES SIMULATIONS DU BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE D'AURAY

1. La simulation des régimes et des transferts

1.1. Phase d'optimisation des simulations

Les ajustements effectués au cours de la calibration du modèle ont dans un premier temps porté sur la composante hydrologique des simulations. Cette première phase d'optimisation s'est principalement focalisée à la fois sur la part relative des écoulements de surface et souterrains, les volumes écoulés, ainsi que la temporalité des événements hydrométriques. Comme précisé précédemment, ces réajustements de paramétrage du modèle ont pris comme référence les mesures hydrométriques réalisées à la station du Pont de Brec'h. Toutefois, aucune étude portant sur la séparation des écoulements à partir de traceurs environnementaux n'a jusqu'à alors été menée sur le secteur. Par conséquent, la détermination de la part du débit de base a dû être déterminée de manière numérique (Arnold *et al.*, 1995 ; Arnold et Allen, 1999). Dans ce cadre, le programme *Base Flow Index* (BFI), basé sur une procédure proposée par le *British Institute of Hydrology*, a été utilisé avec un filtre paramétré sur un pas de temps de cinq jours (Wahl et Wahl, 1988 ; Wahl et Wahl, 1995). La proportion annuelle des écoulements de base déterminée à l'aide de cette méthode (61 %) est apparue très semblable aux modélisations du BRGM qui estiment la contribution des apports souterrains du secteur entre 55 et 60 % (Mougin *et al.*, 2008).

Malgré les modifications du code source de SWAT au niveau du facteur de rétention utilisé pour déterminer la séparation des écoulements, la surestimation des lames d'eau ruisselées par le modèle a conduit à un abaissement de 10 % des *curve numbers* (hors surfaces artificialisées) afin de favoriser l'infiltration. L'optimisation de la composante ruissellement s'est également appuyée sur les facteurs de compensation du calcul d'évapotranspiration (EPCO et ESCO) et sur le temps de réponse du ruissellement (SURLAG). Pour les écoulements souterrains, les variables liées aux remontées par capillarité (GW_REVAP et REVAPMN), au temps de réponse de la nappe (GW_DELAY), à la profondeur limite de retour (GWQMN), le facteur de débit de base (ALPHA_BF), ainsi que le coefficient de rugosité et la conductivité hydraulique du réseau hydrographique (CH_N et CH_K) sont apparues les plus sensibles aux ajustements (Tableau 22).

Concernant les ajustements des paramètres reliés aux composantes régissant la mobilité et le transfert des sédiments et des nutriments, ces derniers ont été effectués suite à l'optimisation

Variable	Description	Échelle spatiale	Valeur initiale	Ajustement
CN	<i>curve number</i>	URH	variable*	Réduction de 10 %
EPCO	facteur de compensation de l'évapotranspiration (végétation)	URH ou BSN	1	0,3
ESCO	facteur de compensation de l'évapotranspiration (sol)	URH ou BSN	0,95	0,7
SURLAG	temps de réponse au ruissellement	URH	4	5
GW_REVAP	coefficient régissant les remontées par capillarité	URH	0,02 - 0,20	0,15
REVAPMN	niveau minimal de l'aquifère permettant des remontées par capillarité	URH	1	150
GW_DELAY	temps de réponse de la nappe	URH	31	25
GWQMN	niveau minimal de l'aquifère permettant une alimentation des cours d'eau	URH	0	175
ALPHA_BF	constante de récession de l'écoulement de base	URH	0,048	0,17
CH_N	coefficient de rugosité des biefs hydrographiques	SUB	0,025 - 0,150	0,06
CH_K	conductivité hydraulique des cours d'eau	SUB	5	12
*USDA, 2004 URH : Unité de Réponse Hydrologique BSN : Bassin versant SUB : Sous bassin versant				

Tableau 22. Paramètres ajustés lors de la calibration hydrologique des simulations

hydrologique en deux phases. Dans un premier temps, l'attention a été portée sur les processus d'érosion et d'exportation des sédiments et du phosphore afin de prédire au mieux les exportations particulières mesurées à la station du Pont de Brec'h. Lors de cette étape, les réajustements effectués ont principalement porté sur les paramètres de l'*Universal Soil Loss Equation* (USLE_K et USLE_C), le coefficient de rugosité des parcelles (OV_N), les facteurs de couverture, d'érodabilité et de transport sédimentaire du réseau hydrographique (CH_COV, CH_EROD, SPCON et SPEXP), le coefficient de résidus de cultures (RSDCO), le facteur de disponibilité du phosphore (PSP), ainsi que le coefficient de percolation et de partition du phosphore (PPERCO et PHOSKD). Enfin, l'optimisation des simulations vis-à-vis de la reproduction des transferts de matières azotées a quant à elle nécessité moins d'attention compte tenu de leur étroite relation avec les lames d'eau écoulées. Les coefficients de percolation de l'azote (NPERCO) et de prélèvement par les plantes (N_UPDIS) ont toutefois été revus afin d'affiner les courbes issues de la simulation préliminaire. Le Tableau 23 répertorie l'ensemble des paramètres ayant été réajustés lors de ces deux dernières phases de calibration.

Variable	Description	Échelle spatiale	Valeur initiale	Ajustement
USLE_K	facteur d'érodabilité des sols	URH	variable	Wischmeier et Jonhson, 1978
USLE_C	facteur de couverture des sols	URH	variable	Wischmeier et Jonhson, 1978
OV_N	coefficient de rugosité du parcellaire	URH	variable*	cultures : 0,15 prairies : 0,30 bois et forêt : 0,65
CH_COV	facteur de couverture végétative des biefs hydrographiques	SUB	0	0,01
CH_EROD	facteur d'érodabilité des cours d'eau	SUB	0	0,1
SPCON	paramètre linéaire régissant la charge sédimentaire maximale des cours d'eau	BSN	0,001	0,005
SPEXP	paramètre exponentiel régissant la charge sédimentaire maximale des cours d'eau	BSN	1	1,1
RSDCO	coefficient de résidus des cultures	BSN	0,05	0,01
PSP	facteur de disponibilité du phosphore	BSN	0,4	0,3
PPERCO	coefficient de percolation du phosphore	BSN	10	15
PHOSKD	coefficient de partition du phosphore	BSN	175	250
NPERCO	coefficient de percolation de l'azote	BSN	0,2	1
N_UPDIS	facteur de prélèvement d'azote par les plantes	BSN	20	15

*Engman, 1983 **URH** : Unité de Réponse Hydrologique **BSN** : Bassin versant **SUB** : Sous bassin versant

Tableau 23. Variables réajustées au cours de l'optimisation des transferts particuliers et de solutés

Le choix de procéder à une calibration manuelle a été motivé par la volonté de conserver un contrôle exhaustif des ajustements effectués et de ne pas découpler les résultats de la réalité du terrain *via* une procédure automatisée basée sur des algorithmes de recherche d'optimum. En effet, bien que ces derniers maximisent la corrélation entre les sorties du modèle et les mesures réalisées en aboutissant généralement à des liaisons statistiques plus étroites, ils peuvent dans certains cas induire des représentations erronées des processus internes au bassin versant. De plus, la calibration manuelle des simulations ayant été mise en œuvre en trois phases successives « mono-objectif », cette procédure a conduit à établir des concessions au niveau de la représentation des différents transferts. En effet, les ajustements effectués lors de l'optimisation des transferts particuliers ou de solutés induisent couramment une détérioration des calages précédents. Ainsi, la calibration de simulations associant différents paramètres entrant dans la définition des caractéristiques qualitatives de l'eau induisent des liaisons statistiques habituellement plus faibles du fait des compromis effectués entre les différents types de transfert. Dans le cadre de ce travail, il est apparu fondamental de conserver une représentation optimale des lames d'eau écoulées afin de simuler au mieux les transferts de matières azotées. Toutefois, cette priorité a conduit à une simulation légèrement moins fidèle des transferts particuliers.

1.2. Simulation des régimes hydrologiques

	Calibration	Validation
<i>r</i>	0,93	0,95
<i>NS</i>	0,67	0,74
<i>Dv</i>	-4,6	1,7
<i>r</i> : Bravais-Pearson <i>NS</i> : Nash-Sutcliffe <i>Dv</i> : Déviation des valeurs		

Tableau 24. Indicateurs d'ajustement des simulations de l'écoulement souterrain

	Calibration	Validation
<i>r</i>	0,87	0,89
<i>NS</i>	0,72	0,76
<i>Dv</i>	-6,7	1,4
<i>r</i> : Bravais-Pearson <i>NS</i> : Nash-Sutcliffe <i>Dv</i> : Déviation des valeurs		

Tableau 25. Indicateurs d'ajustement des débits journaliers à la station du Pont de Brec'h

L'adéquation entre les débits de base calculés par le modèle et les valeurs établies avec *Base Flow Index* à partir des mesures réalisées à la station du Pont de Brec'h apparaît satisfaisante. En effet, les valeurs prises par les coefficients statistiques retenus témoignent d'un ajustement représentatif (Tableau 24). Malgré une sous-estimation des écoulements souterrains lors de la période de calibration (-4,6 %) et une légère surestimation de ces derniers au cours de la validation des simulations (+1,7 %), le coefficient de Bravais-Pearson et le critère de Nash-Sutcliffe affichent des valeurs s'échelonnant respectivement de 0,93 à 0,95 et de 0,67 à 0,74. De manière générale, ces valeurs

dénotent une bonne prise en compte de la séparation des écoulements, indispensable à une représentation correcte des lames d'eau écoulées et à la simulation des transferts particuliers et de solutés. Au niveau de l'appréciation visuelle des hydrogrammes, la Figure 59 illustre la liaison, autant en termes de temporalités que de volumes, soulignée précédemment par les trois paramètres statistiques. Néanmoins, on dénote une appréciation exagérée par le modèle des écoulements souterrains en période de hautes eaux et au contraire une sous-évaluation du débit de base au moment des basses eaux.

Au même titre que la représentation de la séparation des écoulements, la simulation des lames d'eau écoulées apparaît fortement corrélée aux observations réalisées à la station de référence du Pont de Brec'h (Tableau 25). Ainsi, le coefficient de Bravais-Pearson et le critère de Nash-Sutcliffe, qui varient respectivement de 0,87 à 0,89 et de 0,72 à 0,76, présentent des valeurs tout à fait satisfaisante comparativement aux calibrations publiées (Eckardt et Arnold, 2001 ; Gassman *et al.*, 2007). Comme pour les écoulements souterrains, les simulations ont eu tendance à sous-estimer les débits au cours des années 2000-2003 (-6,7 %) et à les surestimer légèrement lors de la validation (2004-2005). Les hydrogrammes présentés en Figure 60 témoignent de la bonne prédiction du modèle au niveau de l'alternance des périodes de hautes et basses eaux ainsi que des épisodes de crues et d'étiage. De même, bien que le tarissement puisse être dans certains cas intervenir trop tardivement (décembre 2004), l'expansion et les récessions des courbes de crues semblent également bien reproduites. Cependant, le modèle semble avoir tendance à légèrement sous-estimer les écoulements de base du Loc'h et surtout à omettre certains pic de crue où la prise en compte de la contribution du ruissellement paraît trop faible.

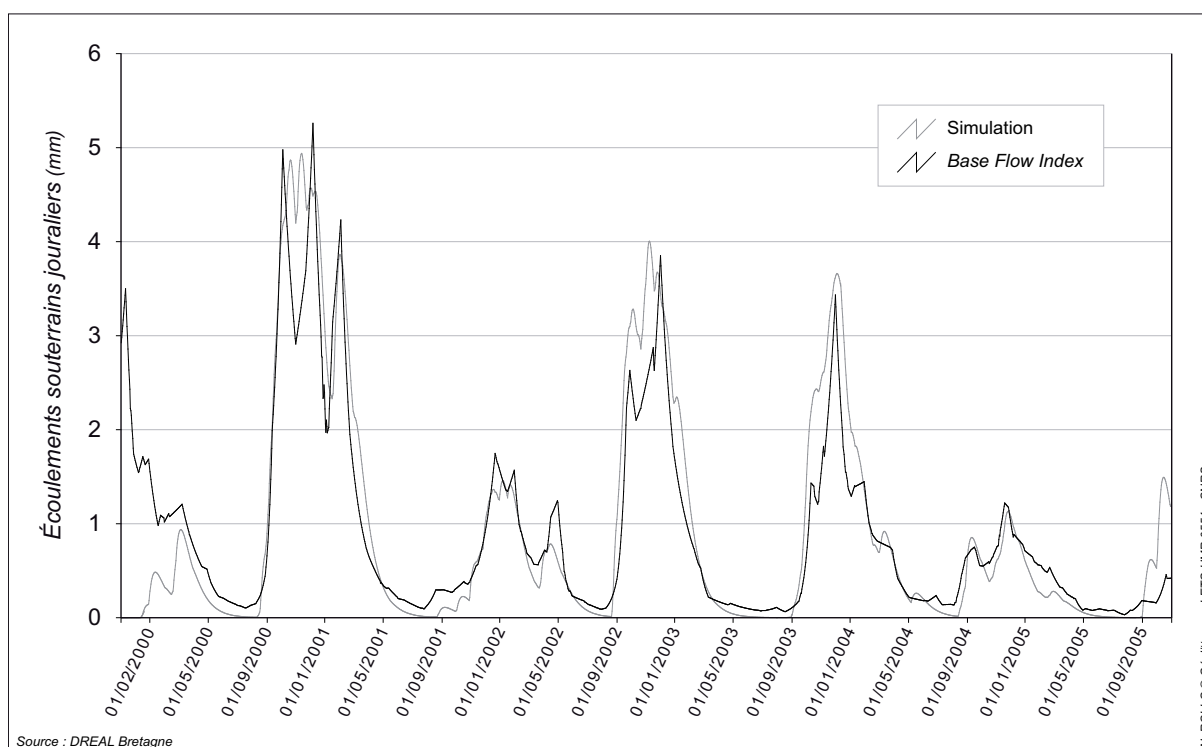


Figure 59. Série journalière des écoulements souterrains simulés par le modèle et établis à l'aide du *Base Flow Index*

De manière générale, l'adéquation entre les simulations et les mesures apparaît plus importante lors de la phase de validation. Cet élément s'explique par différents facteurs. Tout d'abord, les premiers mois de simulation représentent la phase d'initialisation du modèle, correspondant au remplissage des différents réservoirs (Figure 60). Les résultats peu représentatifs obtenus au cours de cette période viennent dégrader les corrélations estimées par les coefficients statistiques pour la phase de calibration. De plus, la variabilité d'hydraulicité au cours de la calibration a été beaucoup plus nette que lors des deux années de validation. L'année hydrologique 2000-2001 a par exemple été particulièrement humide (hydraulicité de 2,48) alors que l'année 2001-2002 a elle été très peu arrosée (hydraulicité de 0,65). Ces disparités interannuelles des lames d'eau écoulées sont caractéristiques des hydrosystèmes de l'Ouest de la France. Le fait que ces dernières soient très marquées au cours de la période d'implémentation a représenté une difficulté majeure, notamment au niveau de la calibration des simulations. En effet, la première moitié de la décennie 2000 a vu se succéder des années humides à très humides (2000-01 et 2002-03) et sèches (2001-02), peu représentatives des conditions moyennes, avant de reprendre un écoulement « tempéré » (2003-04) suivi par une année très sèche (2004-05). Cette alternance a toutefois permis de tester et d'estimer la représentativité des simulations dans des conditions d'hydraulicité très variées.

Concernant les contrôles complémentaires effectués au niveau des stations de Kerberhuët (amont de l'étang de la forêt) et du moulin de Kervilio (amont de la retenue de Pont-Sal), les débits mensuels simulés par SWAT semblent en adéquation avec les résultats d'extrapolation de la « macro-flux ». En effet, les coefficients de corrélation de Bravais-Pearson entre les lames d'eau simulées et

extrapolées à ces stations sont de 0,92 (Kerberhuët) et de 0,87 (Kervilio). Le critère d'efficacité de Nash-Sutcliffe (respectivement de 0,75 et de 0,64) confirme également la fidélité de l'ajustement hydrologique réalisé. Bien que l'utilisation de cette méthode d'extrapolation spatiale puisse induire des incertitudes, l'adéquation entre ses résultats et les simulations du modèle indique que ces dernières reproduisent assez finement les régimes hydrologiques du bassin versant du Sal et de l'aire d'alimentation de l'étang de la forêt.

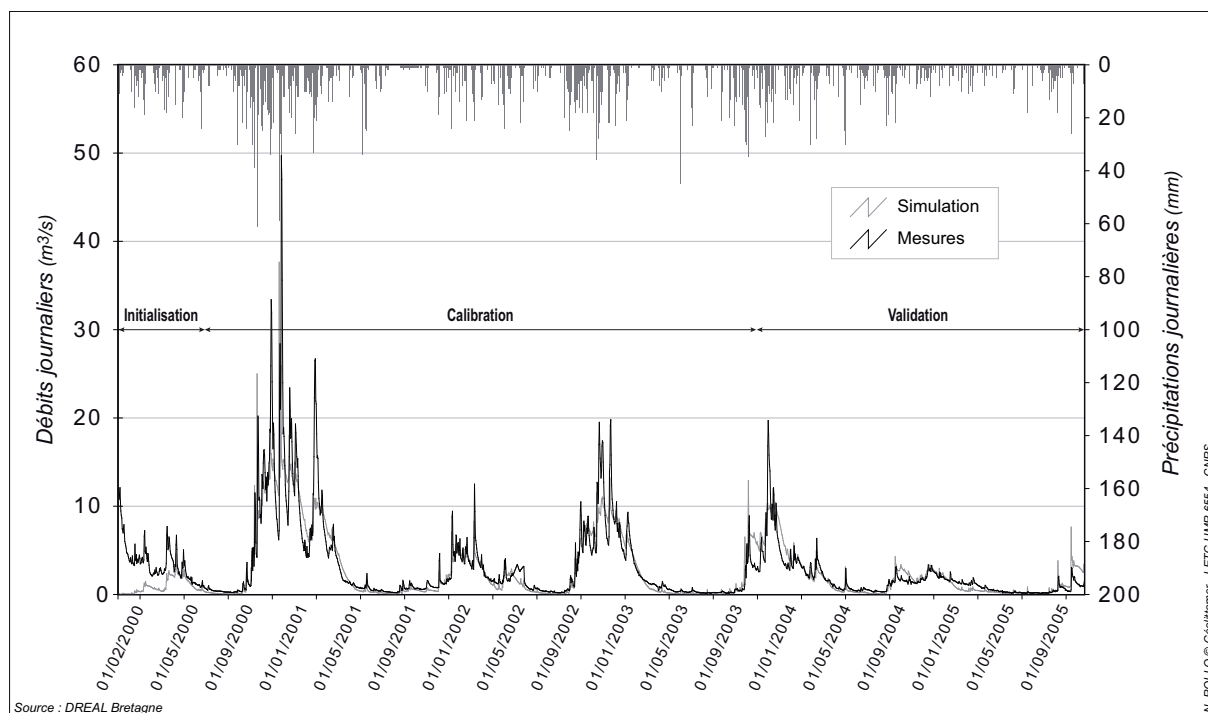


Figure 60. Hydrogramme des débits journaliers simulés et mesurés à la station du Pont de Brec'h

1.3. Simulation des transferts de sédiments et des flux de nutriments

La simulation des transferts de sédiments sur l'aire d'alimentation de la station du Pont de Brec'h dénote une adéquation convenable vis-à-vis des mesures réalisées au cours de la période de calibration. Le coefficient de corrélation de Bravais-Pearson s'élève ainsi à 0,78 alors que le critère de Nash-Sutcliffe s'établit dans le même temps à 0,55. Les flux totaux semblent toutefois surestimés (déviations des valeurs de +9,3). Cette représentation majorée des exportations sédimentaires tient principalement à des épisodes ponctuels liés à une exagération des effets du ruissellement. Toutefois, le suivi des matières en suspension ayant été interrompu au début de l'année 2004, les simulations n'ont pu être validées sur ce paramètre. Au même titre que les transferts sédimentaires, les flux de phosphore minéral semblent exagérés par le modèle au cours d'épisodes de ruissellement intense (Figure 61). Néanmoins, la variabilité temporelle des transferts de ce paramètre étant très rapide, y compris à une échelle infra-journalière (Michaud *et al.*, 2002), il est très probable que certains prélèvements n'aient pas été effectués au moment du pic induisant ainsi une analyse sous-évaluée.

Hormis ces divers pics journaliers, la simulation des transferts de matières phosphorées apparaît corrélée de manière satisfaisante aux mesures. Ainsi, le coefficient de corrélation de Bravais-Pearson et le critère de Nash-Sutcliffe sont respectivement de 0,79 et 0,54 pour la calibration, et de 0,81 et 0,62 lors de la validation des simulations (Tableau 26).

	Calibration	Validation
<i>r</i>	0,79	0,81
<i>NS</i>	0,54	0,62
<i>Dv</i>	8,4	11,2
<i>r</i> : Bravais-Pearson <i>NS</i> : Nash-Sutcliffe <i>Dv</i> : Déviation des valeurs		

Tableau 26. Indicateurs d'ajustement des flux de phosphore minéral simulés à la station du Pont de Brec'h

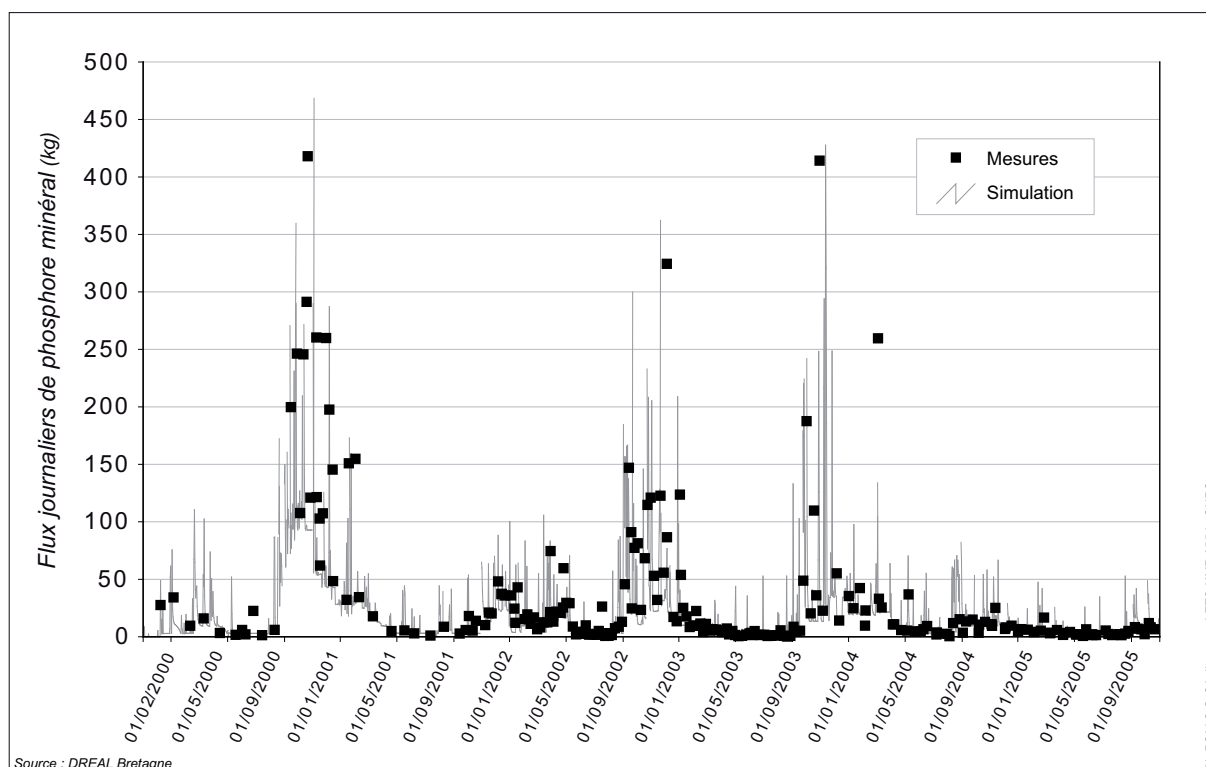


Figure 61. Simulation des flux journaliers de phosphore minéral à la station du Pont de Brec'h

Concernant les matières azotées, la simulation des flux de nitrates, très liés aux volumes d'écoulement, présente dans l'ensemble des valeurs de corrélation très satisfaisantes. En effet, les indicateurs d'ajustement présentés dans le Tableau 27 témoignent du niveau d'adéquation entre les flux journaliers simulés et les mesures réalisées à haute fréquence au Pont de Brec'h. La corrélation de Bravais-Pearson est ainsi de 0,87 pour la période de calibration et de 0,90 pour les années de validation des simulations. De même, avec des valeurs respectives de 0,73 et de 0,77 sur les mêmes périodes, le critère d'efficacité de Nash-Sutcliffe illustre la liaison temporelle et la bonne représentation des pics de flux par le modèle (Figure 62). Hormis la phase d'initialisation et la période des hautes eaux de l'année hydrologique 2000-2001 où les flux de nitrates sont surestimés, les volumes ainsi que la variabilité des flux simulés semblent parfaitement suivre les observations. On note toutefois une légère sous-évaluation des flux au cours de l'hiver 2002-2003. La simulation des flux biogéniques apporte également une connaissance supplémentaire sur les modalités de transfert

	Calibration	Validation
<i>r</i>	0,87	0,90
<i>NS</i>	0,73	0,77
<i>Dv</i>	5,2	8,7
<i>r</i> : Bravais-Pearson <i>NS</i> : Nash-Sutcliffe <i>Dv</i> : Déviation des valeurs		

Tableau 27. Indicateurs d'ajustement des flux de nitrates simulés à la station du Pont de Brec'h

des sels nutritifs au sein du bassin versant modélisé. Ainsi, les calculs effectués par SWAT sur l'ensemble de la période de simulation ont établi que les flux de nitrates s'effectuaient à hauteur de 0,9 % par ruissellement, 9,3 % par écoulement de subsurface et 89,8 % *via* les eaux souterraines.

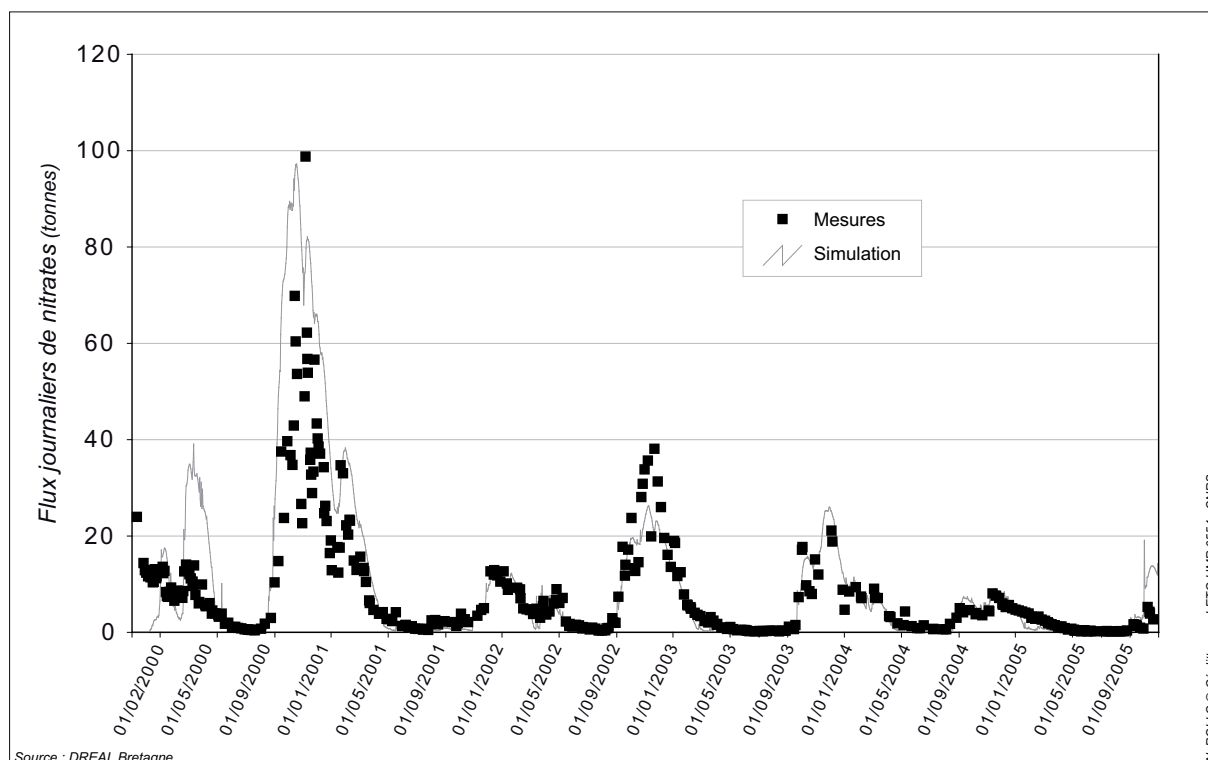


Figure 62. Simulation des flux journaliers de nitrates à la station du Pont de Brec'h

De manière générale, les incertitudes les plus importantes dans les calculs du modèle paraissent se concentrer en période de hautes eaux. Cet aspect, qui s'explique par la conjonction de nombreux processus venant complexifier l'appréhension globale des lames d'eau écoulées et des transferts associés, est communément observé au cours des simulations de bassin versant (Sexton *et al.*, 2011). Malgré cette limite, les valeurs prises par les trois indicateurs d'ajustement retenus dénotent d'étroites relations entre les flux simulés et la chronologie des mesures. Le fonctionnement général du bassin versant de la rivière d'Auray ainsi que le transfert de l'ensemble des paramètres retenus dans le cadre de cette démarche semblent ainsi reproduit de manière satisfaisante par le modèle. La représentation simplifiée des différents processus qui animent le bassin versant, et les estimations quantitatives qui y sont associées par le modèle peuvent donc représenter un outil conduisant à une meilleure compréhension du fonctionnement interne du bassin versant. Au-delà des caractéristiques qualitatives des masses d'eau et de leurs évolutions dans le temps et l'espace, ces éléments peuvent

notamment servir de base à l'identification des voies de transferts privilégiées en analysant par exemple les termes du bilan. L'implémentation du modèle SWAT a par exemple permis de quantifier la distribution de ce dernier à l'échelle des bassins versants du Loc'h et du Sal. Les simulations réalisées sur la période 2000-2006 montrent ainsi une moyenne annuelle de 1 079 mm de précipitations dont près des deux-tiers sont perdus par évapotranspiration (647 mm). Au niveau des écoulements ces derniers se répartissent à hauteur de 362 mm pour l'écoulement de subsurface et souterrain et de 134 mm pour le ruissellement.

2. La quantification et l'origine des transferts nutritifs

2.1. Quantification et modes de transfert des flux biogéniques

Au vu de l'ajustement des simulations vis-à-vis des mesures réalisées à la station de référence du Pont de Brec'h et compte tenu du pas de temps de sortie du modèle SWAT, il apparaît envisageable de pouvoir estimer des flux de manière fiable là où les fréquences d'échantillonnage des suivis sont trop espacées. Dans ce sens, la modélisation représente un réel apport autant par l'évaluation de tendances entre les prélèvements qu'elle peut réaliser que par sa capacité à estimer des transferts sur des sous bassins versants non-jaugés. Ainsi, l'implémentation du modèle SWAT sur le bassin versant de la rivière d'Auray sur la période 2000-2005, a permis d'estimer les flux d'eau, de sédiments et de nutriments en continu aux exutoires des 324 sous bassins versants délimités.

Compte tenu des problématiques liées à la qualité des eaux de la rivière d'Auray et de leur lien avéré (marées vertes) ou potentiel (mortalité des huîtres) avec les flux des bassins versants contigus, il apparaît essentiel de pouvoir quantifier ces apports terrigènes et de pouvoir suivre leurs évolutions dans le temps afin d'avoir une meilleure compréhension des conditions environnementales de la masse d'eau. Les simulations réalisées sur la période 2000-2006 ont ainsi estimé les apports annuels de nutriments débouchant en rivière d'Auray à 1 486 tonnes d'azote et près de 25 tonnes de phosphore. Ces flux représentent donc en moyenne 39 kg N/ha/an et 0,6 kg P/ha/an. Au niveau de l'azote ce flux spécifique corrobore les 39,7 kg N/ha/an estimés pour le bassin versant du Loc'h par le Conseil Scientifique de l'Environnement de Bretagne à l'aide de la « macro-flux » (Moatar et Meybeck, 2007 ; Aurousseau, 2010). Concernant le phosphore, compte tenu d'une fréquence de prélèvements trop faible vis-à-vis des temporalités de transfert de cet élément, aucune estimation des flux spécifiques n'avait encore été réalisée sur le secteur.

Ces moyennes établies à l'échelle de l'ensemble des bassins versants de la ria d'Auray masquent toutefois de profondes disparités. Ainsi, si l'on considère uniquement l'aire d'alimentation de l'étang de la forêt, les flux spécifiques s'établissent respectivement à 61 kg N/ha/an et 0,8 kg P/ha/an. Cet aspect s'explique par la densité des cheptels sur ce secteur et par le fait que l'intensification de

l'agriculture y est nettement plus marquée. Sur la période considérée, l'étang de la forêt a reçu en moyenne 547 tonnes d'azote et près de 7 tonnes de phosphore chaque année. Ces apports externes associés à la charge interne de l'étang expliquent en grande partie les efflorescences observées au début des années 2000 (Brient, 2005 ; Brient et Lengronne, 2006 ; Pitois et Moreau, 2008).

Les simulations laissent également apparaître le rôle joué par l'étang de la forêt et les retenues de Tréauray et de Pont-Sal. En effet, ces trois réservoirs sont associés à un abattement des flux de matières phosphorées, notamment au moment des pics de transfert. Cette réduction, particulièrement sensible au niveau de l'étang de la forêt, s'explique par les dépôts sédimentaires, associée à la rétention du phosphore adsorbé, et par la consommation interne des retenues. Ce stockage semble toutefois se répercuter sur les flux annuels de phosphore plus élevés à la sortie des retenues en dehors des pics de transfert. Cet élément s'explique par les processus de relargage du phosphore par les sédiments qui induisent un transfert sous forme dissoute. Les retenues jouent donc un rôle successif de puits et de sources de phosphore en écrétant les transferts lors d'épisodes pluviométriques intenses mais en diffusant également le phosphore stocké de manière continue, particulièrement lors de conditions anaérobies (Doriot *et al.*, 1997).

Compte tenu de la variabilité des flux au cours de l'année, au-delà de leur quantification annuelle, l'appréhension de leur temporalité paraît également essentielle. Cette dernière peut être évaluée de manière tout à fait satisfaisante à partir de suivis à haute fréquence, particulièrement pour les transferts de solutés. Toutefois, dans le cas de bassins versants non-jaugés ou d'échantillonnages trop espacés dans le temps, la simulation en continu permet de compléter les mesures intermittentes et donc d'affiner l'estimation des flux sur une période donnée. La Figure 28 présente ainsi la contribution de chaque mois de l'année 2002 aux exportations d'azote et de phosphore. Bien que l'année 2002 représente une année moyenne en termes d'hydraulicité (0,96), elle a été plus arrosée que la moyenne (1136,8 mm contre 964,5 pour la moyenne 1981-2010). Les mois de mai, octobre, novembre et décembre ont notamment été nettement plus arrosés que la normale et à l'inverse le mois de septembre a été particulièrement sec. La répartition des flux simulés entre les différents mois ne représente donc pas une distribution habituelle. Néanmoins, elle laisse transparaître l'étroite relation entre la pluviométrie et les flux de phosphore. Cette corrélation (Bravais-Pearson de 0,82) s'explique par le mode de transfert rapide du phosphore qui transite principalement par les eaux de ruissellement. En effet, ce dernier est surtout mobilisé suite à une saturation des horizons supérieurs du sol ou lors d'épisodes pluviométriques intenses. On note également la concentration des transferts de ce paramètre au cours de l'année, les mois de novembre et décembre regroupent ainsi près de la moitié des flux de l'année 2002.

	Précipitations (mm)	Exportations d'azote (tonnes)	Part des exportations annuelles (%)	Exportations de phosphore (tonnes)	Part des exportations annuelles (%)
Janvier	70,6	103	7,2	3,2	13,3
Février	69,8	194,3	13,7	1,4	5,6
Mars	73,6	201,8	14,2	2,3	9,6
Avril	45,4	115,0	8,1	1,0	4,3
Mai	132,4	66,6	4,7	1,8	7,6
Juin	54,0	110,0	7,7	1,0	4,1
Juillet	69,6	30,0	2,1	0,6	2,5
Août	40,4	3,0	0,2	0,3	1,1
Septembre	27,6	0,5	0,04	0,1	0,6
Octobre	180,0	7,5	0,5	1,4	5,9
Novembre	215,6	220,0	15,5	6,2	25,8
Décembre	157,8	371,0	26,1	4,7	19,5

Tableau 28. Exportations mensuelles d'azote et de phosphore au cours de l'année 2002

Concernant l'azote, les flux les plus importants sont observés au cours de la saison hivernale et au début du printemps du fait d'une contribution prédominante de la nappe superficielle plus chargée que l'aquifère profond. Compte tenu des modalités de transfert de ce paramètre et des temps de réaction qu'elles engendrent (lessivage et stockage de la nappe), la corrélation entre ses exportations et les précipitations mensuelles est moindre que pour le phosphore (Bravais-Pearson de 0,41). Les temporalités de son transfert sont donc davantage liées au comportement de la nappe et à son temps de réponse qu'aux épisodes pluviométriques *stricto-sensu*. On constate ainsi une reprise inhabituelle du flux en juin suite à une remontée du niveau de la nappe consécutivement aux importantes précipitations intervenues en mai 2002.

Outre les flux mensuels, les simulations journalières réalisées permettent d'estimer les apports suite à des événements ponctuels. Un épisode pluviométrique majeur, intervenu entre le 31 décembre 2000 et le 1er janvier 2001 (78,5 mm cumulés sur deux jours à la station météorologique de Grand-Champ et 56,1 mm à la station d'Auray) suivi d'un second pic pluviométrique quelques jours plus tard, a par exemple conduit à l'apport de 1,3 tonne de phosphore à la retenue de Tréauray en l'espace de quelques jours. Cette contribution représente donc plus de 10 % des apports moyens annuels sur la période de simulation. L'analyse empirique des réactions du bassin versant face à ce type d'événement météorologique restreint permet également de pouvoir déterminer des temps de réponse et estimer ses réactions selon les dites conditions et d'anticiper les répercussions d'un épisode donné.

2.2. Identification de l'origine des transferts et des secteurs les plus contributeurs

Le caractère semi-distribué de SWAT permet de disposer de résultats au sein même du bassin versant. Les sorties du modèle étant disponibles à l'échelle de chacun des sous bassins versants définis lors de son implémentation, il est donc possible d'estimer leur contribution respective au sein de l'hydrosystème alréen. De même, bien que les URH ne soient pas spatialisées au sein des sous bassins versants, les résultats des calculs effectués à leur niveau sont consultables. Ainsi, des regroupements peuvent être réalisés afin d'analyser les transferts en fonction du type de sol ou de son occupation. Les Figures 63 et 64 présentent respectivement les exportations annuelles de phosphore et d'azote simulées pour l'ensemble des sous bassins versants sur la période 2000-2006. Il apparaît très clairement une profonde disparité au niveau des flux spécifiques de chaque bassin. Ce différentiel de réaction des différents tributaires se vérifie tant pour les fuites d'azote que pour les exportations de phosphore.

Concernant les flux de phosphore, plusieurs secteurs semblent se détacher par leur forte contribution. On note notamment des fuites rapportées à l'hectare nettement plus importantes sur les têtes de bassin du Loc'h et du Sal, trois bassins au niveau de la commune de Pluvigner, et différents tributaires épars accueillant des installations d'assainissement collectif. Mis à part l'influence ponctuelle de ces derniers rejets liés aux émissions domestiques et industrielles, les secteurs les plus contributeurs sont généralement ceux où la part du maïs dans l'assolement est la plus importante. Cet élément s'explique notamment par la surfertilisation dont les parcelles maïsicoles faisaient l'objet au cours de la période (Chambre d'Agriculture du Morbihan, 2002). De même, l'implantation de couverture végétale à l'interculture était encore peu répandue. Les sols laissés ainsi nus en hiver étaient donc potentiellement assujettis à la formation d'organisations pelliculaires favorisant le ruissellement. Ce facteur d'accentuation des transferts, perceptible au niveau des exportations hivernales simulées à l'échelle des URH en maïs, explique vraisemblablement pour partie les pics simulés au cours de la période hivernale.

Les bassins versants présentant une rugosité paysagère moindre, du fait d'une profonde déstructuration du réseau bocager, comptent également parmi les plus contributeurs. Ainsi, les tributaires de la section amont du Loc'h dont le flux spécifique de phosphore est supérieur à 1 kg P/ha/an sont ceux ayant subits les remembrements les plus marqués. Cette prédominance des exportations issues de secteurs présentant un parcellaire ouvert se retrouve même dans certains sous bassins faisant l'objet d'une fertilisation quasiment équilibrée comme c'est le cas pour le tributaire du Sal en rive gauche, situé en limite de bassin versant. Les sous bassins versants fortement exportateurs en tête de bassin du Loc'h cumulent ces différents facteurs. En effet, leurs linéaires paysagers ont été en grande partie démantelés alors qu'ils se trouvent sur des terrains assez pentus à flanc des Landes de Lanvaux. De plus, leur assolement laisse apparaître une forte proportion de

maïs. Et surtout ils s'inscrivent dans le système d'élevage le plus intensif de l'hydrosystème alréen associé aux surfertilisations les plus importantes.

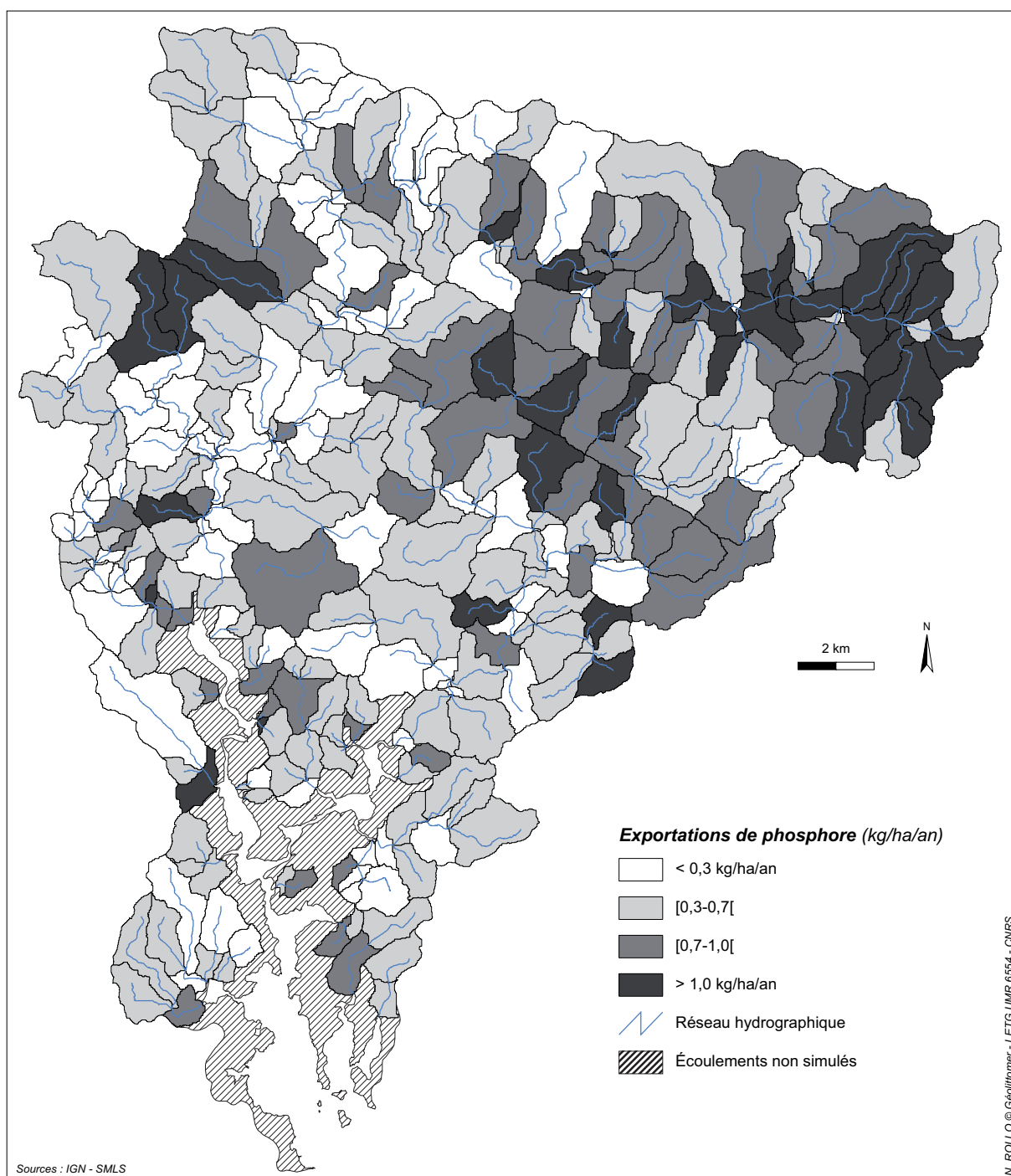


Figure 63. Exportations annuelles de phosphore simulées à l'échelle des sous bassins versants sur la période 2000-2006

De manière générale, l'agrégation de ces flux spécifiques à l'échelle du réseau de suivi du paramètre phosphore corrobore les résultats issus des prélèvements qui laissaient présager d'importantes exportations en tête de bassin du Loc'h. La moyenne des concentrations en phosphore total enregistrée en 2005 au point de référence situé à l'aval de ce secteur était ainsi

supérieure à 1 mg/l. La comparaison des simulations avec les concentrations observées aux autres points de suivi est plus délicate. En effet, le réseau « phosphore » de l'époque n'était constitué que de quatre points de surveillance sur le bassin du Loc'h et un au niveau de la station de Kervilio pour le Sal. Ces points étant placés sur le cours principal des rivières, l'effet cumulatif de l'amont vers l'aval, ou au contraire la dilution liée à l'arrivée de tributaires moins chargés limite la mise en relation des mesures avec les flux spécifiques simulés.

Au niveau de l'azote, les disparités spatiales de flux spécifiques semblent moins prononcées avec des regroupements de sous bassins présentant des niveaux d'exportation semblables. On observe toutefois un gradient allant de l'amont vers l'aval des bassins du Loc'h et du Sal avec des parties supérieures des bassins nettement plus contributrices que les tributaires des cours inférieurs. Les affluents du Loc'h situés à l'amont de l'étang de la forêt apparaissent ainsi comme les plus contributeurs, notamment en tête de bassin. Le ruisseau du Pont du Moustoir, situé en rive droite du Loc'h et dont la confluence avec ce dernier se situe à l'aval de la cluse de Brandivy, présente par ailleurs des exportations d'azote assez importantes. Le ruisseau de Pont Normand, situé sur la partie amont du Sal en rive droite et drainant les secteurs fortement cultivés de la commune de Plumergat, est également concerné par des flux spécifiques supérieurs à 50 kg N/ha/an sur la majorité de son aire d'alimentation. A l'inverse, les entités hydrographiques localisées au niveau de la commune de Camors, au Nord-Ouest du bassin, et disposant d'espaces naturels étendus comptent parmi les secteurs dont les fuites de matières azotées sont les moins importantes.

De manière générale, les fuites annuelles d'azote sont fortement reliées aux densités de cheptels et plus particulièrement à la concentration des élevages porcins et avicoles (cours supérieur du Loc'h). Au même titre que le phosphore, les bassins présentant un assolement fortement orienté vers la culture du maïs sont ceux dont les flux spécifiques sont les plus importants. Cet élément s'explique par l'importance du lessivage hivernal lorsque aucune Cultures Intermédiaires Pièges À Nitrates (CIPAN) n'est implantées. Bien que le lessivage sous céréales soit moins marqué, les secteurs céréaliers contribuent également mais dans une moindre mesure à ces exportations.

Le réseau de surveillance « nitrates » étant plus dense que celui du phosphore, les mesures issues de ce suivi sont plus aisément exploitables pour effectuer une comparaison avec la discrétisation spatiale des flux spécifiques d'azote simulés. Sur les 23 points que comptait ce réseau sur la période simulée, 16 étaient situés sur des affluents du Loc'h et 2 sur des tributaires du Sal. La mise en relation des concentrations moyennes mesurées à ces stations avec les flux spécifiques agrégés dénote une adéquation satisfaisante. En effet, les simulations confirment les tendances observées lors des prélèvements mensuels sur la plupart des points de surveillance des tributaires du Loc'h et du Sal. Les différents secteurs concentrant des sous bassins avec des exportations supérieures à 60 kg N/ha/an sont ainsi associés à des points classés dans les classes « mauvaise » et « très

mauvaise » de la grille SEQ-Eau. A l'inverse, les stations arborant une classe de qualité « passable » se trouvent à l'aval de tributaires dont les fuites sont majoritairement inférieures à 20 kg N/ha/an.

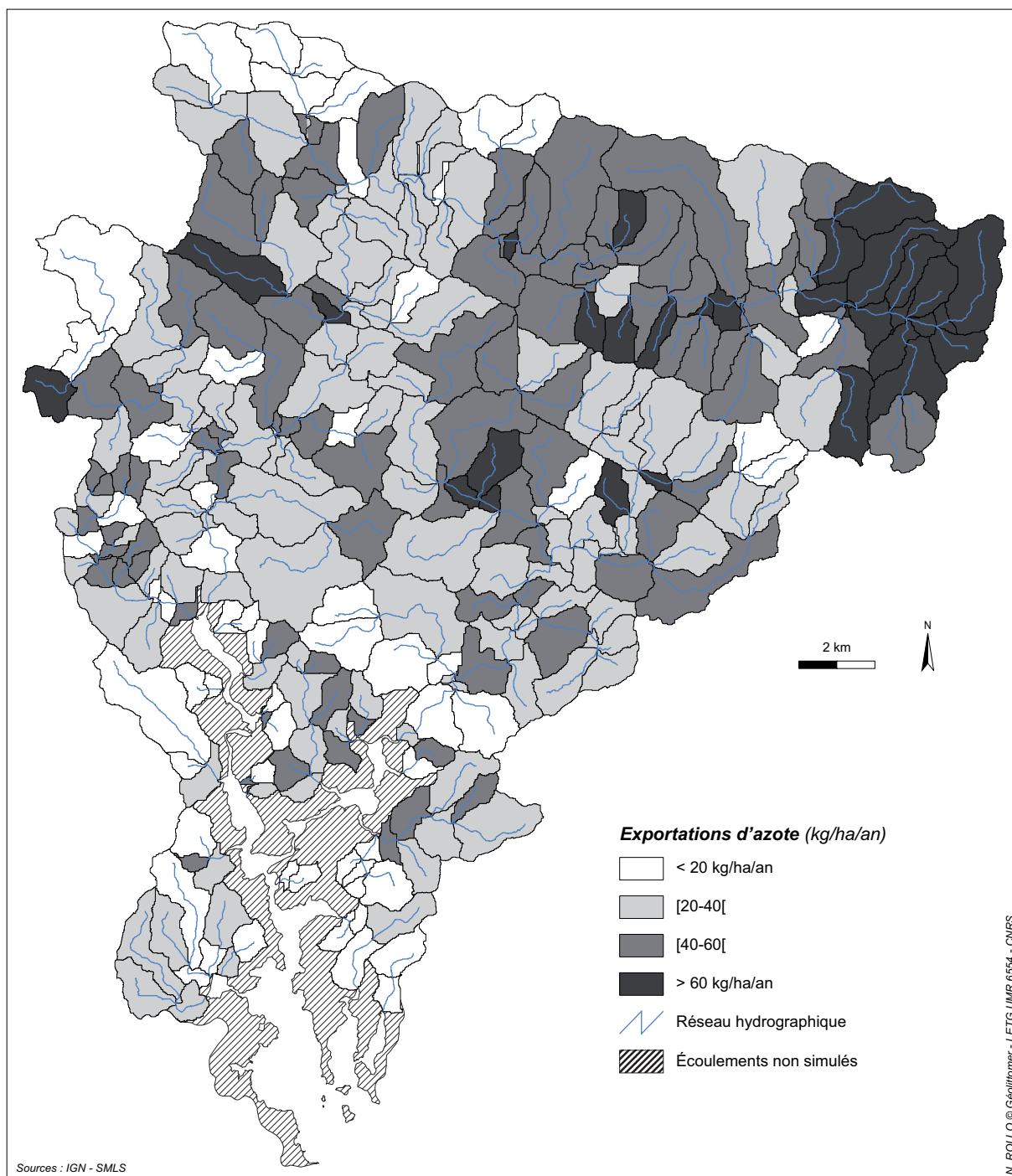


Figure 64. Fuites annuelles d'azote simulées à l'échelle des sous bassins versants sur la période 2000-2006

La mise en relation des discrétisations spatiales établies au niveau des exportations d'azote et de phosphore à l'échelle des 324 sous bassins versants délimités lors de l'implémentation du modèle dénote des facteurs de répartition communs. Les secteurs à forte vocation agricole et présentant

les cheptels les plus fournis apparaissent logiquement comme les plus contributeurs tant pour l'azote que pour le phosphore. A l'inverse, les affluents avals du Loc'h et du Sal ainsi que les tributaires directs de la rivière d'Auray sont concernés par des fuites moindres liés à des pratiques agricoles plus extensives et une proportion d'espaces semi-naturels et de surfaces artificialisées supérieure. Les exportations de ces deux nutriments sont par ailleurs fortement corrélées à la proportion de maïs dans l'assolement. Cet aspect s'explique par l'importante surfertilisation dont ces parcelles font l'objet. Toutefois, alors que l'ampleur des flux spécifiques d'azote apparaît principalement liée aux facteurs « sources » (notamment à la pression en azote organique) les flux de phosphore semblent plus influencés par les facteurs régissant leur transfert. Au-delà des apports en matières phosphorées, les caractéristiques physico-paysagères des bassins (pentes, rugosité paysagère...) conditionnent ainsi fortement leur exportation. Les rejets ponctuels semblent également influencer de manière plus importante sur les flux de phosphore comparativement à l'azote. Ces différents éléments, associés à des modalités de transfert différentes, se traduisent par une variabilité spatiale distincte des secteurs contribuant le plus aux exportations de ces deux éléments nutritifs. Ainsi, contrairement à l'azote où de grands ensembles semblent se dessiner, la spatialisation des flux spécifiques phosphorés des entités hydrographiques délimitées illustre une hétérogénéité plus marquée d'un bassin à l'autre, en fonction de leur déclivité et de la densité de leurs linéaires paysagers.

	Azote lessivé vers l'aquifère (kg/ha/an)
Bois et forêt	3,1
Céréales	89,3
Habitat dispersé	1,2
Maïs	119,7
Landes et broussailles	2,6
Prairies temporaires	61,7
Prairies de longue durée	57,8

Tableau 29. Azote lessivé vers l'aquifère selon le type d'occupation des sols

Concernant l'origine sectorielle des exportations en sels nutritifs, il est assez délicat de l'identifier finement. En effet, compte tenu du manque de données disponibles sur les émissions domestiques et industrielles, seuls les rejets ponctuels issus des installations industrielles soumises à redevance et des installations d'assainissement collectif ont pu être pris en compte. De plus, la fréquence de contrôle de ces émissions, souvent espacée dans le temps, nous a contraints à les intégrer à la simulation sous la forme de flux constants. En se focalisant sur les

émissions agricoles, il est toutefois possible de quantifier les contributions respectives des différentes cultures. Les simulations ont ainsi montré qu'à l'échelle des bassins versants du Loc'h et du Sal, les parcelles en maïs étaient à l'origine de 44 % des exportations azotées et que les URH céréalières et en prairie contribuaient respectivement à hauteur de 19 % et de 21 % de ces mêmes flux. Cette prépondérance des exportations issues des parcelles maïsicoles est illustrée par les quantités moyennes d'azote lessivé sous cette culture comparativement aux autres mises en valeur (Tableau 29). Au niveau de leur distribution dans l'année, les lessivages maximums interviennent au cours de l'hiver suite aux épisodes pluvieux. Des pics sont toutefois observés consécutivement aux

différentes applications de fertilisants, particulièrement dans le cas d'amendements en matières organiques. Les lessivages sous prairies se produisent principalement en fin de période de pâturage et dans les premières semaines qui suivent.

3. Limites et difficultés liées à l'implémentation d'un modèle de bassin versant

3.1. Contraintes associées aux démarches de modélisation et au modèle SWAT

De par la représentation simplifiée des processus qu'ils opèrent, les modèles peuvent conduire à une meilleure compréhension du fonctionnement des hydrosystèmes et des relations entre pressions, milieu et qualité des eaux. Toutefois, le niveau d'abstraction induit par leur implémentation leur confère également un caractère réducteur. Pour des raisons de paramétrage et de temps de calcul, ce dernier est d'autant plus important dans le cas de bassins versants hétérogènes dont l'extension ne permet une réelle prise en compte de la variabilité spatiale de l'ensemble des propriétés de l'hydrosystème modélisé. À l'échelle du bassin versant de la ria d'Auray, il est par exemple irréalisable d'intégrer finement les effets de la microtopographie, des linéaires paysagers ou des voies préférentielles d'écoulements, associées aux aménagements réticulaires (voirie, fossés...), sur les conditions de circulation des eaux. Cette intégration, contrainte à la fois par le manque d'information sur la question et par l'incapacité de la plupart des modèles à assimiler de manière satisfaisante ces caractéristiques, s'est faite *via* une modulation de la rugosité paysagère et de la largeur des bordures de parcelles. Ce biais permet d'agir sur les temps de transfert et sur la séparation des écoulements à l'échelle des sous bassins versants ou des URH. Toutefois, cette prise en compte demeure simplificatrice dans le sens où elle omet la spatialisation exacte des cheminements préférentiels en moyennant ces paramètres à l'échelle des unités d'intégration (sous bassin ou URH).

De manière générale, au même titre que les modèles globaux, l'implémentation d'un modèle distribué (ou semi-distribué) sur un bassin de plusieurs centaines de km² nécessite de procéder à une généralisation du paramétrage au minimum à l'échelle des unités fonctionnelles délimitées. Dans le cas de paramètres associés à des variabilités très marquées, y compris au sein même d'espaces réduits, les agrégations ou moyennes réalisées peuvent ainsi se retrouver assez éloignées des conditions réelles et se répercuter sur la qualité de la modélisation. C'est d'ailleurs pour cette raison qu'il n'a pas été jugé opportun de simuler le transfert des produits phytosanitaires compte tenu du nombre de molécules commercialisées et de la très grande variabilité de pratiques liées à leurs applications. Les distorsions induites par la généralisation des données en entrée ne portent généralement pas préjudice si l'on se place à l'exutoire d'un bassin de cette taille, du fait des compensations qui s'opèrent entre les différents tributaires. Toutefois, elles peuvent conduire à fausser de façon notable le résultat des simulations menées à l'échelle de ces derniers. Dans ce sens,

la modélisation de bassin versant permet de définir des tendances de manière quantitative au travers de calculs continus dans le temps et l'espace mais ne peut se dispenser de vérifications sur le terrain. Cette nécessité de procéder à des échantillonnages, même ponctuels, afin de s'assurer de la véracité des simulations réalisées sur des secteurs non-jaugés identifiés comme fortement contributeurs est amplifié par les approximations inhérentes à toute forme de modélisation. Ainsi, la modélisation environnementale, particulièrement lorsqu'elle est assistée de méthodes SIG, conduit à la propagation d'incertitudes liées à la qualité et à l'intégrité des informations en entrée, demeurant relativement délicates à analyser (Devilliers et Jeansoulin, 2005). Ces incertitudes sont d'ailleurs d'autant plus importantes lorsque que l'on se place à l'échelle d'une partie très réduite de l'entité hydrologique simulée ou que l'on procède à des scénarisations prospectives (Beven, 2009).

Ainsi, le caractère semi-distribué du modèle SWAT représente un atout non-négligeable pour la démarche entreprise dans le sens où il permet une intégration de l'hétérogénéité du bassin, à hauteur des données disponibles. Néanmoins, le découpage en unités fonctionnelles pose le problème du surparamétrage lors de la simulation. Outre les contraintes en termes de temps d'implémentation, l'inflation des paramètres expose ainsi à des risques de compensation lors de la phase de calage du modèle (Payraudeau, 2002). De plus, le fait que les URH ne soient pas identifiées spatialement mais uniquement considérées comme partie du sous-bassin versant, implique que les transferts au sein des sous-bassins versants soit partiellement négligés. En effet, sans prise en compte de la position des URH, les processus d'accumulation, de rétention ou d'abattement ne peuvent être intégrés. Toutefois, dans le cas du modèle SWAT, ces unités fonctionnelles se rapportent à des ensembles concrets correspondant à des parcelles (ou groupes de parcelles) à la mise en valeur et aux propriétés agronomiques similaires. Cette discrétisation offre donc un avantage certain par rapport à une spatialisation schématique par maillage régulier qui impose d'implémenter une approche géostatistique afin de globaliser les données mesurées ponctuellement à l'échelle d'entités peu cohérentes (Blöschl et Sivapalan, 1995).

3.2. Entraves liées à la disponibilité des données

La principale difficulté liée à l'implémentation d'un modèle de bassin versant apparaît donc être liée à la disponibilité des données de paramétrage. Il est notamment essentiel de disposer de référentiels fiables et détaillés sur l'ensemble de la période étudiée. Cette limite intervient dès la mise en œuvre préliminaire du modèle mais peut également constituer une entrave importante lors des différentes phases de mise à jour des données en entrée, indispensables pour assurer une continuité à la démarche. Ainsi, au-delà des schématisations qui s'opèrent lors de la modélisation, l'indisponibilité de certaines données, ou leur non-exhaustivité, impose de procéder aux généralisations précitées qui induisent de fait une simplification préliminaire. Ces procédures viennent donc gommer la variabilité spatiale des paramètres intégrés alors que cette prise en compte

représente l'objectif même des modèles distribués. Cette importante dépendance vis-à-vis des données disponibles se retrouve également au niveau de variables associées à des phénomènes dépassant les conditions « normales » intégrées aux référentiels courants. Dans une démarche de modélisation implémentée à cette échelle et reposant sur des conditions ordinaires, les effets induits par des rejets accidentels ponctuels sont difficilement intégrables. Ainsi, il est impossible de considérer la localisation exhaustive des abreuvements directs et la quantification précise de leurs impacts en termes d'émission directe dans le cours d'eau. Il en est de même pour des infractions liées par exemple à des rejets directs illégaux ou des pratiques de surfertilisation localisées dépassant très largement les estimations issus des recensements ou des inventaires réalisés par les organisations professionnelles.

Compte tenu des conditions d'accessibilité et d'inexistence de certaines données au début de ce projet, différents paramétrages ont ainsi dû être allégés ou compensés par différents biais. Les procédures relatives à la définition des caractéristiques topographiques, édaphiques et d'occupation des sols, découlent par exemple de l'aspect lacunaire des référentiels existants ou de leur inadaptation à une intégration en l'état. La constitution de la couche d'occupation s'est ainsi appuyée sur des inventaires élaborés à différents moments de la période de simulation. La spatialisation des grands types de couverts par photo-interprétation est donc partie du postulat que ces derniers pouvaient être considérés comme invariants à l'échelle des six années simulées. Sur le même principe, et par manque de données de référence à l'échelle annuelle sur la période, l'assolement a été envisagé comme stable d'une année sur l'autre. L'assolement identifié par télédétection pour l'année 2002 a ainsi été reconduit pour l'ensemble des années simulées. A l'échelle de la zone d'étude, cette relative stabilité de répartition entre les cultures est confirmée par les différents inventaires et recensements disponibles et s'explique par l'orientation technico-économique des exploitations du secteur. En effet, depuis le début de la décennie 2000, seule la suppression du taux de jachère obligatoire en 2008 semble avoir conduit à un réajustement réellement significatif de l'assolement des exploitations.

Toutefois, sachant que les parcelles ne se trouvent pas au même stade dans les cycles de rotations, des disparités notables peuvent être constatées d'une année sur l'autre à l'échelle de certains sous bassins versants. La non prise en compte de l'évolution temporelle des proportions de maïs, céréales ou prairies au niveau de ces entités engendre donc un décalage vis-à-vis des conditions réelles. Cette simplification n'est pas réellement perceptible si l'on considère l'hydrosystème dans son ensemble mais peut s'avérer problématique pour simuler la contribution des différents tributaires. Dans ces conditions, il serait opportun de pouvoir intégrer les successions culturales afin de considérer cette variabilité inter-annuelle, de différencier les itinéraires techniques en fonction des cultures précédentes et de leurs reliquats. La spatialisation des successions culturales en vue de leur intégration au modèle SWAT a déjà fait l'objet de travaux (Ruelland *et al.*, 2004). Néanmoins, jusqu'à présent ce type de démarche demeurerait très limité du fait des coûts qui lui étaient associés. En effet, afin de

pouvoir déterminer les couverts successifs des parcelles agricoles, ces approches nécessitaient l'acquisition de différentes images satellitaires sur plusieurs années consécutives. De plus, compte tenu de la morphologie du parcellaire, constitué pour partie d'entités assez réduites, ces clichés devaient nécessairement être caractérisés par une haute résolution spatiale.

L'approche mise en œuvre pour quantifier les déjections animales et spatialiser leur épandage a également été fortement contrainte par les données disponibles. Ainsi, les effectifs de cheptels utilisés pour caractériser les amendements en matière organique étant uniquement accessible à l'échelle communale, la redistribution des effluents d'élevage au sein du parcellaire agricole n'a pu faire totalement abstraction de cet échelon administratif sans réelle cohérence agricole. La détermination de la charge de chaque sous bassin versant au prorata de leur inclusion dans les communes sous entend ainsi une répartition régulière des exploitations et des cheptels au sein des communes correspondantes, évidemment très simplificatrice.

Concernant les rejets domestiques et industriels, seuls les rejets ponctuels issus des installations industrielles soumises à redevance et des installations d'assainissement collectif ont été intégrés. La prise en compte partielle de ces types d'émissions sous estime donc la contribution de ces usages à la dégradation de la qualité des masses d'eau de l'hydrosystème alréen. Il serait par exemple intéressant de pouvoir intégrer les rejets associés à l'assainissement autonome. Ce dernier représente en effet près du quart des logements des communes du bassin versant. De plus, cette proportion moyenne masque de profondes disparités entre la partie septentrionale du bassin, associée à un habitat dispersé prononcé, et les communes méridionales qui sont caractérisées par un habitat principalement aggloméré et des installations collectives de traitement d'importante capacité. Ainsi, la proportion des logements raccordés au réseau d'assainissement collectif est de 98,5 % sur la commune d'Auray alors qu'il ne représente que 39,6 % des habitations de Brandivy. Toutefois, les diagnostics de conformité et de bon fonctionnement réalisés par les Services Publics d'Assainissement Non Collectif (SPANC), caractérisent ces installations uniquement de manière qualitative. La quantification de ces rejets, dont le potentiel d'émission doit très certainement être non négligeable sur certains secteurs, est ainsi très difficile à déterminer.

Du fait du peu de données disponibles sur les modalités de gestion des niveaux d'eau dans des réservoirs de Tréauray et de Pont-Sal, la simulation de ces retenues a également fait l'objet d'une simplification. Ainsi, ne disposant pas d'informations précises sur les stratégies de remplissage/vidange des réservoirs, les débits en sortie de retenue ont été calculés par le modèle à partir de différentes variables reproduisant les cycles de variation des niveaux. Ces dernières comprennent le volume initial de la retenue, la hauteur du déversoir, l'évaporation, les pertes par infiltration, les prélèvements pour la production d'eau potable et l'alimentation par les cours d'eau à l'amont. Cette simplification peut donc induire un décalage temporel au niveau des apports, issus du Loc'h et du Sal, débouchant en rivière d'Auray.

Enfin, le fait que la zone d'étude ne compte qu'une seule station hydrométrique a également constitué une entrave à l'implémentation du modèle. Dans ces conditions, la calibration et la validation des simulations n'a pu être réalisée que sur le bassin du Loc'h à hauteur du Pont de Brec'h. Bien que des contrôles supplémentaires concluants aient été effectués à l'amont de l'étang de la forêt et sur le Sal, *via* la méthode d'extrapolation spatiale des débits intégrée à la « macro-flux », des interrogations subsistent quant à la représentativité des simulations sur ces secteurs. De même, les petits tributaires directs de la rivière d'Auray ne disposant d'aucun réseau de suivi hydrométrique ou qualitatif permettant de contrôler les simulations du modèle, il convient de rester prudent vis-à-vis des apports simulés pour ces sous bassins versants. Ces résultats doivent être analysés avec d'autant plus de précaution que leurs aires d'alimentation ainsi que leurs caractéristiques topographiques et d'occupation des sols sont très différentes de celles sur lesquelles s'est basée la procédure de calibration du modèle. Afin d'assurer une continuité efficiente à cette démarche il serait donc intéressant de disposer de mesures hydrométriques, même ponctuelles à l'amont de l'étang de la forêt, sur le Sal et sur les principaux ruisseaux côtiers débouchant en rivière d'Auray. L'appareillage d'un sous bassin versant du Loc'h serait également recommandé afin de pouvoir procéder à une calibration à deux échelles spatiales permettant d'affiner la représentation des temps de transfert au sein de l'hydrosystème.

3.3. Évolutions récentes d'accessibilité aux données

Les entraves précitées, associées à l'indisponibilité des référentiels nécessaires à la mise en œuvre d'un modèle de bassin versant, tendent cependant à s'estomper depuis plusieurs années. En effet, sous l'impulsion de différentes évolutions réglementaires (Convention d'Aarhus, directive européenne INSPIRE...), du fait de démarches entamées par de nombreuses collectivités territoriales, ou consécutivement à la création récente de multiples portails d'accès, l'accessibilité, la diffusion et le partage des données environnementales ont été très largement facilitées.

En effet, les différents efforts fournis depuis plusieurs années pour compléter (ou renouveler) les référentiels existants et pour favoriser leur diffusion induisent une disponibilité accrue des données nécessaires à l'implémentation de ce type de démarche pour les instances en charge de la gestion et du suivi de la qualité des hydrosystèmes. Depuis le 1er janvier 2011, le contrat d'objectif 2010-2013, signé entre l'État et l'IGN permet par exemple aux collectivités et à leurs partenaires de disposer gratuitement des bases de données du Référentiel à Grande Échelle (RGE) pour l'exercice d'une mission de service public. Le RGE comprenant à la fois la BD Topo, la BD ortho et la BD parcellaire, cette mise à disposition constitue un atout non négligeable dans la perspective d'implémentation de modèles de bassin versant. De plus, la diffusion, instaurée en 2007, du Registre Parcellaire Graphique (RPG) permet de compléter les référentiels de l'IGN pour la partie agricole, particulièrement pour les organismes publics. Ces derniers ont ainsi accès, sous convention, au

niveau d'information 4 du RPG incluant notamment les contours des îlots PAC, l'identifiant numérique de l'exploitation associée, ainsi que différents éléments de caractérisation de l'îlot (surface, cultures, présence d'irrigation...). Enfin, l'organisation d'un Recensement Général Agricole en 2010, afin de renouveler les indicateurs issus du précédent datant de 2000 et dont les premiers résultats sont disponibles depuis l'automne 2011, peut également contribuer à une mise à jour fiable du contexte agricole du bassin et permettre de limiter la propagation d'incertitudes lors de l'implémentation de *scenarii* prospectifs.

De même, différentes initiatives régionales sont venues se greffer à ces dispositions afin de constituer des référentiels communs précis. Le groupe de travail « ortho-photographie-MNT » de GéoBretagne (portail d'information géographique mis en place par la Préfecture de région et le Conseil Régional de Bretagne) a ainsi projeté d'acquérir une couverture ortho-photographique (résolution de 20 cm et précision de 40 cm) ainsi qu'un Modèle Numérique de Terrain (précision de 5 m en milieu rural et de 1 m en zone urbaine, pas de 5, 10 et 25 m) de la région dont la livraison complète devrait s'achever au printemps 2013¹. La finalisation prochaine du programme « Sols de Bretagne », associé aux programmes nationaux « Inventaire, Gestion et Conservation des Sols » (IGCS) et « Réseau de Mesures de la Qualité des Sols » (RMQS) coordonnés par le Groupement d'Intérêt Scientifique Sol, devrait également permettre à terme de caractériser plus finement les unités pédopaysagères régionales.

Au niveau local, bien qu'ils puissent faire l'objet de certains arbitrages discutables, les inventaires des cours d'eau et des zones humides réalisés dans le cadre de la révision des Plans Locaux d'Urbanisme représentent aussi une source d'information supplémentaire qui devrait être rapidement disponible de manière continue sur des secteurs assez étendus. Concernant la caractérisation des amendements en matières organiques, on peut citer la mise à disposition prochaine des données issues de l'observatoire de l'azote du Morbihan à l'échelle des sous bassins versants. Le fait que cet observatoire se base sur des effectifs de cheptels fiables à 90 jours peut en effet conduire à une meilleure redistribution des effluents d'élevage et donc participer à améliorer la modélisation de l'hydrosystème alréen.

4. Conclusion

L'implémentation du modèle SWAT sur le bassin versant de la rivière d'Auray, bien que portant principalement sur la simulation des pollutions diffuses, a montré sa capacité à reproduire les transferts de nutriments observés. Il serait toutefois intéressant de disposer d'un panel de mesures

¹ <http://geobretagne.fr/>

hydrométriques et qualitatives plus large afin notamment de s'assurer de la représentativité du calage réalisé à différentes échelles spatiales et sur des secteurs non jaugés présentant des caractéristiques singulières pour valider de manière plus approfondie les simulations. Malgré l'utilisation d'inventaires originellement lacunaires ou nécessitant une adaptation particulière préalablement à leur intégration au modèle, au vu de l'adéquation constatée entre les paramètres simulés et les mesures, le modèle utilisé et son paramétrage apparaît suffisamment performant pour être implémenté dans ce type de démarche. Hormis les images satellitaires, qui ont été utilisées pour caractériser le parcellaire agricole et auxquelles peuvent se substituer les différents référentiels rendus récemment disponibles, le paramétrage du modèle s'est effectué en se basant sur des données courantes accessibles par tous. Cet aspect démontre que les données dont disposent ou auxquelles ont accès les organismes en charge de la gestion des hydrosystèmes continentaux sont suffisantes pour implémenter ce type de modèle de bassin versant de manière efficiente.

Cette démarche a notamment permis de confirmer les tendances observées de manière ponctuelle et d'évaluer les disparités d'émission des différents bassins versants élémentaires en quantifiant leur flux spécifiques respectifs. Elle a en outre conduit à la création de nombreuses données dont l'exploitation peut permettre une meilleure compréhension du fonctionnement de l'hydrosystème alréen en hiérarchisant l'influence des différentes variables en interaction dans le milieu. Ainsi, bien que les facteurs intervenant dans les transferts d'azote et de phosphore fassent aujourd'hui consensus au sein de la communauté scientifique et qu'ils soient déjà bien documentés, cette modélisation en donne un nouvel exemple concret. Il est désormais envisageable de quantifier le rôle des différentes pratiques et caractéristiques paysagères au niveau des transferts se produisant au sein de l'aire d'alimentation de la ria d'Auray. Cet élément peut donc servir de base pour tenter de réorienter les secteurs les plus problématiques vers des pratiques agricoles plus conservatrices et moins émettrices ou d'y effectuer des aménagements visant à limiter les transferts.

Dans un cadre opérationnel, ce type d'approche présente de nombreux atouts. Ainsi, contrairement aux approches SIG statiques, les simulations permettent d'appréhender de manière dynamique les transferts au sein des bassins versants. Les simulations réalisées à pas de temps journalier et les agrégations qui peuvent en découler permettent ainsi de connaître sur l'ensemble de la période modélisée le comportement saisonnier des sous bassins vis-à-vis des transferts de nutriments. De plus, le modèle SWAT étant libre, il représente une solution alternative aux différents outils intégrés de modélisation existants, souvent distribués sous la forme de logiciels propriétaires très coûteux. Les simulations réalisées à partir de modèles ne se substituent évidemment pas à un réseau de suivi qui permet de disposer de mesures fiables. Ces dernières sont notamment indispensables au calage des modèles et au contrôle des simulations. Toutefois, les réseaux de mesures, souvent focalisés sur le suivi des concentrations de certains polluants, sont pour la plupart dépourvus de stations de jaugeage permettant de calculer des flux. De même, ces réseaux, le plus

souvent éparés, permettent rarement d'avoir une vue exhaustive des apports du fait de l'espace des prélèvements dans le temps, particulièrement pour les paramètres à transfert rapide dont les principales exportations peuvent se faire en seulement quelques heures. Dans ce contexte, les simulations permettent de compléter ces séries de mesures intermittentes par une estimation des flux en continu. Ainsi, l'utilisation de modèles hydrologiques permet d'estimer des valeurs de flux là où il n'y a pas de jaugeages, ou sur des périodes où ces derniers ne sont pas réalisés.

De plus, l'identification des zones les plus contributives aux transferts permet de définir des sites à placer sous surveillance ou de déterminer des secteurs d'intervention prioritaires pour des actions de restauration de la qualité des eaux. Ainsi, les résultats issus de ce type de modélisation représentent des supports d'aide à la prise de décision pertinents dans la mesure où ils peuvent apporter des éléments de compréhension des dysfonctionnements observés dans les écosystèmes concernés. Ils peuvent également constituer une aide supplémentaire lors de la définition des stratégies d'échantillonnage ou dans le cas de restructuration des réseaux de surveillance. Toutefois, les simulations réalisées lors de ce travail ayant été cantonnées aux années 2000-2005, les secteurs identifiés comme participant le plus aux émissions de nutriments au cours de cette période ne sont pas nécessairement ceux qui contribuent le plus aux transferts actuels du fait des évolutions intervenues depuis.

Compte tenu des coûts qu'occasionnerait la mise en place de réseaux de surveillance suffisamment denses et suivis pour permettre de quantifier les apports à l'échelle des bassins élémentaires d'un hydrosystème et d'identifier les secteurs les plus problématiques, ce type d'outil constitue à l'heure actuelle le meilleur compromis permettant de définir la localisation et le type d'actions à mener pour préserver les écosystèmes aquatiques. Dans ce cadre, tout en maintenant évidemment un panel de stations de suivi placé au niveau de sites clefs du bassin (vulnérabilité importante, dégradation avancée, dépassements récurrents...), l'utilisation de ce type d'approche pourrait être envisagée en complément de la métrologie. Il conviendrait néanmoins de reconsidérer les modalités de suivi en intégrant un réseau complémentaire succinct dans la ligne budgétaire associée à la surveillance de la qualité des masses d'eau du bassin. Ce réseau secondaire permettrait notamment de procéder à des prélèvements ponctuels, réalisés de manière tournante aux exutoires de bassins élémentaires identifiés comme préoccupants par le modèle, afin de confirmer les résultats des simulations avant toute prise de décision.

Chapitre 8 : APPLICATIONS POTENTIELLES ET PERSPECTIVES EN TERMES DE RECHERCHE ET DE GESTION

1. La mise en œuvre de scénarisations

L'implémentation d'un modèle de bassin versant dans le cadre d'une approche descriptive peut s'avérer être une manière de compléter les mesures intermittentes issues des réseaux de surveillance ou les approches qualitatives basées sur des analyses multicritères spatialisées. En effet, les simulations réalisées permettent à la fois de quantifier de manière continue les apports des différents bassins versants élémentaires et surtout d'identifier ceux qui contribuent le plus aux transferts de polluants. Toutefois, c'est au niveau de leur capacité à réaliser des scénarisations quantitatives que les modèles hydrologiques peuvent se révéler des plus pertinents. Ils peuvent notamment servir d'outils de prospection en étudiant l'impact de *scenarii* prédéfinis sur la qualité des masses d'eau. Il apparaît ainsi envisageable d'estimer les effets et/ou les temps de réponse des hydrosystèmes à différentes modifications des pratiques ou à la réduction d'émissions polluantes.

Dans ce cadre, le modèle SWAT a déjà été implémenté à plusieurs reprises afin de simuler l'impact de changements d'usages agricoles en vue d'évaluer les bénéfices potentiels que pourrait représenter l'adoption de pratiques de conservation (Michaud *et al.*, 2006 ; Arabi *et al.*, 2007 ; Laurent *et al.*, 2007 ; Michaud *et al.*, 2008 ; Stuart *et al.*, 2010). Menées parallèlement aux démarches descriptives qui permettent, en désignant les secteurs les plus contributeurs, de déterminer où intervenir pour obtenir les meilleurs résultats, ces scénarisations peuvent représenter un moyen de définir quelles formes ces interventions doivent prendre pour être les plus efficaces possibles. La simulation des améliorations potentielles induites par ces actions pourraient en outre être mise en relation avec leur coût et les répercussions économiques qu'elles entraîneraient pour les activités concernées. Une telle analyse comparative constituerait ainsi un support d'aide à la décision précieux afin de sélectionner les actions à entreprendre pour améliorer la qualité des masses d'eau du secteur modélisé. Sans aller jusqu'à cette analyse économique, et en se basant sur les simulations descriptives menées sur la période 2000-2005, une approche prospective a été menée afin d'évaluer les bénéfices qu'auraient représenté la modification de certaines pratiques agricoles.

1.1. Définition des scénarii implémentés

Les pratiques agricoles de gestion bénéfiques peuvent prendre des formes très variées. Martel *et al.* (2006) distinguent ainsi six groupes distincts : le travail du sol, le couvert végétal, la fertilisation, la protection des cultures, la gestion des élevages et des effluents, et l'aménagement du parcellaire (Tableau 30). La protection des cultures étant principalement liée à l'utilisation des produits phytosanitaires, les problématiques se rapportant aux transferts de nutriments d'origine agricole s'intègrent principalement aux cinq autres catégories. De même, la gestion des élevages et des effluents peut être associée aux pratiques d'amélioration de la fertilisation dans le sens où elles agissent sur la fraction organique de cette dernière.

Catégorie	Principales Pratiques de Gestion Bénéfiques
Travail du sol	Réduction du travail du sol
	Semis direct
Couvert végétal	Rotation des cultures
	Implantation de Cultures Intermédiaire Pièges A Nitrates (CIPAN)
Fertilisation	Optimisation de la fertilisation (<i>date, dose, modalités d'application, fractionnement des apports</i>)
Protection des cultures	Lutte intégrée contre les plantes nuisibles, les insectes et les maladies
Élevages et effluents	Gestion raisonnée de l'alimentation
	Aménagement des pâturages (<i>aires d'abreuvement, clôtures</i>)
	Amélioration des infrastructures (<i>bâtiments d'élevage et structures de stockage</i>)
	Stockage et traitement des effluents d'élevage
Aménagement du parcellaire	Mise en place de bandes enherbées
	Préservation et reconstitution des linéaires paysagers

Tableau 30. Principales pratiques de gestion bénéfiques par catégorie (d'après Martel *et al.*, 2006)

L'implantation d'un couvert végétal à l'interculture, communément répertoriée sous les appellations de Culture Intermédiaire Piège À Nitrates (CIPAN) ou d'engrais vert, présente différents bénéfices agronomiques et environnementaux. Cette culture de couverture permet tout d'abord d'assurer une protection du sol vis-à-vis de la battance et limite ainsi les risques de ruissellement et des principaux transferts associés (Sédiments, Phosphore, Pesticides). Elle participe aussi à améliorer la structure du sol et à stimuler son activité biologique. Cette culture intercalaire comporte également différents atouts vis-à-vis de l'azote. En effet, elle contribue tout d'abord à fixer l'azote minéralisé pendant la saison précédente (reliquats) et à réorganiser le sol en azote organique. De plus, après enfouissement, elle permet un relargage progressif de l'azote piégé au cours de la saison suivante. Bien que cette couverture puisse souvent faire l'objet d'une destruction chimique, quelques semaines avant de semer la culture suivante, il est généralement préconisé de la

détruire mécaniquement à l'aide de déchaumeurs. Les espèces sélectionnées doivent répondre à différents critères. On favorise ainsi les espèces à développement rapide et gélives ; ces dernières étant plus faciles à détruire mécaniquement. Dans ce cadre, la moutarde et la phacélie sont généralement privilégiées.

La limitation du travail du sol représente également un deuxième axe d'amélioration des pratiques agricoles. Le recours à des techniques moins intensives qu'en travail conventionnel limite ainsi fortement l'érosion des sols par le maintien de résidus en surface et stimule leur activité biologique (faible perturbation et présence de résidus). Ces Techniques Culturelles Sans Labour (TCSL) regroupent différents type de travail du sol sans retournement. Le pseudo-labour correspond à une opération d'ameublissement du sol qui se traduit par la subsistance de quelques débris végétaux en surface du fait de l'absence de retournement. Les « TCSL travail profond » se rapportent à une restructuration du sol par fissuration sans perturber la disposition de ses couches. Les « TCSL travail superficiel » conduisent à un mélange des résidus sur une profondeur de 5 à 15 cm. Enfin, le semis direct consiste à travailler le sol de manière superficielle uniquement sur la ligne de semis. Cette opération minimale, qui engendre une réduction des coûts et temps d'implantation, se traduit par un maintien en surface de la quasi-totalité des résidus de la culture précédente (Heddadj et Le Roux, 2008). Lors de l'utilisation de TCSL, le sol est moins travaillé ce qui implique notamment une moindre fragmentation. Par conséquent, les TCSL sont nécessairement associées à un couvert végétal à l'interculture. En comparaison du labour conventionnel, ces techniques moins intensives présentent différents atouts vis-à-vis des transferts de polluants. En effet, elles conduisent notamment à limiter le ruissellement et donc les exportations de phosphore sans avoir d'incidence néfaste sur les transferts cheminant par infiltration et percolation. Toutefois, différents travaux ont montré que malgré une limitation rapide et très significative des transferts de phosphore particulière, ces techniques peuvent induire à terme une augmentation des exportations de phosphore en solution (Heddadj et Le Roux, 2008 ; Sharpley *et al.*, 2010)

Dans le cadre de ce travail, les *scenarii* implémentés ont porté sur quatre de ces six catégories : la couverture hivernale des sols, le travail du sol, l'aménagement du parcellaire et la fertilisation. La scénarisation a en outre été opérée de manière cumulative. Ainsi, chaque scénario reprend les caractéristiques du précédent et y adjoint une pratique de gestion bénéfique supplémentaire. Le premier scénario correspond ainsi à une implantation systématique de Cultures Intermédiaires Pièges À Nitrates à l'interculture. Le second y associe un travail du sol moins intensif porté sur le semis direct. Le troisième intègre à cette configuration des pratiques de fertilisation équilibrée reposant sur l'optimisation des apports minéraux et la réduction des apports organiques (diminution des cheptels ou exportation des effluents excédentaires) à hauteur du besoin des cultures. Enfin, le quatrième scénario reprend les pratiques précédentes auxquelles il adjoint un aménagement généralisé du parcellaire au travers de la reconstitution des bordures de champs.

1.2. Résultats des simulations

L'aire d'alimentation de l'étang de la forêt correspondant à un secteur concentrant de nombreux tributaires comptant parmi les plus contributeurs, la simulation des effets des PGB prédéfinis a donc été implémentée sur son périmètre. L'appréciation des bénéfices induits par ces différentes évolutions des pratiques agricoles et réaménagements du parcellaire nécessitait de disposer d'un scénario de référence afin de pouvoir effectuer des comparaisons quantitatives. Dans ce cadre, les simulations descriptives réalisées sur la période 2000-2005 ont été intégrées comme représentatives de conditions de référence. Le modèle SWAT a ensuite été reparamétré afin d'intégrer les propriétés des différents *scenarii* et relancé successivement sur la même période en conservant les autres caractéristiques de la simulation initiale (occupation du sol, météorologie...). Rappelons que lors de l'implémentation préliminaire du modèle sur ce secteur, les simulations avaient conclu à une exportation moyenne annuelle de 547 tonnes d'azote (61 kg N/ha/an) et de près de 7 tonnes de phosphore (0,8 kg P/ha/an).

	Transferts d'azote (kg/an)	Réduction des transferts (%)	Transferts de phosphore (kg/an)	Réduction des transferts (%)
SR	547 925	---	6 854	---
CIPAN	541 350	-1,2	6 354	-7,3
SDSCV	519 433	-5,2	5 387	-21,4
FERT	495 324	-9,6	5 161	-25,7
AP	486 009	-11,3	4 777	-30,8
SR : Scénario de Référence CIPAN : Cultures Intermédiaires Pièges A Nitrates SDSCV : Semis Direct Sous Couvert Végétal FERT : Amélioration de la Fertilisation AP : Aménagement du Parcellaire				

Tableau 31. Transferts de nutriments simulés pour les différents *scenarii* implémentés

Le Tableau 31 regroupe les résultats des différentes simulations vis-à-vis des transferts d'azote et de phosphore. Dans les quatre cas, on constate une réduction des transferts dès les cinq premières années. De manière générale les bénéfices de ces pratiques semblent plus marqués pour les transferts de phosphore. Cet aspect s'explique par la rapidité des transferts de cet élément qui induit une réactivité supérieure. En effet, compte tenu de la teneur des nappes en azote, une certaine inertie subsiste pour ce paramètre. De plus, l'année hydrologique 2000-2001 ayant conduit à l'écoulement d'une importante lame d'eau, l'étroite relation entre les exportations d'azote et les termes du bilan a conduit à d'importants transferts malgré la simulation de pratiques agricoles de conservation. Au final, sur les six années de simulation, le dernier scénario, associant l'ensemble des PGB, aboutit à une réduction moyenne des transferts de 11,3 % pour l'azote et de 30,8 % pour le phosphore. Concernant l'azote, la réduction apparaît assez faible lors de l'implantation seule de CIPAN. La mise en application d'une fertilisation équilibrée, liée principalement à une résorption des effluents excédentaires, semble par contre induire des effets significatifs. Pour le phosphore, les effets du recours aux CIPAN sont assez nets, particulièrement lors que ces cultures intercalaires sont associées à un semis direct sous couvert végétal.

2. Le couplage avec l'hydrodynamique côtière

Parallèlement au développement de modèles de bassins versants, l'étude et le suivi des écosystèmes marins a également conduit à l'élaboration de nombreux outils de modélisation permettant de représenter l'hydraulique côtière et les processus biogéochimiques qui s'y déroulent. Au cours de travaux portant spécifiquement sur les relations bassins versants - mer côtière, certains de ces outils ont par exemple été implémentés afin de scénariser l'impact des apports terrigènes sur la production primaire de l'étang de Thau (Plus *et al.*, 2006) ou sur la production vénéricole de la lagune Sacca di Goro (Marinov *et al.*, 2007). Bien que certaines études aient, comme ces dernières, intégré les apports continentaux à partir de modèles de bassins versants (Jeanneret *et al.*, 2006 ; Rollo *et al.*, 2010b [Annexe 2] ; Bougeard *et al.*, 2011), dans la majorité des cas, les flux injectés aux modèles marins proviennent de mesures intermittentes. Il serait donc intéressant de généraliser ce couplage afin de procéder à une analyse spatiale continue des flux de polluants depuis les bassins versants jusqu'aux eaux côtières. Parallèlement à l'implémentation de SWAT, qui permet de quantifier de manière continue les apports terrigènes, l'utilisation d'un modèle hydrodynamique marin permettrait ainsi de générer la dispersion des différents contaminants dans les eaux côtières. Dans ce cadre, un couplage a été réalisé entre SWAT et *Model for Application at Regional Scale* (MARS) afin de suivre les apports terrigènes en nitrates dans la rivière d'Auray. Ce chaînage entre les modèles s'est effectué manuellement à la manière d'un *one-way data transfer* (Brandmeyer et Karimi, 2000). Les fichiers en sortie du modèle SWAT ont ainsi été reformatés afin de les intégrer au paramétrage du modèle MARS et de pouvoir générer la dispersion des nitrates dans les eaux côtières (Figure 65).

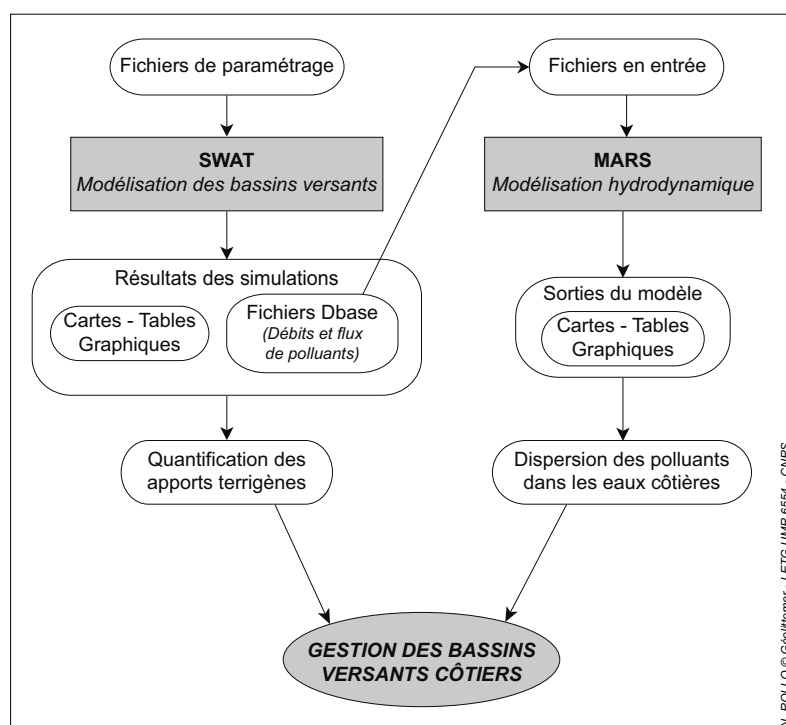


Figure 65. Couplage entre *Soil and Water Assessment Tool* et *Model for Application at Regional Scale*

2.1. Le modèle hydrodynamique MARS

Le modèle hydrodynamique MARS a été développé par l'IFREMER pour représenter la marée, les courants marins et les concentrations en éléments transportés au sein des masses d'eau côtières (Lazure et Dumas, 2008). Ce modèle est utilisé depuis plusieurs années dans les eaux côtières et estuariennes afin de simuler l'hydraulique marine et la dispersion d'éléments dissous ou en suspension tels que les sédiments, les nutriments, les pesticides ou les bactéries (Salomon *et al.*, 1991 ; Huret *et al.*, 2005 ; Ménesguen et Gohin, 2006 ; Jeanneret *et al.*, 2006 ; Riou *et al.*, 2007 ; Dussauze et Ménesguen, 2008 ; Bougeard *et al.*, 2011). MARS est un modèle aux différences finies qui utilise la méthode des Directions Implicites Alternées (DIA - *Alternating Direction Implicit*) pour résoudre les équations de Navier-Stokes.

Son fonctionnement, par emboitements successifs, permet un raffinement progressif de la résolution spatiale au fur et à mesure de la réduction de l'emprise de chaque rang. Ainsi, un modèle à deux dimensions (rang 0), dont l'emprise s'étend sur le Nord-Ouest de l'Océan Atlantique et la Mer du Nord, permet de définir les conditions aux limites des modèles de rang inférieur (rang 1). Pour la zone d'étude, le modèle de rang 1 couvre l'ensemble des côtes bretonnes et le dernier rang correspond à un modèle spécifique au Golfe du Morbihan. Ce dernier existe en deux versions : deux dimensions et trois dimensions. Dans le cadre de ce couplage, la version 3D a été préférée du fait des caractéristiques bathymétriques de la rivière d'Auray et de la volonté de prendre en compte la variabilité des concentrations au sein de la colonne d'eau. Chaque maille du modèle est ainsi discrétisée verticalement sur dix niveaux correspondant à 10 % de la hauteur d'eau totale dans la maille. Différentes variantes du modèle, intégrant des modules supplémentaires, ont été développées afin par exemple de prendre en compte les processus biogéochimique (ECO-MARS) ou d'étudier spécifiquement les marées vertes (MARS-ulve). Par ailleurs, MARS, qui est hébergé sur le supercalculateur CAPARMOR II (Calcul Parallèle Mutualisé pour l'Océanographie et la Recherche) d'une puissance de 23 Teraflops, dispose d'une interface Web (Le Gall *et al.*, 2006). MARS-Web, qui n'est plus suivi pour le moment, permet de paramétrer le modèle, de le lancer et d'exploiter les résultats des simulations *via* l'extranet de l'IFREMER.

La bathymétrie intégrée au modèle qui a été utilisée est issue de l'association d'un survol LIDAR (*Light Detection And Ranging*) et de relevés effectués à partir d'un sondeur multifaisceaux datant de 2004 (Figure 66). Lors de ce couplage, les différents paramètres ayant servi de base au forçage climatique de MARS proviennent du modèle ARPEGE de Météo-France (température de l'air, vent, pression, couverture nuageuse, humidité relative). L'intégration des effets de la marée s'est opérée à partir d'une simulation réaliste. Concernant les apports terrigènes, seuls les apports en nitrates du Loc'h et du Sal, issus des simulations réalisées sous SWAT, ont été incorporés. Le « traceur » nitrates a été considéré comme conservatif ($T_{90}=0$). De plus, ce couplage ayant été réalisé uniquement avec

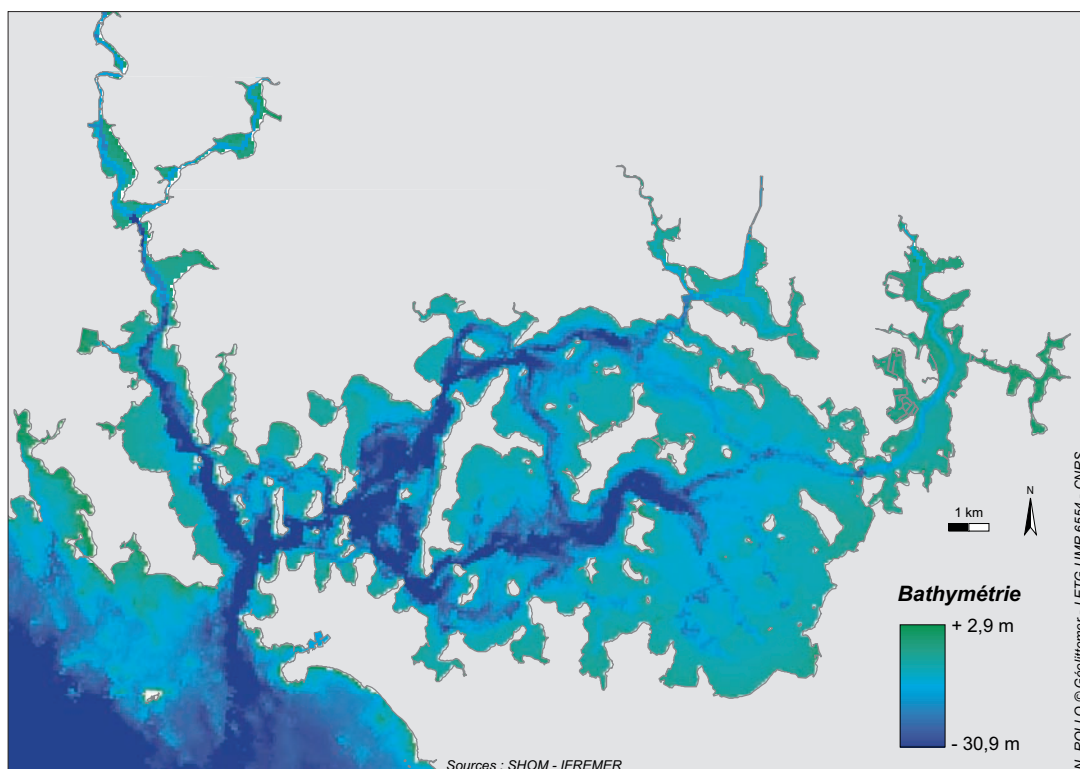


Figure 66. Bathymétrie intégrée au modèle MARS-3D du Golfe du Morbihan

la composante hydrodynamique de MARS, son cycle biogéochimique ainsi que la consommation du phytoplancton et des ulves n'a pas été prise en compte. Toutefois, le couplage ayant été implémenté sur une période hivernale courte (octobre 2002 - janvier 2003), cette simplification n'engendre vraisemblablement que peu d'incidences sur les concentrations simulées. Enfin, trois points de contrôle, correspondant aux principales stations de suivi issus du réseau de la Cellule Qualité des Eaux Littorales (CQEL) de la Direction Départementale des Territoires et de la Mer (DDTM), ont été intégrés afin de s'assurer d'une bonne adéquation entre les mesures et concentrations simulées (Figure 68).

2.2. Résultats du couplage

L'évolution des concentrations en nitrates simulées dénote une étroite relation avec les analyses de la CQEL. Il est toutefois assez délicat de comparer les simulations avec ces mesures dans le sens où l'heure de prélèvement n'est pas renseignée dans la base. Or, compte tenu de l'effet de la marée, qui introduit une évolution journalière cyclique des concentrations, la teneur en nitrates mesurée n'est pas forcément représentative des conditions moyennes de la journée considérée (Figure 67). Le fait que les concentrations simulées soient inférieures aux mesures provient de la seule prise en compte des apports du Loc'h et du Sal. Ainsi, le différentiel peut s'expliquer par la contribution des autres tributaires de la rivière d'Auray et surtout par les apports exogènes. Dussauze et Ménesguen (2008) ont par exemple souligné l'influence des panaches de dilution de la Loire et de la Vilaine sur

l'ensemble de la façade Sud des côtes bretonnes. Ce différentiel apparaît d'autant plus marqué au cœur de l'hiver, lors des apports terrigènes les plus conséquents. Il s'opère également essentiellement au niveau du point de suivi situé le plus à l'aval de la ria

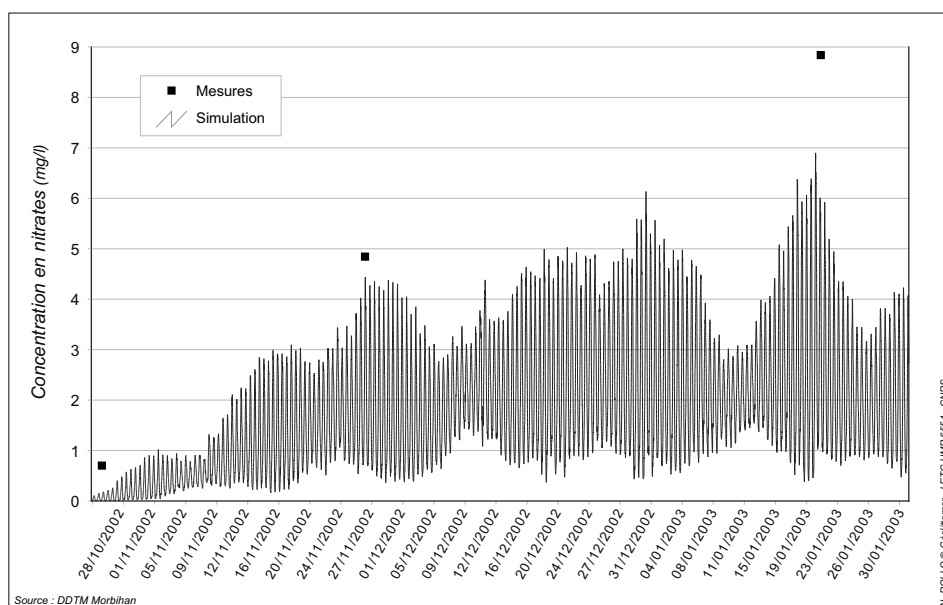


Figure 67. Simulation des concentrations en nitrates à la station G540

(G540). Le Loc'h et le Sal semblent malgré tout contribuer majoritairement aux concentrations observées, particulièrement au niveau de la masse d'eau de transition et jusqu'au début de l'hiver.

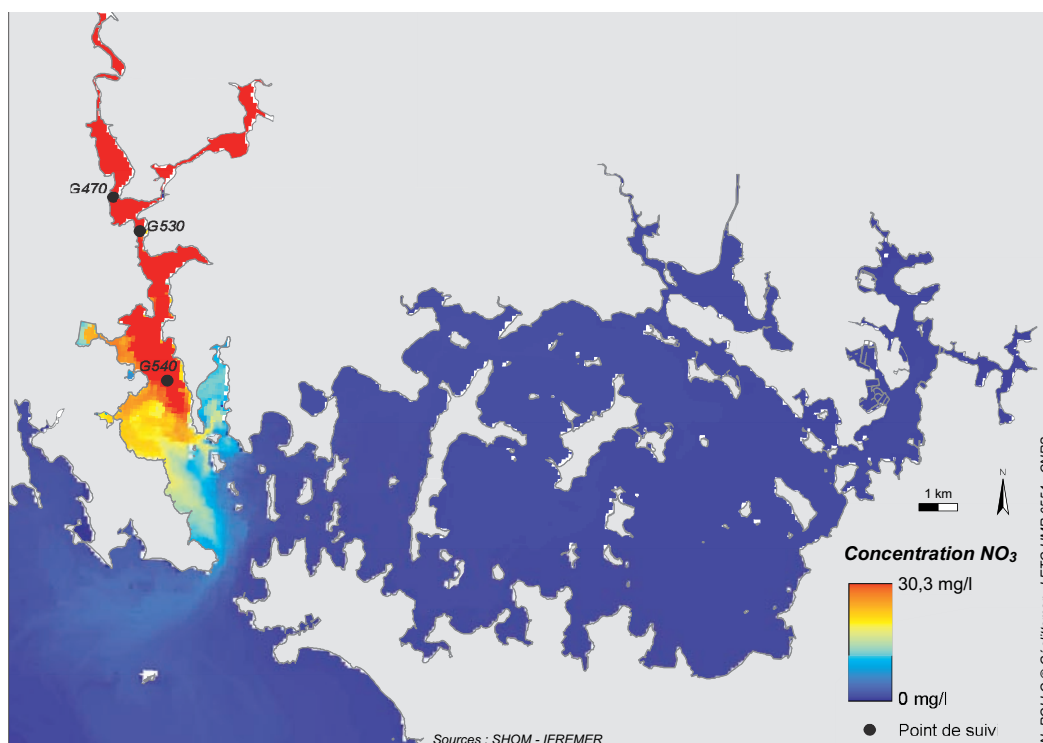


Figure 68. Panache maximal sur la période de simulation

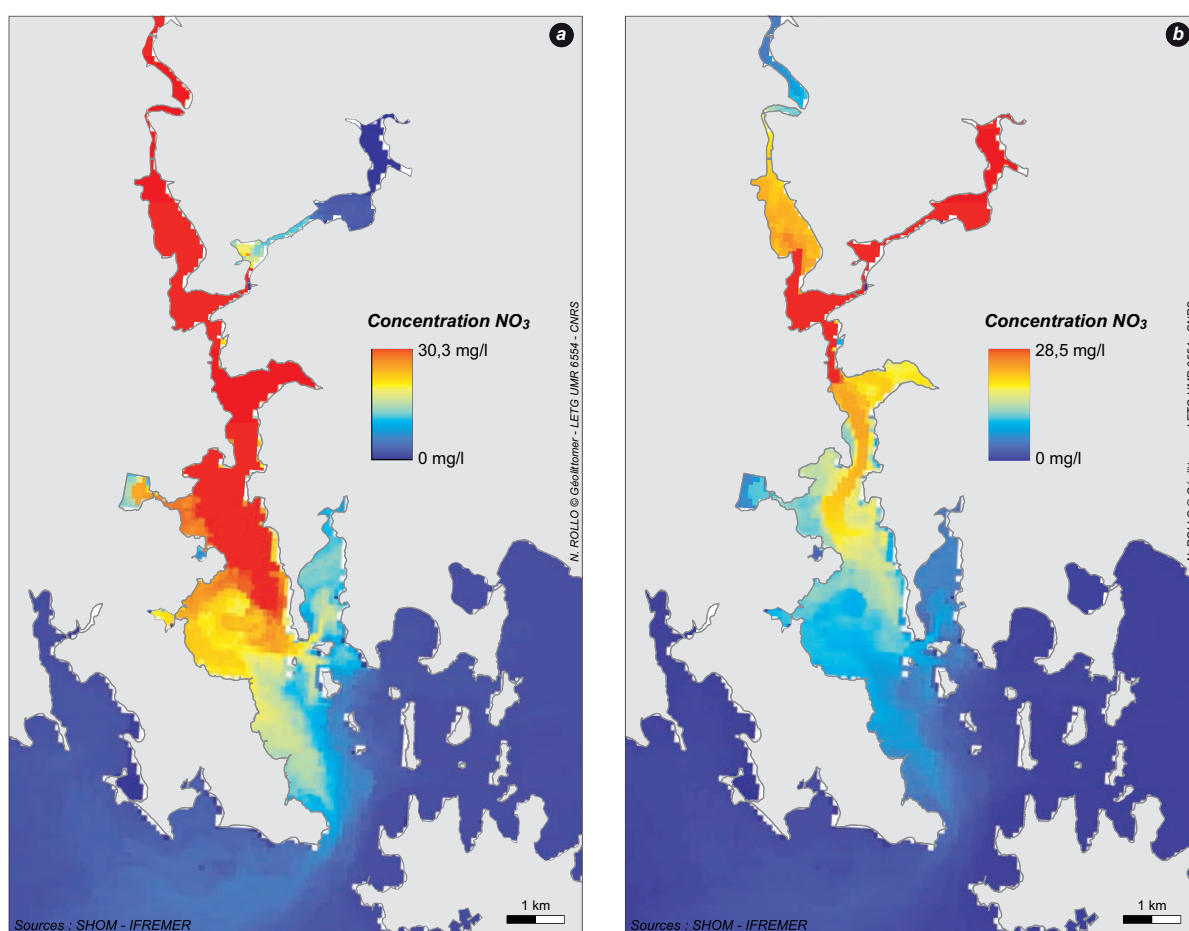


Figure 69. Panaches maximums du Loc'h (a) et du Sal (b)

Le couplage réalisé montre également que l'ensemble de la rivière d'Auray se trouve sous l'influence du panache formé par la dilution des apports du Loc'h et du Sal (Figure 68). Il souligne également la distinction des bassins occidental et oriental du Golfe, présentée en début de Chapitre 4. Ainsi, les panaches maximums se produisant à marée descendante, les éléments dissous ont tendance à être entraînés majoritairement vers le *Mor Braz*. Et bien qu'à la renverse ces masses d'eau puissent être réintroduites vers le bassin oriental, la dilution qui s'opère lors de cet intervalle ne conduit qu'à une très légère augmentation de la teneur en nitrates de ce bassin. Le modèle MARS permet en outre de distinguer les apports des différents tributaires en établissant indépendamment leurs panaches de dilution (Figure 69). Au vu des panaches simulés respectivement pour les apports du Loc'h et du Sal, ce dernier apparaît contribuer de manière plus marginale que son homologue à l'enrichissement de la ria. En effet, bien que son panache remonte pour partie vers l'amont de la ria, il semble se limiter à la confluence entre les rivières du Bono et d'Auray.

Cette expérimentation a toutefois porté sur une période relativement restreinte. Il serait donc intéressant d'étendre la période de simulation à plusieurs saisons et sur différentes années afin de s'assurer que les tendances soulignées soient représentatives des conditions habituellement observées sur le secteur. En dépit des limites qui lui sont associées, ce test de couplage témoigne de l'intérêt

que peut représenter la modélisation des bassins versants pour l'étude et la gestion des masses d'eau côtières. En effet, la possibilité d'alimenter les modèles hydrodynamiques marins à partir de flux terrigènes quantifiés de manière continue représente un atout non négligeable pour ce type de démarche. L'association des deux outils permet de quantifier les apports terrigènes, d'en identifier les origines à terre, et de les suivre au sein des masses d'eau côtières. Ainsi, ce suivi en continu des contaminants, depuis les bassins versants jusqu'aux eaux côtières, pourrait apporter des clés de compréhension des dysfonctionnements qui peuvent être ponctuellement constatés sur certains secteurs.

3. Les perspectives d'intégration de la variabilité météorologique

L'implémentation d'un modèle de bassin versant requiert de renseigner de nombreux paramètres afin d'aboutir à une représentation fine des conditions locales. Parmi l'ensemble des données en entrée, les variables climatiques sont très certainement les paramètres qui conditionnent le plus la fiabilité des simulations obtenues. Néanmoins, les réseaux de stations météorologiques existants sont souvent trop épars pour appréhender de manière fine les conditions climatiques locales. De nombreuses méthodes d'interpolation ont été élaborées afin de pallier cette lacune. Suite à cette implémentation du modèle SWAT, une approche d'interpolation des précipitations, paramètre central de la simulation des débits, a donc été testée afin d'intégrer la variabilité spatiale de ce paramètre et de tenter d'affiner les résultats du modèle (Rollo et Quénol, 2010 [*Annexe 4*]).

3.1. Approche méthodologique

Comme nous l'avons vu précédemment, le paramétrage par défaut de la partie climatique du modèle SWAT affecte les mesures de la station météorologique la plus proche à chaque bassin versant élémentaire. Néanmoins, dans le cas de conditions environnementales contrastées comme celles du secteur d'étude, la station la plus proche n'est pas nécessairement la plus représentative des conditions du sous bassin versant. Dans le cadre de l'implémentation qui a été réalisée, nous avons eu recours à une procédure élémentaire qui consiste à créer des stations fictives aux centres des différents sous bassins versants et de leurs attribuer les paramètres de la station considérée comme la plus caractéristique. Cette approche empirique peut s'avérer utile dans le sens où elle permet de limiter les erreurs induites par l'attribution d'une station peu représentative. Toutefois elle ne permet pas d'intégrer les variations locales de la météorologie particulièrement pour des paramètres majeurs, tels que les précipitations, caractérisées par une forte variabilité spatiale (Rollo *et al.*, 2010a). Ainsi, pour la période 2000-2006 sur l'ensemble des stations Météo-France répertoriées sur et à proximité de la zone d'étude, la moyenne des précipitations annuelles était de 918,4 mm pour un écart type de 107,3. De plus, ces écarts importants au niveau des volumes annuels s'associent à des disparités temporelles marquées.

En se focalisant une nouvelle fois sur le bassin versant pilote, correspondant à l'aire d'alimentation de l'étang de la forêt, une approche alternative a donc été expérimentée afin d'évaluer les bénéfices que pouvait potentiellement apporter une prise en compte des disparités locales associées aux précipitations pour la simulation des régimes hydrologiques. Dans ce cadre, l'intégration des autres paramètres météorologiques est restée cantonnée à l'approche empirique précitée en associant les mesures des stations de Grand-Champ (températures) et de Bignan (humidité, vent, rayonnement solaire) à l'ensemble des bassins versants élémentaires. Concernant les précipitations, une méthode d'interpolation basée sur une régression multiple a été mise en œuvre à partir du réseau de stations existant (Joly *et al.*, 2009).

Afin d'estimer les précipitations au sein de chacun des sous bassins versants, deux types de données ont été collectées. Les premières correspondent aux valeurs pluviométriques issues des stations météorologiques du secteur. Parallèlement à ces données, différents paramètres caractérisant les conditions environnementales de ces stations ont été intégrés à un Système d'Information Géographique distinct. Ces paramètres ont ensuite été utilisés afin d'élaborer des variables susceptibles d'impacter les précipitations. Différents paramètres représentant l'environnement des stations locales ont ainsi été répertoriés ou reconstitués à partir d'informations de base. Ces variables concernent notamment la latitude, la longitude, l'altitude, la pente ainsi que leur orientation, la rugosité topographique, l'encaissement (ou la surélévation), l'illumination théorique, la distance à la forêt la plus proche et à l'océan. Ces différentes informations ont été dérivées de la BD Alti de l'IGN et de la carte d'occupation du sol constituée pour l'implémentation du modèle.

Latitude	Longitude	Altitude	Pente	Orientation	Rugosité	Encaissement	Illumination	Distance à l'océan	Distance à la forêt
0,35	0,08	0,46	0,53	0,18	0,40	-0,13	0,03	0,47	-0,35

Tableau 32. Coefficients de Bravais-Pearson entre les précipitations annuelles et les variables explicatives sélectionnées

Dans un premier temps, la corrélation entre la moyenne mensuelle des valeurs pluviométriques et les dix variables susceptibles de les expliquer a été calculée à l'aide d'une régression simple. A partir de ces coefficients de corrélation, les prédicteurs significatifs ont été identifiés pour chaque mois. Ainsi, nous avons pu sélectionner mois par mois les régresseurs à intégrer au modèle de variation spatiale des précipitations. L'influence des variables étant relativement fluctuante selon les mois, un modèle basé sur l'articulation de trois ou quatre variables significatives a été défini pour chacun des mois de l'année. Néanmoins, quatre variables semblent primer dans l'explication des précipitations et de leur variabilité spatiale. Il s'agit de l'altitude, la pente, la rugosité topographique et la distance à l'océan. A titre d'exemple, le Tableau 32 présente les coefficients de Bravais-Pearson liant les dix variables présélectionnées aux précipitations annuelles.

3.2. Résultats de l'interpolation et des simulations

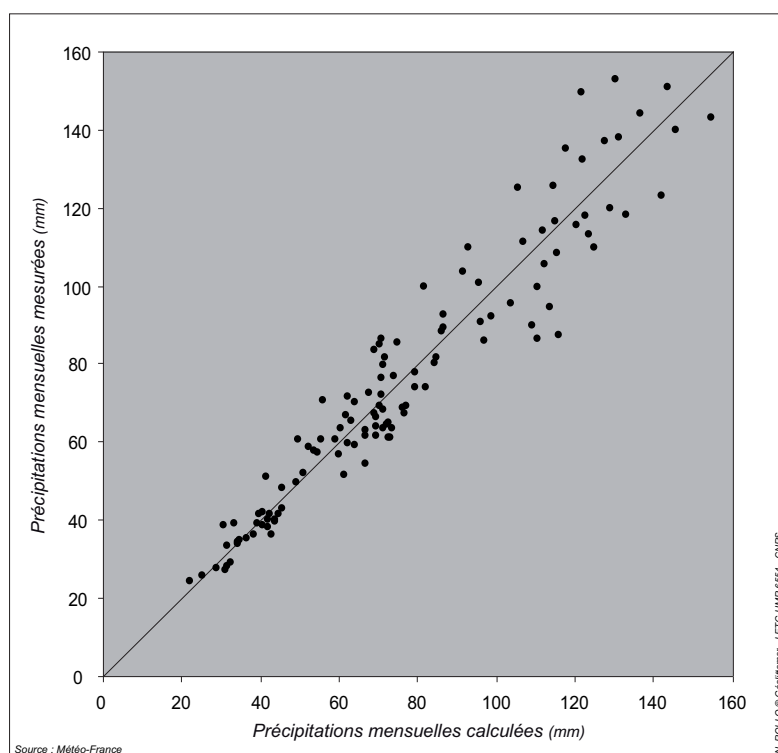


Figure 70. Précipitations calculées et mesurées lors de la validation croisée

fréquence de 6,7 %. Néanmoins, les faibles résidus (compris entre -10 et +10 mm) caractérisent 74,2 % de l'effectif.

La Figure 71 permet d'appréhender la répartition de ces résidus selon six classes. Afin de compléter l'évaluation de l'interpolation et de vérifier son adéquation avec les conditions locales, nous avons y avons intégré les mesures issues des trois stations implantées sur le bassin entre avril 2009 et avril 2011. Ces mesures ont permis de disposer d'un jeu de données indépendant que nous avons pu comparer avec les estimations pluviométriques issues des régressions. Comme précédemment, l'analyse des résidus confirme que l'interpolation produit des résultats relativement satisfaisants (Figure 71b).

Une fois validées, les données issues des régressions ont été intégrées au modèle SWAT afin d'évaluer si l'utilisation de cette interpolation des précipitations permettait d'affiner les simulations du modèle. Deux simulations, couvrant l'ensemble de la période 2000-2005, ont ainsi été implémentées à un pas de temps mensuel sur le bassin versant de l'étang de la forêt. Lors de la première simulation, seules les données issues du réseau de stations météorologiques existant ont été intégrées au modèle en maintenant un paramétrage par défaut (simulation 1). Parallèlement à cette simulation, une deuxième implémentation du modèle a été réalisée en conservant un paramétrage identique du modèle mais en utilisant le modèle de variation spatiale pour l'intégration des précipitations (simulation 2).

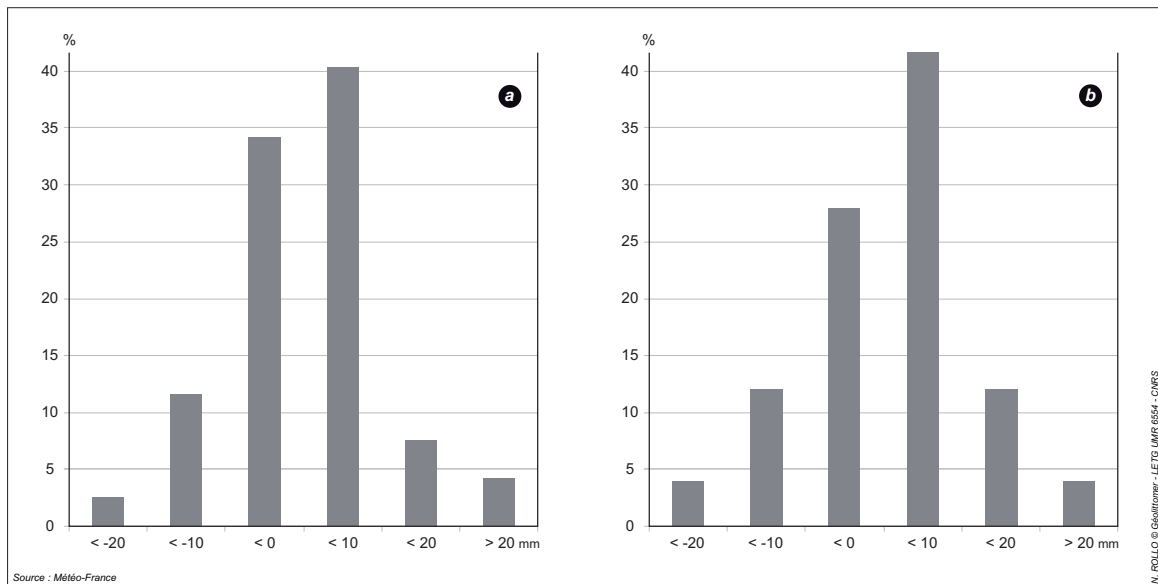


Figure 71. Fréquence des résidus selon six classes : validation croisée (a), série indépendante (b)

Les résultats des deux simulations ont ensuite été comparés aux extrapolations de débit de la « macro-flux » à l'aide du coefficient de corrélation linéaire de Bravais-Pearson et du critère d'efficacité de Nash-Sutcliffe (Figure 72). D'après les évaluations statistiques réalisées à partir de ces deux indicateurs, les deux simulations semblent en adéquation avec les observations effectuées. Toutefois, on note que la deuxième simulation, utilisant la méthode d'interpolation des précipitations donne de meilleurs résultats. En effet, Le coefficient de Bravais-Pearson qui était de 0,91 lors de la première simulation, passe à 0,95 pour la deuxième. De même, le critère de Nash-Sutcliffe est de 0,79 pour la simulation intégrant le modèle de variation spatiale des précipitations alors qu'il n'était que de 0,62 pour la première simulation (Tableau 33).

	Bravais-Pearson	Nash-Sutcliffe
Simulation 1	0,91	0,62
Simulation 2	0,95	0,79

Tableau 33. Indicateurs d'ajustement des débits simulés

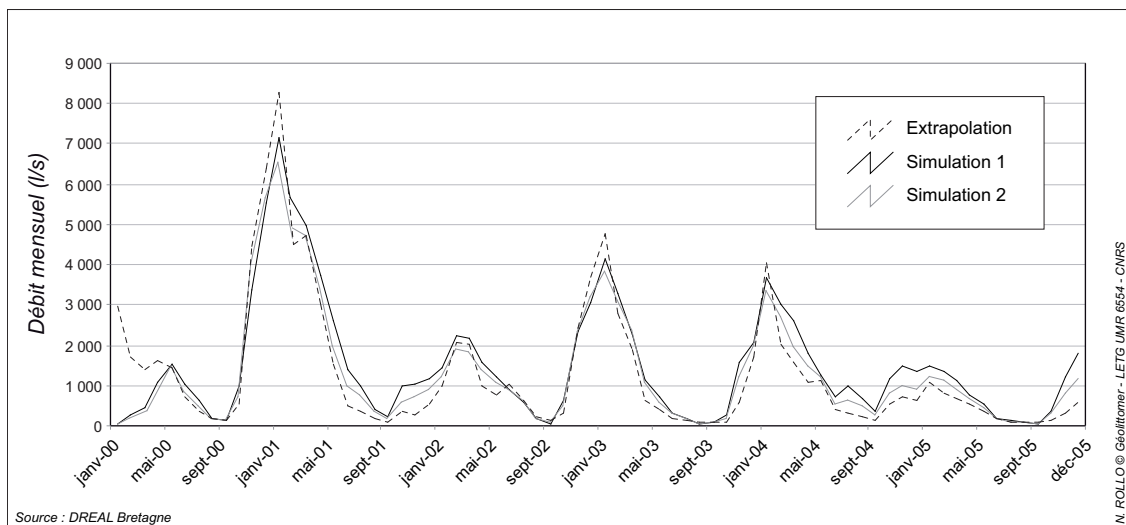


Figure 72. Hydrogrammes des débits extrapolés et simulés à partir des deux méthodes après une calibration préliminaire

En définitive, la finesse des simulations de modèles hydrologiques est étroitement liée à la finesse des données qui y sont intégrées. Cet élément est particulièrement vrai pour les précipitations dont l'influence sur le débit des cours d'eau est majeure. Toutefois, la densité du réseau de stations météorologique est souvent trop faible pour pouvoir appréhender leur variabilité spatiale. De plus, de nombreux modèles hydrologiques se contentent d'attribuer à leurs unités spatiales de calcul les données climatiques de la station la plus proche. Dans le cas de bassins versants hétérogènes, cette procédure peut induire de fortes approximations conduisant parfois à des simulations dont la fiabilité n'est pas satisfaisante. Cette expérimentation montre que les méthodes d'interpolation couramment utilisées en climatologie peuvent permettre de pallier à ces difficultés. En effet, la simulation intégrant les précipitations estimées à partir de cette régression multiple présente des résultats plus pertinents que l'implémentation « classique » du modèle qui a servi de simulation témoin lors de ce test. Le recours à ce type d'approche pour intégrer la variabilité spatiale de certains paramètres constitue donc une perspective de recherche intéressante qui permettrait d'affiner la simulation des régimes hydrologiques mais également des transferts associés. Il serait toutefois intéressant de réajuster les régressions en y intégrant les types de temps afin de ne pas se limiter à l'influence saisonnière des variables explicatives.

4. Conclusion

L'implémentation d'un modèle de bassin versant dans une optique descriptive s'accompagne donc de nombreuses perspectives et applications potentielles concernant autant la recherche que la gestion des hydrosystèmes. En effet, outre les possibilités de quantification et de discrétisation spatiale des émissions polluantes, la capacité de scénarisation des modèles offre une réelle plus-value en termes d'aide à la décision. Ainsi, au-delà de la proposition de secteurs d'intervention prioritaires, la simulation de différentes adaptations des pratiques et de leurs effets peut s'avérer être une aide non négligeable pour définir quelles formes ces interventions doivent prendre pour être les plus efficaces possibles.

Outre cet aspect de planification des actions à mener en vue de préserver ou de restaurer les hydrosystèmes, la mise en œuvre de *scenarii* peut permettre d'anticiper certaines évolutions ou d'évaluer les effets des interventions à plus long terme. Ainsi, la scénarisation des hydrosystèmes peut également profiter d'approches prospectives connexes, portant notamment sur l'évolution des modes d'occupation des sols, afin d'en évaluer les conséquences sur les transferts nutritifs (Houet, 2006). De même, une simulation intégrant les pressions actuelles associées aux nouvelles réglementations, telles que l'obligation d'implanter une CIPAN en période hivernale (intégrée dans le dernier PMPOA), permettrait (i) d'évaluer si les actions présentement mises en œuvre sont suffisantes pour parvenir aux objectifs fixés et (ii) d'estimer quand nous pouvons espérer atteindre ces derniers. Dans le cadre des approches menées spécifiquement sur la problématique des apports

terrigènes, la teneur en nitrates des rivières permettant de réduire assez nettement les proliférations macro-algales se trouve en deçà de 10 mg/l (Aurousseau *et al.*, 2010). Il pourrait donc être intéressant de procéder à une simulation afin de déterminer les actions et le temps nécessaires à un retour à cette charge critique.

Du point de vue de la recherche, différentes améliorations du paramétrage du modèle pourraient également être apportées. La perspective d'intégration de la variabilité des précipitations présentée ici n'en représente qu'un aperçu. Il serait par exemple précieux de pouvoir incorporer les émissions liées aux installations d'assainissement autonome ou d'affiner la prise en compte des rejets ponctuels. Concernant le couplage avec l'hydrodynamique côtière, ce dernier représente un enjeu fort tant dans une perspective de recherche que pour la gestion des hydrosystèmes côtiers. En effet, le fait de pouvoir alimenter les modèles marins à partir de flux terrigènes simulés en continu peut s'avérer d'une grande utilité pour affiner les résultats de ces démarches. De plus, la quantification des rejets des différents tributaires côtiers et le suivi des polluants depuis les bassins versants jusqu'aux eaux marines constituent un moyen d'apporter des clés de compréhension aux dysfonctionnements ponctuellement observés au niveau des masses d'eau de transition et côtières. Enfin, l'utilisation conjointe de ces modèles de dispersion avec l'implémentation de scénarisations prospectives sur les bassins versants côtiers permettrait d'évaluer les effets que pourraient représenter ces *scenarii* sur les masses d'eau côtières (Ménésguen, 2007 ; Dussauze et Ménésguen, 2008).

CONCLUSION

Les apports terrigènes constituent un élément majeur du fonctionnement de ces écosystèmes côtiers. Les bassins versants côtiers représentant le principal vecteur de contamination des mers bordières, la gestion de l'état qualitatif des masses d'eau côtières ne peut être dissociée de l'étude des conditions continentales adjacentes. L'évaluation précise de ces apports constitue de ce fait un élément essentiel à intégrer aux démarches de type Gestion Intégrée de la Mer et du Littoral, afin de préserver l'environnement et surtout d'assurer l'adéquation entre l'exploitation des ressources marines en milieu côtier, les capacités trophiques de ces milieux et les pressions auxquelles ils sont soumis en amont.

Toutefois, la dégradation des milieux aquatiques s'est profondément accrues au cours des dernières décennies sous l'effet de différents facteurs tels que l'intensification agricole, l'accroissement des activités industrielles, la modification de la trame paysagère ou la densification urbaine. Les nombreuses répercussions écologiques, sanitaires et économiques de cette altération qualitative des milieux aquatiques sont d'autant plus perceptibles à l'interface terre-mer. En effet, les hydrosystèmes littoraux de par leur richesse écologique, leurs densités de population et d'activités ainsi que leur attractivité y sont particulièrement vulnérables. Cette problématique a donné lieu à la mise en place de nombreux programmes d'actions. Toutefois, bien que des améliorations notables aient pu être constatées sur certains secteurs, bon nombre de masses d'eau demeurent en deçà des objectifs préalablement fixés.

Ce difficile retour aux conditions qualitatives antérieures aux années 1970 s'explique pour partie par le temps de réaction des hydrosystèmes qui induit une certaine inertie. On peut néanmoins s'interroger sur la suffisance des interventions menées pour atteindre les objectifs avancés, sur le temps nécessaire à l'atteinte de ces derniers, mais également sur les modalités d'intervention. La désignation de ces dernières se heurte à de nombreuses difficultés inhérentes à chacune des étapes des processus d'analyse et décisionnels. La résorption de la dégradation de l'état qualitatif d'une masse d'eau nécessite ainsi de caractériser l'altération en question, d'identifier et de hiérarchiser les pressions qui en sont à l'origine, de prioriser les interventions permettant de limiter les émissions et les transferts de polluants, mais également de suivre leurs effets sur la durée. De plus, la mise en application de ces actions s'associe généralement à un compromis décisionnel émanant de la volonté de restaurer

les milieux aquatiques tout en limitant les conséquences économiques et sociales que pourraient induire ces opérations. Ces répercussions, souvent non négligeables pour certaines branches d'activité, légitiment d'autant plus le fait de pouvoir cibler précisément les actions à mener pour qu'elles soient le plus efficace possible. Néanmoins, il est parfois très délicat d'identifier précisément où, à quel niveau et dans quelle mesure intervenir pour améliorer significativement la qualité des masses d'eau à partir des démarches existantes, particulièrement dans le cas d'aires d'alimentation fortement hétérogènes. Dans ce cadre, le recours à de nouveaux outils, permettant de compléter le panel existant largement usité, pourrait représenter un moyen d'affiner et de guider les actions mises en œuvre localement.

La gestion des hydrosystèmes et la priorisation des actions à mener pour les préserver ou les restaurer s'appuient traditionnellement sur les suivis hydrométriques et qualitatifs des masses d'eau. Ces approches permettent de constater, caractériser et quantifier de manière fiable le degré d'altération du milieu aquatique. En outre, les mesures, qui sont révélatrices des conditions présentes à l'amont du point d'échantillonnage, rendent possible la comparaison des différentes aires contributives et donc l'identification de celles qui sont le plus impactées ou impactantes. Toutefois, compte tenu des coûts qui sont associés à la maintenance de réseaux de surveillance, ces derniers sont rarement exhaustifs. Ainsi, les lacunes de suivi sont particulièrement marquées en zone côtière du fait de la physionomie des réseaux hydrographiques, souvent éclatés en de nombreux contributeurs directs.

L'efficacité de la métrologie est donc particulièrement dépendante de la densité des réseaux mais également de la temporalité des prélèvements. Au-delà des considérations spatiales, le caractère intermittent des échantillonnages limite fortement leur interprétation. En effet, leur valorisation sous la forme d'indicateurs de type concentrations, sans lien avec des valeurs hydrométriques, ne permet pas d'estimer les flux de manière satisfaisante. Cet aspect se vérifie particulièrement pour les paramètres les plus mobiles dont le suivi ponctuel induit une incertitude non négligeable. Dans ce cadre, la spatialisation et les modalités d'application des actions mises en œuvre s'appuient généralement sur un faisceau de présomptions issues de connaissances scientifiques établies sur d'autres bassins, reliant les dégradations constatées à des caractéristiques physiques ou d'aménagement et à des pratiques considérées à risque. Toutefois, les approches classiques, basées sur la métrologie et qui constituent toujours la base des modes de gestion des hydrosystèmes, apparaissent trop partielles pour permettre une gestion efficiente. Le fait que bon nombre de masses d'eau soient intégrées à des classes qualitatives « acceptable » ou « bonne » malgré la constatation de dysfonctionnements pose d'ailleurs la question de la représentativité de ces échantillonnages et de la calibration des grilles d'appréciation et d'interprétation. Elles demeurent toutefois indispensables à la quantification de l'état qualitatif des masses d'eau et représentent la seule approche permettant d'appréhender les émissions ponctuelles de contaminants.

Parallèlement à ces approches traditionnelles, le développement des technologies de l'information géographique depuis la fin des années 1980 a induit une nouvelle façon d'appréhender la gestion territoriale (Roche et Humeau, 1999 ; Pornon, 2011). La large diffusion dont ont fait l'objet ces technologies, et en particulier les outils SIG, auprès des collectivités territoriales a conduit à leur intégration progressive aux démarches de gestion des hydrosystèmes (Pornon *et al.*, 1995 ; Ponon, 2007). Les différentes approches qui en ont découlé permettent notamment d'intégrer la variabilité des configurations spatiales et de discrétiser spatialement le risque d'émission de pollution en étudiant les interconnexions entre les facteurs sources et les facteurs transport. Elles s'avèrent donc particulièrement pertinentes pour la gestion des pollutions d'origine diffuse, d'autant qu'elles sont facilement reproductibles. Toutefois, elles ne procèdent qu'à une expertise qualitative du territoire sans possibilité de chiffrer quantitativement les contaminations induites par les pressions qu'elles représentent.

Menées conjointement, les approches basées sur la métrologie et l'analyse spatiale ont permis de compenser leurs défauts respectifs. Ainsi, l'association des deux offre la possibilité de définir des indicateurs de dégradation quantitatifs et de les relier à des indicateurs de pression, dont l'objectif est l'identification des aires les plus contributives au travers d'une discrétisation spatiale des émissions potentielles. Bien que cette formule ait permis d'obtenir des résultats en agissant sur les secteurs les plus problématiques, elle semble toutefois trouver ses limites. En effet, force est de constater que les résultats obtenus demeurent en demi-teinte et souvent en-deçà des attentes, particulièrement au regard des exigences de la DCE. Le caractère mitigé de ces résultats s'explique pour partie par le temps de réponse des hydrosystèmes, notamment pour les bassins présentant une faible part d'écoulements superficiels induisant une plus grande inertie hydrogéologique (Guillaud et Bouriel, 2007). Toutefois, l'approche des échéances de la DCE et les répercussions économiques que pourrait entraîner le non-respect de ces dernières conduisent à une certaine urgence.

Dans ce contexte, le recours aux modèles ne représente évidemment pas la solution miracle du fait des limites inhérentes à leur exploitation, largement explicitées au long de ce travail. Ces dernières sont notamment étroitement liées à leur paramétrage (généralisation), leur fonctionnement (simplification prononcée) et à leur lourdeur d'implémentation. Leur utilisation par les gestionnaires en charge de la gestion des milieux aquatiques demeure toutefois un enjeu fort dans le sens où ils représentent un atout qui serait opportun de faire valoir (Rollo, 2011). En effet, actuellement, seule la modélisation semble être en mesure d'établir un lien quantitatif précis entre les facteurs de pression et l'état des milieux aquatiques. Les modèles permettent tout d'abord de mieux comprendre le fonctionnement des bassins versants vis-à-vis des flux de pollution en hiérarchisant le rôle des différents facteurs et en évaluant la responsabilité des différents émetteurs. Ils offrent la possibilité d'appréhender de façon dynamique les transferts et d'estimer ces derniers de manière quantitative et continue y compris sur des secteurs non jaugés. Ainsi, l'utilisation de modèles hydrologiques permet de compléter ces séries de mesures intermittentes en quantifiant les flux là où il n'y a pas de

jaugeages, ou sur des périodes où ces derniers ne sont pas réalisés. De ce fait, ils peuvent notamment être mis à profit lors de la définition des stratégies d'échantillonnage ou dans le cas de restructuration des réseaux de surveillance.

La discrétisation spatiale opérée par les modèles distribués (ou semi-distribués) permet en outre de réellement prendre en compte la variabilité spatiale des émissions et d'identifier les zones les plus contributrices. Cette identification leur confère donc un statut de support complémentaire d'aide à la décision dans le sens où celle-ci permet de définir des sites à placer sous surveillance ou de déterminer des secteurs d'intervention prioritaires pour les actions de restauration des milieux aquatiques. Au-delà de la proposition de secteurs d'intervention prioritaires, la possibilité d'implémenter des *scenarii* peut s'avérer être une aide non négligeable pour définir quelles formes doivent prendre les actions entreprises pour être les plus efficaces possibles. Ce niveau de scénarisation peut représenter un apport substantiel au niveau de la planification des interventions en vue de restaurer un milieu dégradé. Dans le cas des hydrosystèmes littoraux, outre cet aspect de planification des actions à mener en vue de préserver ou de restaurer les milieux aquatiques, le couplage de ces outils avec l'hydrodynamique côtière représente également un enjeu fort tant dans une perspective de recherche que de gestion. En effet, le suivi des transferts de polluants terrigènes depuis leurs sources au sein des bassins versants jusqu'aux eaux marines peut constituer un moyen d'apporter des éléments de compréhension aux dysfonctionnements ponctuellement observés au niveau des masses d'eau de transition et côtières.

L'étude de cas présentée dans ce travail, qui a été co-construite avec le Syndicat Mixte du Loc'h et du Sal, souligne les différentes potentialités que ces outils peuvent représenter pour les gestionnaires. L'aire d'alimentation de la rivière d'Auray est représentative du contexte breton tant par ses propriétés morphologiques, pédo-climatiques et hydrologiques, que par ses caractéristiques socio-économiques. L'état qualitatif des masses d'eau de ce secteur témoigne d'une altération assez marquée. Cette dernière, principalement liée à des apports nutritifs excessifs engendre de nombreuses perturbations écologiques, conduisant dans certains cas à des conséquences sanitaires et économiques non-négligeables. En effet, la qualité des eaux de cet hydrosystème est associée à de nombreux enjeux de part et d'autre de l'interface terre-mer. Ceux-ci tiennent tout autant à l'alimentation en eau potable, à la fonction récréative et de production de certaines masses d'eau, mais également à la forte valeur patrimoniale des eaux de la rivière d'Auray et plus largement du Golfe du Morbihan. A l'instar de nombreux bassins de la région, de multiples programmes d'actions ont été mis en œuvre sur le secteur depuis les années 1990. Leurs effets sur l'état qualitatif des masses d'eau semblent toutefois maintenir l'état qualitatif des masses d'eau du bassin dans une situation intermédiaire peu satisfaisante sur le long terme. La principale difficulté de gestion tient principalement à l'hétérogénéité du bassin. Cette diversité induit une multiplicité des types et des modes d'émissions dont les responsabilités respectives difficilement dissociables, particulièrement à l'échelle de l'hydrosystème dans son ensemble.

Partant de cette vision partielle, la mise en œuvre du modèle SWAT a permis d'affiner les diagnostics établis à partir de la métrologie. Cette implémentation, bien que portant principalement sur la simulation des pollutions diffuses, a montré sa capacité à reproduire les transferts de nutriments observés. Au-delà de la confirmation des tendances observées de manière ponctuelle, les disparités d'émission des différents bassins versants élémentaires ont pu être appréciées à partir de la quantification de leurs flux spécifiques respectifs. Les sorties du modèle étant très variées (thématiques, échelles spatiales), cette démarche a en outre conduit à la création de nombreuses données dont l'exploitation plus poussée peut conduire à une meilleure connaissance du fonctionnement de l'hydrosystème alréen. Il est, par exemple, désormais possible d'évaluer précisément le rôle des différentes pratiques et caractéristiques paysagères au niveau des transferts se produisant au sein de l'aire d'alimentation de la ria d'Auray. Cette hiérarchisation de l'influence des différentes variables en interaction peut notamment servir de base à une réorientation des secteurs les plus contributeurs vers des pratiques plus conservatrices ou à la réalisation d'aménagements en vue de réduire les potentialités de transferts.

La diversité des potentialités offertes par les modèles a conduit à leur large diffusion auprès des différentes disciplines scientifiques. Les modèles de bassin versant, bien qu'initialement développés dans le cadre de démarches associées à l'ingénierie ou aux géosciences, sont notamment de plus en plus utilisés en géographie. L'intérêt des géographes pour ces outils tient notamment à la dimension spatiale des modèles distribués et à la possibilité de prendre en compte la variabilité spatiale des paramètres et des processus. De façon réciproque, les savoirs et savoir-faire géographiques constituent un apport substantiel à la modélisation des bassins versants. Les différents outils et méthodes de représentation, d'analyse et d'intégration des données spatiales, associés notamment à la géomatique, s'avèrent ainsi particulièrement profitables pour le prétraitement des données en entrée et le paramétrage des simulations.

De par leurs différents attributs, les modèles de bassin versant spatialisés constituent également une piste complémentaire vraisemblablement intéressante à explorer pour les organismes en charge du suivi et de la gestion de l'eau et des milieux aquatiques. Toutefois, parallèlement à la large diffusion dont ils ont fait l'objet auprès des scientifiques, les gestionnaires ont pendant longtemps eu peu de considération pour ces outils. Cet aspect s'explique par différents facteurs. En effet, la complexité de leur mise en œuvre, longtemps mise en avant, a conduit les gestionnaires imprégnés par cette représentation, à considérer ces outils comme disproportionnés par rapport à leur finalité. Les réticences quant à leur utilisation et les doutes émis sur leur opérabilité étaient principalement nourris par différents aspects englobant leur coût d'acquisition, la lourdeur de leur implémentation, la disponibilité des données nécessaires à cette dernière, et les compétences requises pour les mettre en œuvre de manière efficiente. L'appropriation de toute nouvelle technologie étant étroitement liée à la perception qu'en ont les acteurs (Roche, 2000), ce défaut d'image constituait une entrave rédhibitoire limitant profondément l'appropriation effective des modèles par les gestionnaires. Ces outils

sont malgré tout employés dans une optique opérationnelle, mais leur utilisation demeure généralement cantonnée à une utilisation indirecte sous la forme de recherche contractuelle qui pose la question de la continuité de ces démarches à l'issue des dits-contrats.

Au fil du temps et des évolutions récentes, les critiques émises à l'encontre de la modélisation hydrologique se sont toutefois estompées, laissant la porte ouverte à une éventuelle utilisation de ces outils par les gestionnaires à moyen terme. Le développement des logiciels libres depuis la fin des années 1990 n'a ainsi pas échappé aux modèles mathématiques à vocation environnementale. De plus, l'interfaçage des modèles dans un environnement SIG conduit à une relative facilité d'utilisation et rapidité d'exécution. En effet, ces logiciels, désormais familiers pour la plupart des gestionnaires, permettent de procéder à des simulations sans nécessairement être initié à la programmation par lignes de commandes comme cela devait être le cas auparavant. Cet aspect favorise une prise en main assez rapide des fonctionnalités du modèle et permet de bénéficier de restitutions spatiales directes des résultats, simplifiant ainsi leur analyse ainsi que leur exploitation. Concernant plus spécifiquement le modèle SWAT, son couplage récent avec le logiciel SIG MapWindow, bien qu'uniquement exécutable sous un système d'exploitation Windows, permet d'ailleurs de disposer d'une plateforme épurée, robuste et surtout entièrement libre.

Concernant la disponibilité des données indispensables au paramétrage de ces outils, les effets des évolutions réglementaires récentes comme la convention d'Aarhus ou la directive INSPIRE commencent à se faire sentir. La multiplication des conventions de mise à disposition et la création de portails d'accès, favorisant la diffusion et le partage des données, ont conduit à un niveau d'accessibilité encore jamais atteint. Aujourd'hui, les gestionnaires et leurs partenaires disposent d'un accès privilégié aux données nécessaires à l'implémentation de ce type de démarche. L'ensemble de ces événements a conduit bon nombre d'organisations à reconsidérer leur position vis-à-vis des modèles hydrologiques. Le fait que des Agences de l'eau se tournent de plus en plus vers ce type d'outils, notamment en zone côtière, en est un exemple des plus concrets. Ainsi, ces outils semblent parvenir à une période de maturité permettant d'envisager désormais leur utilisation dans une optique opérationnelle directe.

Toutefois, différents obstacles limitant leur utilisation effective par les organes gestionnaires des hydrosystèmes subsistent. Ces derniers tiennent principalement à l'inadaptation de certains référentiels nationaux ou communautaires et à la subsistance de lourdeurs d'utilisation associées à différents défauts de l'interface d'édition proposée par certains modèles. Ces aspects, dont l'ampleur est spécifique à chaque modèle, nécessiteraient donc d'être améliorés afin de favoriser une appropriation effective de ces outils par les gestionnaires. Dans cet objectif, ce projet s'est appliqué à intégrer au mieux les considérations du gestionnaire afin d'assurer une continuité opérationnelle à la démarche dans le temps et sa transposabilité. Cette démarche s'est principalement focalisée sur les modalités de traitement et d'intégration des variables en entrée, en travaillant au plus près de réfé-



Figure 73. Interface graphique de l'application EdiSWAT 1.0 bêta

leur prétraitement est suffisante pour implémenter ce type de modèle de manière efficiente. Les différents protocoles établis au cours du prétraitement des fichiers en entrée, de leur intégration au modèle, et lors de l'implémentation de SWAT donneront prochainement lieu à l'élaboration d'un guide détaillé (Rollo *et al.*, 2011).

Afin de s'affranchir de certaines lourdeurs de paramétrage de SWAT, liées notamment à l'intégration des variables en entrée, cette démarche a par ailleurs donné lieu au développement de différentes applications. Ces dernières concernent principalement, (i) la redistribution des effluents d'élevage en fonction de l'occupation du sol et des besoins des cultures, (ii) l'édition des fichiers en entrée du modèle (météorologie, réseau hydrographique, pratiques), et (iii) l'évaluation de l'adéquation entre les simulations et les mesures au travers du calcul automatique des trois paramètres statistiques utilisés et de la réalisation des graphiques correspondant. Au niveau de l'édition des fichiers en entrée, outre le fait de favoriser une intégration effective de la variabilité spatiale des caractéristiques du bassin modélisé, la possibilité de semi-automatiser le paramétrage du modèle *via* des fichiers bureautiques standards permet d'envisager une utilisation plus aisée du modèle par des acteurs opérationnels. Alimentés par des formats de fichiers communs (format tableur ou texte), la plupart de ces utilitaires développés en langage Java devaient initialement être implémentés sous l'environnement de développement intégré Eclipse. L'utilisation de cette plateforme nécessitant toutefois des compétences informatiques approfondies, une interface graphique a été récemment développée en Visual Basic afin de pouvoir lancer les applications indépendamment (Figure 73). Cette « boîte à outils », qui demeure en version bêta, regroupe la majorité des applications précitées (Rollo et Lecomte, 2011).

rentiels courants correspondant aux jeux de données généralement accessibles aux collectivités en charge de la gestion des hydrosystèmes. En effet, hormis les images satellitaires, auxquelles peuvent désormais se substituer différentes données rendues récemment disponibles, le paramétrage du modèle s'est effectué en se basant sur des référentiels standards. Différentes approches ont également été testées afin de compenser l'indisponibilité de certains paramètres et de raffiner les données difficilement intégrables en l'état. L'adéquation entre les résultats de simulation et les mesures démontre que la qualité des référentiels utilisés et de

En définitive, les modèles semblent susciter un intérêt croissant auprès des organismes en charge de la gestion des milieux aquatiques. Cet aspect tient notamment au fait que les évolutions récentes les rendent plus aisément utilisables de manière autonome. De par la complexité de l'objet qu'ils représentent, les modèles de bassin versant demeurent néanmoins des outils élaborés. Il apparaît donc important de maintenir un suivi ainsi qu'un appui scientifique lors de leur exploitation au sein de structures de gestion. Sous ces conditions et tout en ayant conscience des limites associées à leur mise en œuvre, ces outils de connaissance et de planification pourraient représenter un atout substantiel pour la gestion des hydrosystèmes. Ainsi, leur capacité de scénarisation constitue un avantage certain à la fois pour programmer les actions à mener en vue de préserver ou de restaurer les milieux aquatiques et pour évaluer leurs effets sur la durée. A l'approche des échéances réglementaires à venir, ces outils peuvent notamment permettre d'anticiper les évolutions futures afin d'éviter de devoir procéder à des mesures drastiques qui induisent localement des répercussions économiques et sociales majeures.

BIBLIOGRAPHIE

- ABBASPOUR K.C., YANG J., MAXIMOV I., SIBER R., BOGNER K., MIELEITNER J., ZOBRIST J., SRINIVASAN R., 2007.** Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. *Journal of Hydrology* 333, 413–430.
- ABBOTT M.B., BATHURST J.C., CUNGE J.A., O'CONNELL P.E., RASMUSSEN P.E., 1986.** An introduction to the European Hydrological System - Système Hydrologique Européen, « SHE » : history and philosophy of a physically-based, distributed modelling system. *Journal of Hydrology* 87, 45–59.
- AGENCE DE L'EAU LOIRE-BRETAGNE, 2004.** *État des lieux du bassin Loire-Bretagne. Volume 1 : caractérisation du bassin et registre des zones protégées.* État des lieux adopté le 3 décembre 2004, 245 p.
- AGENCE DE L'EAU LOIRE-BRETAGNE, 2006.** *Le programme de surveillance du bassin Loire-Bretagne.* Document coordonné par l'AELB, 54 p.
- AGENCE DE L'EAU LOIRE-BRETAGNE, 2009a.** *Programme de mesures du bassin Loire-Bretagne 2010-2015.* Document coordonné par la DREAL Centre et l'AELB, 108 p.
- AGENCE DE L'EAU LOIRE-BRETAGNE, 2009b.** *Guide pour la mise en œuvre de l'autosurveillance des stations d'épuration des collectivités : équipements à mettre en place, contrôles à effectuer et procédures à respecter.* Guide méthodologique de l'AELB, 26 p.
- AGENCE DE L'EAU LOIRE-BRETAGNE, 2009c.** *Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) du bassin Loire-Bretagne 2010-2015.* Document coordonné par la DREAL Centre et l'AELB, 252 p.
- AGENCE DE L'EAU LOIRE-BRETAGNE, 2010.** *La protection des captages prioritaires pour l'amélioration en eau potable.* L'eau en Loire-Bretagne n°81, 44 p.
- AGENCE EUROPÉENNE DE L'ENVIRONNEMENT, 2001.** *Eutrophication in Europe's coastal waters.* EEA topic report, Copenhague, 120 p.
- AGENCE EUROPÉENNE DE L'ENVIRONNEMENT, 2003.** *Europe's Water : an indicator-based assessment.* EEA topic report, Copenhague, 99 p.
- AGRESTE BRETAGNE, 1998.** L'alimentation biphase, une réalité en Bretagne. *Moyens de production* 27, 15–18.
- AGRESTE BRETAGNE, 2010a.** *Tableaux de l'agriculture bretonne : les principaux résultats de l'agriculture bretonne 2009.* Rapport de la Direction Régionale de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt Bretagne, 170 p.
- AGRESTE BRETAGNE, 2010b.** *Mémento de la statistique agricole.* Rapport de la Direction Régionale de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt Bretagne, 20 p.
- AGRO-TRANSFERT BRETAGNE, 2009.** *Influence des éléments du paysage sur les transferts de l'eau et des polluants associés dans un bassin versant sur socle : bilan des connaissances applicables dans le contexte pédoclimatique breton.* Rapport du programme « Agro-transfert : gestion spatiale des activités agricoles, aménagement du territoire et qualité de l'eau », 124 p.
- ALLENOU J.P., CAMUS P., BOUGET J.F., JOLY J.P., 2002.** *Étude de l'état trophique du Golfe du Morbihan et croissance des huîtres creuses.* Rapport de l'IFREMER, 70 p.
- ALLER L., BENNET T., LEHR J.H., PETTY R.J., HACKET G., 1987.** *DRASTIC : a standardised system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings.* Environmental Research Laboratory, United States Environmental Protection Agency report, 622 p.
- AMBROISE B., 1998.** Genèse des débits dans les petits bassins versants ruraux en milieu tempéré : 1- processus et facteurs. *Revue des Sciences de l'Eau* 4, 471–495.
- AMBROISE B., 1999a.** *La dynamique du cycle de l'eau dans un bassin versant : processus, facteurs, modèles.* Éditions HGA, Bucarest, 200 p.
- AMBROISE B., 1999b.** Genèse des débits dans les petits bassins versants ruraux en milieu tempéré : 2 - modélisation systémique et dynamique. *Revue des Sciences de l'Eau* 12, 123–153.

- AMOROS C., PETTS G.E., 1993. *Hydrosystèmes fluviaux*. Masson, Paris, 300 p.
- ANZIANI A., 2010. *Xynthia : une culture du risque pour éviter de nouveaux drames*. Rapport N°647 de la mission commune d'information sur les conséquences de la tempête Xynthia, 227 p.
- APFELBAUM M., 1998. *Risques et peurs alimentaires*. Odile Jacob, Paris, 284 p.
- APFELBAUM M., ROMON M., DUBUS M., 2009. *Diététique et nutrition*. Elsevier Masson, Paris, 517 p.
- AQUILINA L., 2011. Eaux de surface et eaux souterraines : quels temps de réponse pour quelles évolutions chimiques ? *Séminaire scientifique « basses fuites en nitrate », 12^{ème} Carrefour des Gestions Locales de l'Eau*.
- ARABI M., FRANKENBERGER J.R., ENGEL B.A., ARNOLD J.G., 2007. Representation of agricultural conservation practices with SWAT. *Hydrological Processes* 22, 3 042–3 055.
- ARNOLD J.G., ALLEN P.M., 1999. Automated methods for estimating baseflow and ground water recharge from streamflow records. *Journal of the American Water Resources Association* 35, 411–424.
- ARNOLD J.G., FOHRER N., 2005. SWAT2000 : current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling. *Hydrological Processes* 19, 563–572.
- ARNOLD J.G., WILLIAMS J.R., GRIGGS R.H., SAMMONS N.B., 1990. *SWRRB : a basin scale simulation model for soil and water resources management*. Texas A&M University Press, Houston, 142 p.
- ARNOLD J.G., ALLEN P.M., MUTTIAH R., BERNHARDT G., 1995. Automated base flow separation and recession analysis techniques. *Ground Water* 33, 1 010–1 018.
- ARNOLD J.G., SRINIVASAN R., NEITSCH S., GEORGE C., ABBASPOUR K., GASSMAN P., HAO F.H., VAN GRIENSVEN A., GOSAIN A., DEBELS P., KIM N.W., SOMURA H., ELLA V., LEON L., JINTRAWET A., REYES M., SOMBATPANIT S., 2009. *Soil and Water Assessment Tool : global applications*. World Association of Soil and Water Conservation, 415 p.
- ASCA, 2004. *Évaluation à mi-parcours portant sur l'application en France du règlement CE N°1257/1999 du Conseil concernant le soutien au développement rural. Chapitre VI : soutien à l'agro-environnement*. Rapport du Centre National pour l'Aménagement des Structures des Exploitations Agricoles, 24 p.
- AUBY I., MANAUD F., MAURER D., TRUT G., 1994. *Étude de la prolifération des algues vertes dans le bassin d'Arcachon*. Rapport de l'IFREMER et du CEMAGREF, 292 p.
- AUBY I., OGER-JEANNERET H., SAURIAU P.G., HILY C., BARILLÉ L., 2010. *Angiospermes des côtes françaises Manche-Atlantique : propositions pour un indicateur DCE et premières estimations de la qualité*. Rapport de l'IFREMER, 224 p.
- AUDREN C., JÉGOUZO P., BELLONCLE J.L., DANIEL F., 2003. *Système d'Information sur la Géologie du Morbihan : élaboration d'un ensemble de bases de données et de cartes numériques dédié au socle géologique*. Rapport de l'Observatoire Départemental de l'Environnement du Morbihan, de Géosciences Rennes et du Conseil Général du Morbihan, 71 p.
- AUGEARD B., 2002. *Fonctionnement hydrologique d'une zone humide : conséquence sur son potentiel épurateur*. Mémoire de DEA, Université Pierre et Marie Curie, Université Paris-Sud, École des Mines de Paris, École Nationale du Génie Rural des Eaux et des Forêts, 57 p.
- AUROSSEAU P., 2001a. Les flux de phosphore provenant des bassins versants de la rade de Brest : comparaison avec la Bretagne. *Océanis* 27, 137–161.
- AUROSSEAU P., 2001b. *Le Phosphore dans les sols*. Document Internet du Conseil Scientifique de l'Environnement de Bretagne, 6 p.
- AUROSSEAU P., 2010. Les flux d'azote et de phosphore en Bretagne. *Séminaire scientifique « L'eau, trait d'union entre les bassins versants et les espaces maritimes », 11^{ème} Carrefour des Gestions Locales de l'Eau*.
- AUROSSEAU P., SQUIVIDANT H., 1995. Rôle environnemental et identification cartographique des sols hydromorphes de bas fonds. *Numéro Spécial « Rade de Brest »*, 75–85.
- AUROSSEAU P., VINSON J., 2006. « Mise en évidence de cycles pluriannuels relatifs aux concentrations et aux flux de nitrates dans les bassins versants de Bretagne : Conséquences pour l'interprétation de l'évolution de la qualité des eaux » In : MÉROT P. – *Qualité de l'eau en milieu rural : savoirs et pratiques dans les bassins versants*. INRA éditions, Paris, 347 p.

- AUROSSEAU P., GASCUEL-ODOUX C., SQUIVIDANT H., 1998.** Éléments pour une méthode d'évaluation d'un risque parcellaire de contamination des eaux superficielles par les pesticides. *Étude et Gestion des Sols* 5, 143–156.
- AUROSSEAU P., VINSON J., MORISSON C., PRIOUL F., DE BARMON V., 2004.** Éléments d'une méthodologie pour l'interprétation des chroniques de concentration et de flux d'azote à la sortie des bassins versants de Bretagne. *Colloque interrégional « Savoirs et savoir-faire sur les bassins versants : pollution de l'eau et dynamique de restauration de sa qualité en milieu rural »*, 43–44.
- AUROSSEAU P., GUILLAUD J.F., MENESGUEN A., BIRGAND F., BORDENAVE P., MARJOLET G., PANAGET T., DE BARMON V., ROPERT A.M., GRUAU G., MARMONNIER P., CHEVERRY C., JAFFREZIC A., LE PAPE O., GASCUEL-ODOUX C., MOLENAT J., DURAND P., MÉROT P., MARTIN C., LAUNAY J., 2005.** *Pour une compréhension des bassins versants et le suivi de la qualité de l'eau, fiches techniques & scientifiques.* Conseil Scientifique de l'Environnement de Bretagne, Rennes, 188 p.
- AUROSSEAU P., VINATIER T., GASCUEL-ODOUX C., 2009.** Les indicateurs de risque de transfert du phosphore et leur déclinaison dans un contexte régional. *Océanis* 33, 207–222.
- AUROSSEAU P., MÉNESGUEN A., LE GOFFE P., BAERT A., AQUILINA L., LE LOUARN P., 2010.** *Avis sur le rapport de la mission algues vertes.* Synthèse du CSEB, 17 p.
- BABUT M., FLAMMARION P., GARRIC J., 2001.** Les conséquences biologiques des produits phytosanitaires dans les cours d'eau. *Ingénieries Numéro Spécial « Phytosanitaires : transfert, diagnostic et solutions correctives »*, 5–13.
- BAILLARGEON S., 2005.** *Le Krigeage : revue de la théorie et application à l'interpolation spatiale de données de précipitations.* Mémoire de Maîtrise es Sciences, Université Laval, 137 p.
- BAKER M.E., WELLER D.E., JORDAN T.E., 2006.** Comparison of automated watershed delineations : effects on land cover areas, percentages, and relationships to nutrient discharge. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 72, 159–168.
- BALLU S., LETERME P., FERCHAUD F., 2006.** *Pratiques agricoles, fuites de nitrates et qualité de l'eau dans les bassins versants : synthèse des références applicables au contexte breton.* Rapport du Centre d'Étude et de Valorisation des Algues et d'Agro-campus Ouest, 132 p.
- BALVAY G., PELLETIER J.P., DRUART J.C., 1999.** « Les milieux aquatiques » In : GROSCLAUDE G. – *L'eau : I. milieu naturel et maîtrise.* INRA éditions, Paris, 103–119.
- BARD D., 2006.** Impacts sur la santé des hydrocarbures aromatiques polycycliques halogénés : état des connaissances. *Archives des Maladies Professionnelles et de l'Environnement* 67, 550–557.
- BARILLÉ A.N., HARIN N., SAURIAU P.G., TRUHAUD N., OGER-JEANNERET H., 2007.** *Mise en place de la DCE dans les masses d'eau côtières des Pays de la Loire : prospection de la flore et de la faune benthiques et proposition d'un réseau de surveillance.* Rapport de la convention Ifremer-AELB N° 0320060592, 151 p.
- BÄRLUND I., KIRKKALA T., MALVE O., KÄMÄRI J., 2007.** Assessing the SWAT model performance in the evaluation of management actions for the implementation of the Water Framework Directive in a Finnish catchment. *Environmental Modelling and Software* 22, 719–724.
- BARROIN G., 1999.** « La pollution des eaux par les phosphates » In : GROSCLAUDE G. – *L'eau : II. usages et polluants.* INRA éditions, Paris, 117–126.
- BAUDEZ J.C., LOUMAGNE C., MICHEL C.L., PALAGOS B., GOMENDY V., BARTOLI F., 1999.** Modélisation hydrologique et hétérogénéité spatiale des bassins : vers une comparaison de l'approche globale et de la l'approche distribuée. *Étude et Gestion des Sols* 6, 165–184.
- BEAUJOUAN V., 2001.** *Modélisation des transferts d'eau et d'azote dans les sols et les nappes, développement d'un modèle conceptuel distribué : application à de petits bassins versants.* Thèse de doctorat, École Nationale Supérieure d'Agronomie de Rennes.

- BEAUJOUAN V., DURAND D., RUIZ L., 2001.** Modelling the effect of the spatial distribution of agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments. *Ecological Modelling* 137, 93–105.
- BÉBIN J., 1999.** « Les polluants industriels et urbains de l'eau » In : GROSCLAUDE G. – *L'eau : II. usages et polluants*. INRA éditions, Paris, 143–151.
- BÉDIER E., CLAUDE S., SIMONNE C., D'AMICO F., PALVADEAU H., GUILPAIN P., LE GALL P., PIEN S., 2007.** Réseau national de suivi des performances de l'huître creuse (*Crassostrea gigas*) REMORA : synthèse des résultats des stations nationales. Rapport de l'IFREMER, 72 p.
- BELLONCLE J.L., CLUZEAU D., HUBERT-MOY L., COTONNEC A., RICHARD L., 1997.** La pollution agricole en Bretagne : sites à risque. *Mappemonde* 1/97, 5 p.
- BERNARD I., 2011.** *Écologie de la reproduction de l'huître creuse, Crassostrea gigas, sur les côtes atlantiques françaises : vers une explication de la variabilité du captage*. Thèse de doctorat, Université de La Rochelle, 198 p.
- BETHEMONT J., 2000.** *Les grands fleuves*. Armand Colin, Paris, 255 p.
- BEVEN K., 1989.** Changing ideas in hydrology : the case of physically-based models. *Journal of Hydrology* 105, 157–172.
- BEVEN K., 1993.** Prophecy, reality and uncertainty in distributed hydrological modelling. *Advances in Water Resources* 16, 41–51.
- BEVEN K., 2001.** How far can we go in distributed hydrological modelling ? *Hydrology & Earth System Sciences* 5, 1–12.
- BEVEN K., 2009.** *Environmental modelling : an uncertain future ?* Routledge, New-York, 310 p.
- BEVEN K.J., KIRKBY M.J., 1979.** A physically-based variable contribution area model of catchment hydrology. *Hydrology Science Bulletin* 24, 43–69.
- BICKNELL B.R., IMHOFF J.C., KITTLE J.L., DONIGIAN A.S., JOHANSON R.C., 1997.** *Hydrological Simulation Program Fortran : user's manual for version 11*. United States Environmental Protection Agency report, 755 p.
- BIDOIS J., 1999.** *Aménagement de zones humides ripariennes pour la reconquête de la qualité des eaux : expérimentation et modélisation*. Thèse de doctorat, Université de Rennes I, 263 p.
- BIDOIS J., DURAND P., MÉROT P., 1999.** « L'aménagement des zones humides ripariennes pour reconquérir la qualité des eaux : l'expérience de Kerveldreac'h » In : MERCERON M. – *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral*. Éditions Ifremer, Plouzané, 288–297.
- BILLETORTE D., 2008.** Perturbateurs endocriniens dans les eaux destinées à la consommation humaine : campagnes de mesures exploratoires. *Colloque Résidus de médicaments dans l'eau : des molécules à surveiller, des risques à évaluer ?*, 10–11.
- BIOTEAU T., BORDENAVE P., LAURENT F., RUELLAND D., 2002.** Évaluation 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, 3–16.
- BIRGAND F., NOVINCÉ E., GRUAU G., BIOTEAU T., 2004.** *Facteurs expliquant la présence de matières organiques dans les eaux superficielles en Bretagne*. Rapport du groupe d'étude sur la pollution des eaux par les matières organiques, 78 p.
- BIRGAND F., BORDENAVE P., SAINT-CAST P., LE SOAS E., SERRAND P., 2005.** Evaluation of sampling strategies for estimating nutrient fluxes at the outlets of agricultural watersheds. *European Water Resources Association 6th international conference*, 16 p.
- BIRGAND F., FAUCHEUX C., GRUAU G., AUGÉARD B., MOATAR F., MEYBECK M., BOUÉDO A., BORDENAVE P., 2009.** Une approche quantitative du rôle de la fréquence d'échantillonnage sur les incertitudes associées aux calculs des flux et des concentrations moyennes en nitrate en Bretagne. *Ingénieries* 59-60, 23–37.

- BLÖSCHL G., SIVAPALAN M., 1995.** *Scales issues in hydrological modelling : a review*. Hydrological Processes 9, 251–290.
- BOCHER E., 2005.** *Impacts des activités humaines sur le parcours des écoulements de surface dans un bassin versant bocager : essai de modélisation*. Thèse de doctorat, Université de Rennes II, 319 p.
- BOIFFIN J., 1984.** *La dégradation structurale des couches superficielles du sol sous l'action des pluies*. Thèse de doctorat, Institut National Agronomique Paris-Grignon, 320 p.
- BOLIN B., COOK R.B., 1983.** *The major biogeochemical cycles and their interactions*. John Wiley & Sons, New-York, 554 p.
- BOLO P., BRACHET C., 2001.** « SIG et gestion des pollutions agricoles diffuses » In : BRUGNOT G. – Gestion spatiale des risques. Hermès-Lavoisier, Paris, 63–96.
- BONN F., 1996.** *Précis de télédétection, volume 2 : applications thématiques*. Presses de l'Université du Québec, 642 p.
- BONNIEUX F., RAINELLI P., 1999.** « Bilan économique de la pollution diffuse : approche théorique » In : MERCERON M. – *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral*. Éditions Ifremer, Plouzané, 13–28.
- BOORMAN G.A., DELLARCO V., DUNNICK J.K., 1999.** Drinking water disinfection byproducts : review and approach to toxicity evaluation. *Environmental Health Perspectives* 107, 207–217.
- BORAH D.K., BERA M., 2003.** Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: Review of mathematical bases. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers* 46, 1 553–1 566.
- BORAH D.K., BERA M., 2004.** Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: Review of applications. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers* 47, 789–803.
- BORDENAVE P., BOURAOUI F., GASCUEL-ODOUX C., MOLÉNAT J., MÉROT P., 1999.** « Décalages temporels entre modifications des pratiques agricoles et diminution de nitrate dans les eaux superficielles » In : MERCERON M. – *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral*. Éditions Ifremer, Plouzané, 311–333.
- BORDENAVE P., BIOTEAU T., TURPIN N., 2004.** Modélisation à long terme de l'efficacité de scénarii d'optimisation de pratiques agricoles pour la réduction des flux et concentrations de nitrate dans l'eau à l'échelle de trois bassins versants bretons : Naizin (56), Saint-Léger (35), Ploudiry (29). *Colloque interrégional « Savoirs et savoir-faire sur les bassins versants : pollution de l'eau et dynamique de restauration de sa qualité en milieu rural »*, 235–237.
- BOUGEARD M., LE SAUX J.C., GNOUMA R., ROLLO N., ROBIN M., POMMEPUY M., 2008.** Modelling *Escherichia coli* loads in the Daoulas catchment, estuary and coastal waters (France). *9th International Water Association Young Water Professionals Conference*, Newcastle upon Tyne, Royaume-Uni.
- BOUGEARD M., LE SAUX J.C., PÉRENNE N., BAFFAUT C., ROBIN M., POMMEPUY M., 2011.** Modeling of *Escherichia coli* fluxes on a catchment and the impact on coastal water and shellfish quality. *Journal of the American Resources Association* 47, 350–366.
- BOULEAU G., 2007.** *La gestion française des rivières et ses indicateurs à l'épreuve de la directive cadre*. Thèse de doctorat, AgroParisTech, 452 p.
- BOURAOUI F., GRIZZETTI B., 2008.** An integrated modelling framework to estimate the fate of nutrients : Application to the Loire (France). *Ecological Modelling* 212, 450–459.
- BOURAOUI F., GALBIATI L., BIDOGLIO G., 2002.** Climate change impacts on nutrient loads in the Yorkshire Ouse catchment (UK). *Hydrology and Earth System Sciences* 6, 197–209.
- BOURAOUI F., GRIZZETTI B., GRANLUND K., REKOLAINEN S., BIDOGLIO G., 2004.** Impact of climate change on the water cycled and nutrient losses in a Finnish catchment. *Climatic Change* 66, 109–126.

- BOUTIER B., CHIFFOLEAU J.F., GONZALEZ J.L., LAZURE P., AUGER D., TRUQUET I., 2000.** Influence of the Gironde estuary outputs on cadmium concentrations in the coastal waters : consequences on the Marennes-Oléron bay (France). *Oceanologica Acta* 23, 745–757.
- BRANDMEYER J.E., KARIMI H.A., 2000.** Coupling methodologies for environmental models. *Environmental Modelling & Software* 15, 479–488.
- BRAVARD J.P., PETIT F., 2002.** *Les cours d'eau, dynamique du système fluvial*. Armand Colin, Paris, 222 p.
- BRESSY A., 2010.** *Flux de micropolluants dans les eaux de ruissellement urbaines : effets de différents modes de gestion des eaux pluviales*. Thèse de doctorat, Université Paris-Est, 332 p.
- BRETAGNE EAU PURE, 2006.** *Actions régionales Bretagne Eau Pure 2000-2006, volet études/expertises : fiches de présentation des principales études Bretagne Eau Pure 2003-2006*. Rapport intermédiaire du programme Bretagne Eau Pure, 28 p.
- BRETAGNE ENVIRONNEMENT, 2011.** *L'environnement en Bretagne : cartes et chiffres clés*. Document établi par le Groupement d'Intérêt Public Bretagne Environnement pour la Région Bretagne, 180 p.
- BRICKER S.B., FERREIRA J.G., SIMAS T., 2003.** An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecological Modelling* 169, 39–60.
- BRIENT L., 2005.** *Caractérisation du phytoplancton de l'étang de la forêt*. Rapport d'étude réalisé par l'UMR Ecobio de l'Université de Rennes I, 8 p.
- BRIENT L., LENGRONNE M., 2006.** *Le phytoplancton de l'étang de la forêt à Brandivy : année 2006*. Rapport d'étude réalisé par l'UMR Ecobio de l'Université de Rennes I, 12 p.
- BRIENT L., LENGRONNE M., 2008.** *Suivi du phytoplancton de l'étang de la forêt à Brandivy durant l'été 2007*. Rapport d'étude réalisé par l'UMR Ecobio de l'Université de Rennes I, 9 p.
- BRIENT L., VÉZIE C., BERTU G., 2001.** *Évaluation des efflorescences à cyanobactéries dans des eaux de cours d'eau et plans d'eau bretons*. Rapport de l'UMR Ecobio de l'Université de Rennes I, 82 p.
- BRIENT L., LEGEAS M., LEITAO M., 2004.** *Étude interregionale Grand-Ouest sur les cyanobactéries en eau douce : caractérisation de sites à usage d'eau potable et de loisirs vis-à-vis de la prolifération de cyanobactéries, examen des causes de développement des algues et proportion*. Rapport d'étude réalisé pour les DDASS et DRASS des régions Basse-Normandie, Bretagne et Pays de Loire, 82 p.
- BRIÈRE C., ABADIE S., BRETEL P., LANG P., 2007.** Assessment of TELEMAT system performances, a hydrodynamic case study of Anglet, France. *Coastal Engineering* 54, 345–356.
- BROWN L.C., BARNWELL T.O., 1987.** *The enhanced water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS documentation and user manual*. United States Environmental Protection Agency report, 204 p.
- BROWN L.R., FLAVIN C., FRENCH H.F., STARKE L., 1999.** *State of the World 1999 : A Worldwatch Institute Report on Progress Toward a Sustainable Society*. Worldwatch Institute, W.W. Norton & Compagny, New-York, 253 p.
- BRUNET R., FERRAS R., THÉRY H., 1993.** *Les mots de la géographie, dictionnaire critique*. Reclus - La Documentation Française, Paris, 520 p.
- BUQUEN G., FOUCAUD-LEMERCIER B., LE BRIS A.L., WALTER C., 2007.** Cartographie des sols à l'échelle régionale dans le cadre du programme Sols de Bretagne. *9^{èmes} Journées Nationales de l'Étude des Sols*, 143–144.
- BUREAU DE RECHERCHE GÉOLOGIQUES ET MINIÈRES, 2000.** *Qualité des eaux en Bretagne, ruissellement, infiltration, temps de réponse. Bassins versants : le Yar (Côtes d'Armor), l'Horn (Finistère), le Coët Dan (Morbihan)*. Rapport du BRGM, 48 p.
- BUREL F., BAUDRY J., 2006.** *Ecologie du paysage : concepts, méthodes et applications*. Tec & Doc-Lavoisier, Paris, 359 p.

- BURKHOLDER J.M., TOMASKO D.A., TOUCHETTE B.W., 2007.** Seagrasses and eutrophication. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 350, 46–72.
- BUSON C., 1999.** Faut-il encore avoir peur des nitrates ? *Fusion* 75, 30–38.
- CANN C., 1990.** *Le Phosphore : de l'agriculture vers l'eau*. Informations techniques du CEMAGREF n° 80, 8 p.
- CANN C., 1996.** « Variations des teneurs en azote dans quelques cours d'eau bretons » In : MÉROT P., JIGOREL A. – *Hydrologie dans les pays celtiques*. INRA éditions, Paris, 193–202.
- CANN C., BORDENAVE P., SAINT-CAST P., BENOIT J.C., 1999.** « Transferts et flux de nutriments : importance des transports de surface et de faible profondeur » In : MERCERON M. – *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral*. Éditions Ifremer, Plouzané, 125–140.
- CANTOR K.P., 1997.** Drinking water and cancer. *Cancer Causes and Control* 8, 292–308.
- CARDOSO P.G., PARDAL M.A., LILLEBØ A.I., FERREIRA S.M., RAFFAELLI D., MARQUES J.C., 2004.** Dynamic changes in seagrass assemblages under eutrophication and implications for recovery. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 302, 233–248.
- CARGOUËT G., 1995.** *Caractéristiques environnementales de la baie de Quiberon et du Golfe du Morbihan*. Rapport de l'IFREMER, 32 p.
- CASTILLON P., 2009.** Transferts de phosphore par les eaux de drainage. *Océanis* 33, 261–274.
- CELLIER M., ROLLO N., 2009.** Le diagnostic hydromorphologique : méthodologie et application professionnelle. *Cahiers nantais* 2009-2, 23–34.
- CENTRE D'ÉTUDE ET DE VALORISATION DES ALGUES, 2004.** *Prolittoral : synthèse sur les rôles respectifs de l'azote et du phosphore dans les phénomènes d'eutrophication marine et continentale*. Extrait du rapport sur l'action « essais et expérimentations » du CEVA, 18 p.
- CENTRE D'ÉTUDE ET DE VALORISATION DES ALGUES, 2007.** *Prolittoral : programme régional et interdépartemental de lutte contre les marées vertes en Bretagne*. Rapport annuel du programme Prolittoral, 65 p.
- CENTRE D'ÉTUDE ET DE VALORISATION DES ALGUES, 2011a.** *Historique et localisation des marées vertes*. Document du CEVA, 7 p.
- CENTRE D'ÉTUDE ET DE VALORISATION DES ALGUES, 2011b.** *Résultats du suivi des marées vertes de 1997 à 2010*. Document du CEVA, 7 p.
- CENTRE D'ÉTUDE ET DE VALORISATION DES ALGUES, INSTITUT FRANÇAIS DE RECHERCHE POUR L'EXPLOITATION DE LA MER, 1996.** *Précontrat de baie « Golfe du Morbihan » : identification, localisation et estimation des biomasses d'algues vertes du Golfe du Morbihan en 1995*. Rapport du CEVA et de l'IFREMER réalisé pour le Conseil Général du Morbihan, 34 p.
- CHADENAS C., POURINET L., STRUILLLOU J.F., MÉNANTEAU L., 2011.** « La protection du patrimoine naturel dans le Golfe du Morbihan » In : GÉOLITTOMER – *Atlas Permanent de la Mer et du Littoral 6 : Golfe du Gascogne*. Géolittomer, Nantes, 48 p.
- CHAHINIAN N., 2004.** *Paramétrisation multi-critère et multi-échelle d'un modèle hydrologique spatialisé de crue en milieu agricole*. Thèse de doctorat, Université de Montpellier II, 264 p.
- CHAMBRE D'AGRICULTURE DU MORBIHAN, 2002.** *Bassin versant du Loc'h et du Sal : bilan technique du volet agricole 1996-2001*. Rapport de la Chambre d'Agriculture du Morbihan, 73 p.
- CHAMBRE D'AGRICULTURE DU MORBIHAN, 2010.** *L'agriculture sur le Pays d'Auray : diagnostic agricole et prospectif à l'échelle du Pays d'Auray*. Rapport de la Chambre d'Agriculture du Morbihan, 68 p.

- CHAMBRE DE COMMERCE ET D'INDUSTRIE DU MORBIHAN, 2008.** *Profils et tendances du tourisme dans le Morbihan : un impact économique décisif*. Rapport de la Chambre de Commerce et d'Industrie du Morbihan, 24 p.
- CHANTIGNY M., 2003.** Dissolved and water-extractable organic matter in soils : a review on the influence of land use and management practices. *Geoderma* 113, 357–380.
- CHANTRAINE J., BECHENNEC F., RABU D., 2003.** *Carte géologique au 1/250 000 du Massif Armoricaïn*. Carte numérique et notice explicative du BRGM, Orléans.
- CHAPELLE A., 1995.** A preliminary model of nutrient cycling in sediments of a Mediterranean lagoon. *Ecological Modelling* 80, 131–147.
- CHAPELLE A., LAZURE P., MÉNESGUEN A., 1994.** Modelling eutrophication events in a coastal ecosystem : sensitivity analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 39, 529–548.
- CHAPLOT V., 2005.** Impact of DEM mesh size and soil map scale on SWAT runoff, sediment, and NO₃-N loads predictions. *Journal of Hydrology* 312, 207–222.
- CHAPLOT V., WALTER C., CURMI P., 2000.** Improving soil hydromorphology prediction according to DEM resolution and available pedological data. *Geoderma* 97, 405–422.
- CHAPLOT V., WALTER C., CURMI P., LAGACHERIE P., KING D., 2004.** Using the topography of the saprolite upper boundary to improve the spatial prediction of the soil hydromorphic index. *Geoderma* 123, 343–354.
- CHARLEUX-DEMARGNE J., 2001.** *Qualité des Modèles Numériques de Terrain pour l'hydrologie : application à la caractérisation du régime des cures des bassins versants*. Thèse de doctorat, Université de Marne-La-Vallée, 350 p.
- CHOISNEL E., 1999.** « Le cycle de l'eau » In : GROSCLAUDE G. – *L'eau : I. milieu naturel et maîtrise*. INRA éditions, Paris, 17–29.
- CHORLEY R.J., 1962.** Geomorphology and general systems theory. *USGS Professional Paper* 500 B, 1–10.
- CHOW V.T., 1959.** *Open-channel hydraulics*. McGraw-Hill, New-York, 680 p.
- CHOW V.T., MAIDMENT D.R., MAYS L.W., 1988.** *Applied hydrology*. McGraw-Hill, New-York, 572 p.
- CLARKE R.T., 1973a.** *Mathematical models in hydrology*. Irrigation and drainage paper, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- CLARKE R.T., 1973b.** A review of some mathematical models used in hydrology, with observations on their calibration and use. *Journal of Hydrology* 19, 1–20.
- CLARKE R.T., 1994.** *Statistical modelling in hydrology*. John Wiley & Sons, New-York, 426 p.
- COCHENNEC-LAUNEAU N., BAUD J.P., 2011.** Bilan des surmortalités des huîtres creuses *Crassostrea gigas* depuis 2008. *Bulletin épidémiologique, santé animale et alimentation* 42, 2–5.
- COCHENNEC-LAUNEAU N., BAUD J.P., PÉPIN J.F., BENABDELMOUNA A., SOLETSCHNIK P., LUPO C., GARCIA C., ARZUL I., BOUDRY P., HUVET A., PERNET F., BACHERE E., BÉDIER E., PETTON B., GAUSSEM F., STANISIÈRE J.Y., DÉGREMONT L., 2011.** *Les surmortalités des naissains d'huîtres creuses, Crassostrea gigas : acquis des recherches en 2010*. Rapport de l'IFREMER, 32 p.
- COMITÉ D'ORIENTATION POUR LA RÉDUCTION DE LA POLLUTION DES EAUX PAR LES NITRATES, 1997.** Produits phytosanitaires et dispositifs enherbés. Rapport du CORPEN, 88 p.
- COMITÉ D'ORIENTATION POUR LA RÉDUCTION DE LA POLLUTION DES EAUX PAR LES NITRATES, 1998.** *Programme d'action pour la maîtrise des rejets de phosphore provenant des activités agricoles*. Rapport du CORPEN, 85 p.

COMITÉ NATIONAL DE LA CONCHYLICULTURE, 2009. *La conchyliculture française : année 2009*. Document du CNC, 24 p.

COMLY H.H., 1945. Cyanosis in infants caused by nitrates in well water. *Journal of the American Medical Association* 192, 112–116.

COMMISSION EUROPÉENNE, 2000. *Mise en œuvre de la directive 91/676/CEE du Conseil concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles*. Synthèse des rapports établis par les États membres, 51 p.

COMMUNAUTÉ DE COMMUNES DU LOC'H, 2005. *Suivi de la qualité des eaux du bassin versant du Loc'h : année 2004*. Rapport du service Bretagne Eau Pure de la Communauté de Communes du Loc'h, 101 p.

COMMUNAUTÉ DE COMMUNES DU LOC'H, 2006. *Bassins versants du Loc'h et du Sal, suivi de la qualité de l'eau : année hydrologique 2005*. Rapport du service Bretagne Eau Pure de la Communauté de Communes du Loc'h, 50 p.

COMMUNAUTÉ EUROPÉENNE, 1975. *Directive 75/440/CEE du Conseil de l'Union européenne concernant la qualité requise des eaux superficielles destinées à la production d'eau alimentaire dans les États membres*. Journal officiel des Communautés européennes, 6 p.

COMMUNAUTÉ EUROPÉENNE, 1976. *Directive 76/464/CEE du Conseil de l'Union européenne concernant la pollution causée par certaines substances dangereuses déversées dans le milieu aquatique de la Communauté*. Journal officiel des Communautés européennes, 7 p.

COMMUNAUTÉ EUROPÉENNE, 1980. *Directive 80/778/CEE du Conseil de l'Union européenne relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine*. Journal officiel des Communautés européennes, 19 p.

COMMUNAUTÉ EUROPÉENNE, 1991a. *Directive 91/271/CEE du Conseil de l'Union européenne relative au traitement des eaux urbaines résiduaires*. Journal officiel des Communautés européennes, 16 p.

COMMUNAUTÉ EUROPÉENNE, 1991b. *Directive 91/676/CEE du Conseil de l'Union européenne concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles*. Journal officiel des Communautés européennes, 8 p.

COMMUNAUTÉ EUROPÉENNE, 1991c. *Directive 91/414/CEE du Conseil de l'Union européenne concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques*. Journal officiel des Communautés européennes, 430 p.

COMMUNAUTÉ EUROPÉENNE, 1996. *Directive 96/61/CE du Conseil de l'Union européenne relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution*. Journal officiel des Communautés européennes, 15 p.

COMMUNAUTÉ EUROPÉENNE, 1998. *Directive 98/83/CE du Conseil de l'Union européenne relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine*. Journal officiel des Communautés européennes, 23 p.

COMMUNAUTÉ EUROPÉENNE, 2000. *Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil de l'Union européenne établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau*. Journal officiel des Communautés européennes, 72 p.

COMMUNAUTÉ EUROPÉENNE, 2001. *Décision N° 2455/2001/CE du Parlement européen et du Conseil de l'Union européenne établissant la liste des substances prioritaires dans le domaine de l'eau et modifiant la directive 2000/60/CE*. Journal officiel des Communautés européennes, 5 p.

COMMUNAUTÉ EUROPÉENNE, 2004a. *Règlement N° 648/2004 du Parlement européen et du Conseil de l'Union européenne relatif aux détergents*. Journal officiel de l'Union européenne, 35 p.

COMMUNAUTÉ EUROPÉENNE, 2004b. *Règlement N° 854/2004 du Parlement européen et du Conseil de l'Union européenne fixant les règles spécifiques d'organisation des contrôles officiels concernant les produits d'origine animale destinés à la consommation humaine*. Journal officiel de l'Union européenne, 114 p.

COMMUNAUTÉ EUROPÉENNE, 2004c. *Décision de la Commission du 10 mars 2004 concernant la non-inscription de l'atrazine à l'annexe I de la directive 91/414/CEE du Conseil et le retrait des autorisations accordées aux produits phytopharmaceutiques contenant cette substance active*. Journal officiel de l'Union européenne, 3 p.

- COMMUNAUTÉ EUROPÉENNE, 2006a.** Directive 2006/7/CE du Parlement européen et du Conseil de l'Union européenne concernant la gestion de la qualité des eaux de baignade et abrogeant la directive 76/160/CEE. Journal officiel de l'Union européenne, 15 p.
- COMMUNAUTÉ EUROPÉENNE, 2006b.** Directive 2006/113/CE du Parlement européen et du Conseil de l'Union européenne relative à la qualité requise des eaux conchylicoles. Journal officiel de l'Union européenne, 7 p.
- COMMUNAUTÉ EUROPÉENNE, 2007a.** Directive 2007/2/CE du Parlement européen et du Conseil de l'Union européenne établissant une infrastructure d'information géographique dans la Communauté européenne. Journal officiel de l'Union européenne, 14 p.
- COMMUNAUTÉ EUROPÉENNE, 2007b.** Communication de la Commission au Parlement européen et au Conseil : vers une gestion durable de l'eau dans l'Union européenne, première étape de la mise en œuvre de la directive-cadre sur l'eau 2000/60/CE. Journal officiel des Communautés européennes, 13 p.
- CONAN C., BOURAOUI F., TURPIN N., DE MARSILY G., BIDOGLIO G., 2003.** Modeling flow and nitrate fate at catchment scale in Brittany (France). *Journal of Environmental Quality* 32, 2 026–2 032.
- CONFÉDÉRATION SUISSE, 1995.** Ordonnance du Département Fédéral de l'Intérieur sur les substances étrangères et les composants dans les denrées alimentaires. Berne, 170 p.
- CONSEIL GÉNÉRAL DU MORBIHAN, 2011.** *Atlas du tourisme en Morbihan*. Rapport du CG 56, 43 p.
- CONSEIL SCIENTIFIQUE DE L'ENVIRONNEMENT DE BRETAGNE, 1998.** *Les apports de nitrates aux eaux littorales bretonnes : caractérisation et évolution des flux, rôle dans les proliférations d'algues*. Rapport du CSEB, 29 p.
- COOPERATIVE RESEARCH CENTRE FOR CATCHMENT HYDROLOGY, 2005a.** *Series on model choice 1 : general approaches to modelling and practical issues of model choice*. Document du CRCCH, 21 p.
- COOPERATIVE RESEARCH CENTRE FOR CATCHMENT HYDROLOGY, 2005b.** *Series on model choice 2 : water quality models – sediment and nutrients*. Document du CRCCH, 36 p.
- COQUE R., 1998.** *Géomorphologie*. Armand Colin, Paris, 503 p.
- CORBEAU C., ROLLET C., 2008.** *Atlas des herbiers de zostères (Zostera marina et Zostera noltii) de la région Bretagne : inventaire 2007 des sites de localisation*. Rapport de l'IFREMER, 74 p.
- COSANDEY C., 1984.** *Recherches sur les bilans de l'eau dans l'Ouest du Massif Armoricaïn*. Thèse de doctorat d'Etat, Université de Paris IV Paris-Sorbonne, 511 p.
- COSANDEY C., ROBINSON M., 2000.** *Hydrologie continentale*. Armand Colin, Paris, 360 p.
- COSANDEY C., BIGOT S., DACHARRY M., GILLE E., LAGANIER R., SALVADOR P.G., 2003.** *Les eaux courantes, géographie et environnement*. Belin Sup, Paris, 240 p.
- COUR DE JUSTICE DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES, 2001.** Arrêt de la cour du 8 mars 2001 : manquement d'État – qualité des eaux superficielles destinées à la production d'eau alimentaire – Directive 75/440/CEE. Affaire C-266/99 contre la République française, 6 p.
- COUR DE JUSTICE DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES, 2004.** Arrêt de la cour du 28 octobre 2004 : manquement d'État – qualité des eaux destinées à la consommation humaine – Directive 80/778/CEE. Affaire C-505/03 contre la République française, 4 p.
- CRAVE A., GASCUEL-ODOUX C., 1997.** The influence of topography on time and space distribution of soil surface water content. *Hydrological Processes* 11, 203–210.
- CRAVO RIOS M., 2010.** *Cartographie des zones sensibles à l'érosion sur le bassin versant de la Vie, du Ligneron et du Jaunay*. Mémoire de Master 2, Agrocampus Ouest, Institut National d'Horticulture et de Paysage d'Angers, 57 p.

- CRÉOCÉAN, 2004.** *Mise en place d'un diagnostic de surveillance du milieu littoral conforme à la directive cadre*. Rapport final d'étude réalisé pour l'Agence de l'eau Loire-Bretagne, 168 p.
- CROSS H.Z., ZUBER M.S., 1972.** Prediction of flowering dates in maize based on different methods of estimating thermal units. *Agronomy Journal* 64, 351–355.
- CROUZET P., LE GALL G., MEYBECK M., 2002.** *Flux à la mer : trop d'azote, mais moins de phosphore*. Les données de l'environnement de l'IFEN, Paris, 4 p.
- CROWTHER J., KAY D., WYER M.D., 2001.** Relationships between microbial water quality and environmental conditions in coastal recreational waters : the Fylde coast, UK. *Water Research* 35, 4 029–4 038.
- CROWTHER J., WYER 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.
- CURMI P., BIDOIS J., BOURRIE G., CHEVERRY C., DURAND P., GASCUEL-ODOUX C., GERMON J.C., HALLAIRE V., HENAULT C., JAFFREZIC A., MÉROT P., TROLARD F., WALTER C., ZIDA M., 1997.** Rôle du sol sur la circulation et la qualité des eaux au sein de paysages présentant un domaine hydromorphe. *Étude et Gestion des Sols* 4, 95–114.
- CURMI P., WALTER C., HALLAIRE V., GASCUEL-ODOUX C., WIDIATMAKA, TAHA A., ZIDA M., 1998.** « Les sols du bassin versant du Coët-Dan : caractéristiques hydrodynamiques des volumes pédologiques » In : CHEVERRY C. – *Agriculture intensive et qualité des eaux*. INRA éditions, Paris, 109–127.
- DALRYMPLE R.W., ZAITLIN B.A., BOYD R., 1992.** Estuarine facies models : conceptual basis and stratigraphic implications. *Journal of Sedimentary Petrology* 62, 1130–1146.
- DAVIDSON N.C., LAFFOLEY D.A., DOODY J.P., WAY L.S., KEY R., DRAKE C.M., PIENKOWSKI M.W., MICHELL R., DUFF K.L., 1991.** *Nature conservation and estuaries in Great Britain*. Nature Conservancy Council, Peterborough, 422 p.
- DE MARSILY G., 1994.** Quelques réflexions sur l'utilisation des modèles en hydrologie. *Revue des Sciences de l'Eau* 7, 219–234.
- DE MARSILY G., 2006.** *Les eaux continentales*. EDP Sciences, Les Ulis, 356 p.
- DELAHAYE D., 2005.** « Modélisation d'un système spatial complexe : le bassin versant » In : GUERMOND Y. – *Modélisations en géographie, déterminismes et complexités*. Hermès-Lavoisier, Paris, 235–259.
- DENIS P., MAHÉO R., 1982.** *Étude de la réactivité des herbiers de zostères du Golfe du Morbihan aux concentrations du milieu en constituants chimiques exogènes (Nitrates et phosphates)*. Rapport du Ministère de l'organisme et du logement, 58 p.
- DERRUAU M., 1996.** *Les formes du relief terrestre*. Masson, Paris, 430 p.
- DEVILLERS R., JEANSOULIN R., 2005.** *Qualité de l'information géographique*. Hermès, Paris, 343 p.
- DEVRIES J.J., HROMADKA T.V., 1993.** « Computer models for surface water » In : MAIDMENT D.R. – *Handbook of hydrology*. McGraw-Hill, New-York, 39 p.
- DI LUZIO M., SRINIVASAN R., ARNOLD J.G., NEITSCH S.L., 2002.** *ArcView interface for SWAT 2000, user's guide*. Grassland Soil and Water Research Laboratory and USDA Agricultural Research Service, Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station, 351 p.
- DIAZ R.J., ROSENBERG R., 1995.** Marine benthic hypoxia : A review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. *Oceanography and Marine Biology Annual Review* 33, 245–303.
- DIAZ R.J., ROSENBERG R., 2008.** Spreading Dead Zones and Consequences for Marine Ecosystems. *Science* 321, 926–929.

DIONNE J.C., 1963. Towards a more adequate definition of the St. Lawrence estuary. *Zeitschrift für Geomorphologie* 7, 36–44.

DIRECTION RÉGIONALE DE L'ALIMENTATION DE L'AGRICULTURE ET DE LA FORÊT DE BRETAGNE, 2007. *Cahier des charges du programme breizh bocage*. Document de la DRAAF Bretagne, 18 p.

DIRECTION RÉGIONALE DE L'ENVIRONNEMENT DE BRETAGNE, 2000. *L'eau en Bretagne : bilan 1999*. Document de la DIREN Bretagne, 13 p.

DIRECTION RÉGIONALE DE L'ENVIRONNEMENT DE BRETAGNE, 2006. *L'eau en Bretagne : bilan 2005*. Document de la DIREN Bretagne, 16 p.

DIRECTION RÉGIONALE DE L'ENVIRONNEMENT DE BRETAGNE, 2008. *L'eau en Bretagne : bilan 2007*. Document de la DIREN Bretagne, 20 p.

DIRECTION RÉGIONALE DE L'ENVIRONNEMENT, DE L'AMÉNAGEMENT ET DU LOGEMENT DE BRETAGNE, 2010. *L'eau en Bretagne : bilan 2009*. Document de la DREAL Bretagne, 24 p.

DODDS L., KING W.D., 2001. Relation between trihalomethane compounds and birth defects. *Occupational and Environmental Medicine* 58, 443–446.

DODSON R.D., 1993. « Advances in hydrologic computation » In : MAIDMENT D.R. – *Handbook of hydrology*. McGraw-Hill, New-York, 24 p.

DORIOZ J.M., 2007. Effets de dispositifs enherbés sur les transferts diffus de phosphore dans les bassins agricoles. *Étude et Gestion des Sols* 14, 249–265.

DORIOZ J.M., AUROUSSEAU P., 2009. Le phosphore dans l'environnement. *Océanis* 33, 321–332.

DORIOZ J.M., POULENARD J., 2009. Le système de transfert du phosphore dans les bassins versants ruraux : flux et stocks, rôle de l'hydrologie et relations avec l'occupation du sol. *Océanis* 33, 124–146.

DORIOZ J.M., TRÉVISAN D., VANSTEELANT J.Y., 1997. « Transfert diffus de phosphore des bassins versants agricoles vers les lacs : impacts, ordre de grandeur, mécanismes » In : RIOU C., BONHOMME R., CHASSIN P., NEVEU A., PAPY F. – *L'eau dans l'espace rural : production végétale et qualité de l'eau*. INRA éditions, Paris, 249–264.

DORIOZ J.M., WANG D., POULENARD J., TRÉVISAN D., 2006. The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics : a critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 117, 4–21.

DOUVINET J., 2008. *Les bassins versants sensibles aux « crues rapides » dans le Bassin Parisien : analyse de la structure et de la dynamique de systèmes spatiaux complexes*. Thèse de doctorat, Université de Caen-Basse Normandie, 393 p.

DURAND P., GASCUEL-ODOUX C., KAO C., MÉROT P., 2000. Une typologie des petites zones humides ripariennes. *Étude et Gestion des Sols* 7, 207–218.

DUROS V., 2001. *Adaptation d'un modèle agro-environnemental au contexte de deux bassins versants bretons*. Mémoire de DESS, Cemagref de Rennes, Université de Saint-Étienne, 102 p.

DUSSAUZE M., MÉNESGUEN A., 2008. *Simulation de l'effet de trois scénarios de réduction des teneurs en nitrate de chaque bassin versant breton et de la Loire sur l'eutrophisation côtière bretonne*. Rapport de l'IFREMER, 149 p.

EAU ET RIVIÈRES DE BRETAGNE, 1997. *Nitrates, santé humaine et médias*. Rapport de l'association ERB, Guingamp, 24 p.

ECKHARDT K., 2005. How to construct recursive digital filters for baseflow separation. *Hydrological Processes* 19, 507–515.

- ECKHARDT K., ARNOLD J.G., 2001. Automatic calibration of a distributed catchment model. *Journal of Hydrology* 251, 103–109.
- ECKHARDT K., HAVERKAMP S., FOHRER N., FREDE H.G., 2002. SWAT-G, a version of SWAT99.2 modified for application to low mountain range catchments. *Physics and Chemistry of the Earth* 27, 641–644.
- EGIS-Eau, 2010. *Etude méthodologique pour l'élaboration de profil de vulnérabilité en zone conchylicole sur le littoral Loire-Bretagne. Phase II : modèle de cahier des charges*. Nantes, 10 p.
- EL NASR A., ARNOLD J.G., FEYEN J., BERLAMONT J., 2005. Modelling the hydrology of a catchment using a distributed and a semi-distributed model. *Hydrological Processes* 19, 573–587.
- ENGEL B., NAVULUR K., COOPER B., HAHN L., 1996. Estimating groundwater vulnerability to nonpoint source pollution from nitrates and pesticides on a regional scale. *HydroGIS 96 : Application of Geographic Information Systems in hydrology and water resources management proceedings*, 521–566.
- ENGMAN E.T., 1983. Roughness coefficients for routing surface runoff. *Frontiers of Hydraulic Engineering conference proceedings*.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2003. *Interim Reregistration Eligibility Decision for Atrazine : case N° 0062*. United States Environmental Protection Agency report, 304 p.
- FALCONER R.A., LIN B., 1997. Three dimensional modelling of water quality in the Humber estuary. *Water Research* 31, 1 092–1 102.
- FAN A.M., STEINBERG V.E., 1996. Health implications of nitrate and nitrite in drinking water : an update on methemoglobinemia occurrence and reproductive and developmental toxicity. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 23, 35–43.
- FAN A.M., WILLHITE C.C., BOOK S.A., 1987. Evaluation of the nitrate drinking water standard with reference to infant methemoglobinemia and potential reproductive toxicity. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 7, 135–148.
- FATTAL P., 2008. *Pollutions des côtes par les hydrocarbures*. Presses Universitaires de Rennes, Rennes, 395 p.
- FERRANT S., 2009. *Modélisation agro-hydrologique des transferts de nitrates à l'échelle des bassins versants agricoles gascons*. Thèse de doctorat, Université de Toulouse III, 209 p.
- FIANDRINO A., MARTIN Y., GOT P., BONNEFONT J.L., TROUSSELLIER M., 2003. Bacterial contamination of Mediterranean coastal seawater as affected by riverine inputs : simulation approach applied to a shellfish breeding area (Thau lagoon, France). *Water Research* 37, 1 711–1 722.
- FINKL C.W., 2004. Coastal classification : systematic approaches to consider in the development of a comprehensive system. *Journal of Coastal Research* 20, 166–213.
- FITZHUGH T.W., MACKAY D.S., 2000. Impacts of input parameter spatial aggregation on an agricultural nonpoint source pollution model. *Journal of Hydrology* 236, 35–53.
- FLINDT M.R., KAMP-NIELSEN L., MARQUES J.C., PARDAL M.A., BOCCI M., BENDORICCHIO G., SALOMONSEN J., NIELSEN S.N., JORGENSEN S.E., 1997. Description of the three shallow estuaries : Mondego River (Portugal), Roskilde Fjord (Denmark) and the lagoon of Venice (Italy). *Ecological Modelling* 102, 17–31.
- FRANCOS A., BIDOGLIO G., GALBIATI L., BOURAOU F., ELORZA F.J., REKOLAINEN S., MANNI K., GRANLUND K., 2001. Hydrological and water quality modelling in a medium-sized coastal basin. *Physics and Chemistry of the Earth* 26, 47–52.
- FRIEDMAN C.S., BEATTIE J.H., ELSTON R.A., HEDRICK R.P., 1991. Investigation of the relationship between the presence of a Gram-positive bacterial infection and summer mortality of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas* Thunberg. *Aquaculture* 94, 1–15.

FRIEDMAN C.S., ESTES R.M., STOKES N.A., BURGE C.A., HARGOVE J.S., BARBER B.J., ELSTON R.A., BURRESON E.M., REECE K.S., 2005. Herpes virus in juvenile Pacific oysters *Crassostrea gigas* from Tomales Bay, California, coincides with summer mortality episodes. *Disease of Aquatic Organisms* 63, 33–41.

FUSTEC E., LEFEUVRE J.C., 2000. *Fonctions et valeurs des zones humides*. Dunod, Paris, 426 p.

GALBIATI L., BOURAOUI F., ELORZA F.J., BIDOGLIO G., 2006. Modeling diffuse pollution loading into a Mediterranean lagoon: Development and application of an integrated surface-subsurface model tool. *Ecological Modelling* 193, 4–18.

GARBRECHT J., MARTZ L.W., 2000. « Digital elevation model issues in water resources modeling » In : MAIDMENT D.R., DJOKIC D. – *Hydrologic and Hydraulic modeling support with geographic informations systems*. ESRI Press, Redlands, 1–27.

GASCUEL-ODOUX C., MÉROT P., 1986. Variabilité du transfert de l'eau dans le sol : utilisation du traçage et analyse géostatistique. *Journal of Hydrology* 89, 93–107.

GASCUEL-ODOUX C., MÉROT P., CRAVE A., GINESTE P., TAHA A., ZANG Z., 1998. « Les zones contributives de fonds de vallée : localisation, structure et fonctionnement hydrodynamique » In : CHEVERRY C. – *Agriculture intensive et qualité des eaux*. INRA éditions, Paris, 129–141.

GASCUEL-ODOUX C., AQUILINA L., MARTIN C., MOLÉNAT J., 2004. Modèles hydrologiques et temps de réponse. *Colloque interrégional « Savoirs et savoir-faire sur les bassins versants : pollution de l'eau et dynamique de restauration de sa qualité en milieu rural »*, 195–203.

GASCUEL-ODOUX C., AUROUSSEAU P., DURAND P., RUIZ L., MOLÉNAT J., 2010. The role of climate on inter-annual variation in stream nitrate fluxes. *Science of the Total Environment* 408, 5 657–5 666.

GASSMAN P.W., REYES M.R., GREEN C.H., ARNOLD J.G., 2007. The Soil and Water Assessment Tool : historical development, applications, and future research directions. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers* 50, 1 211–1 250

GATIGNOL C., ETIENNE J.C., 2009. Les effets des pesticides sur la santé humaine. Rapport de l'office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, 46 p.

GAUDEY A.L., 1995. *Évaluation des flux potentiels d'azote et de phosphore en provenance du bassin versant du Golfe du Morbihan*. Pré-contrat de baie « Golfe du Morbihan », 16 p.

GENDRE S., 2007. *Application d'indices de risque de perte de phosphore aux conditions de l'Ouest de la France*. Mémoire de fin d'étude, École Nationale des Techniques Agricoles de Clermont-Ferrand, 117 p.

GEORGE P., VERGER F., 2006. *Dictionnaire de la géographie*. Quadrige-PUF, Paris, 472 p.

GERBAL M., VERLAQUE M., 1995. Macrophytobenthos de substrat meuble de l'étang de Thau (France, Méditerranée) et facteurs environnementaux associés. *Oceanologica Acta* 18, 557–571.

GERDEAUX D., 2009. Phosphore et eutrophisation des eaux douces : mécanismes et conséquences dans les grands lacs. *Océanis* 33, 75–86.

GINESTE P., 1998. *Contribution de l'imagerie satellitale radar ERS à la détection des zones saturées et à la modélisation hydrologique d'un petit bassin versant agricole par TOPMODEL*. Thèse de doctorat, École Nationale du Génie Rural, des Eaux et Forêts de Montpellier, 224 p.

GIOVANNI R., 2002. Evaluation des potentiels d'azote et de phosphore d'origine animale de la région Bretagne pour les années 1998-2001. *Fourrage* 170, 123–140.

GIRARD M.C., GIRARD C.M., 1999. *Traitement des données de télédétection*. Dunod, Paris, 528 p.

GIRET A., 2007. *Hydrologie fluviale*. Ellipses, Paris, 257 p.

- GOURMELON F., ROBIN M., 2005.** *SIG et littoral*. Hermès, Paris, 328 p.
- GRÉBIL G., NOVAK S., PERRIN-GANIER C., SCHIAVON M., 2001.** La dissipation des produits phytosanitaires appliqués au sol. *Ingénieries Numéro Spécial « Phytosanitaires : transfert, diagnostic et solutions correctives »*, 31–44.
- GREEN E.P., SHORT F.T., 2003.** *World atlas of seagrasses*. University of California Press, Berkley, 298 p.
- GREEN W.H., AMPT G.A., 1911.** Studies on soil physics : the flow of air and water through soils. *Journal of Agricultural Sciences* 4, 11–24.
- GRIL J.J., DORIOZ J.M., AUROUSSEAU P., 2009.** Les zones tampons et la limitation de la pollution des eaux de surface par le phosphore d'origine diffuse : fonctionnement, intérêts et limites. *Océanis* 33, 241–260.
- GRIZZETTI B., BOURAOUI F., GRANLUND K., REKOLAINEN S., BIDOGLIO G., 2003.** Modelling diffuse emission and retention of nutrients in the Vantaanjoki watershed (Finland) using the SWAT model. *Ecological Modelling* 169, 25–38.
- GRIZZETTI B., BOURAOUI F., DE MARSILY G., 2005.** Modelling nitrogen pressure in river basins: A comparison between a statistical approach and the physically-based SWAT model. *Physics and Chemistry of the Earth* 30, 508–517.
- GROUPE CHADULE, 1987.** *Initiations aux pratiques statistiques en géographie*. Masson, Paris, 189 p.
- GRUAU G., BIRGAND F., JARDÉ E., NOVINCÉ E., 2004a.** *Pollution des captages d'eau brute de Bretagne par les matières organiques*. Rapport de synthèse du groupe d'étude sur la pollution des eaux par les matières organiques, 108 p.
- GRUAU G., JARDÉ E., BIRGAND F., NOVINCÉ E., 2004b.** *Pollution des eaux continentales de Bretagne par les matières organiques : flux, concentrations moyennes et dynamique des transferts dans les bassins versants. Réflexions sur les indicateurs, caractérisation moléculaire des sources*. Rapport du groupe d'étude sur la pollution des eaux par les matières organiques, 110 p.
- GUERBET M., JOUANY J.M., 2002.** Value of the SIRIS method for the classification of a series of 90 chemicals according to risk for the aquatic environment. *Environmental Impact Assessment Review* 22, 367–380.
- GUILCHER A., 1979.** *Précis d'hydrologie marine et continentale*. Masson, Paris, 344 p.
- GUILLAUD J.F., BOURIEL L., 2007.** Relation concentration-débit et évolution temporelle du nitrate dans 25 rivières de la région Bretagne. *Revue des Sciences de l'Eau* 20, 213–226.
- GUYENNET F., FRAYSSE J.L., ALBAR J., 2000.** Le biphasé en alimentation porcine, une pratique d'élevage doublement intéressante. *Agreste Cahiers* 4, 27–35.
- HACK J.T., 1957.** Studies of Longitudinal Stream Profiles in Virginia and Maryland. *US Geological Survey Professional Paper* 294, 45–97.
- HALLET V., 2004.** Modélisation mathématique de l'évolution, à long terme, des teneurs en nitrates dans la nappe aquifère des craies du Crétacé de Hesbaye (Belgique). *Revue des Sciences de l'Eau* 17, 3–22.
- HANSEN S., JENSEN H.E., NIELSEN N.E., SVENDSEN H., 1990.** *DAISY : Soil Plant Atmosphere System Model*. Danish National Agency for Environmental Protection report, 272 p.
- HARGREAVES G.H., SAMANI Z.A., 1985.** Reference crop evapotranspiration from temperature. *Applied Engineering in Agriculture* 1, 96–99.
- HARMEL R.D., SMITH P.K., 2007.** Consideration of measurement uncertainty in the evaluation of goodness-of-fit in hydrologic and water quality modeling. *Journal of Hydrology* 337, 326–336.
- HARMEL R.D., COOPER R.J., SLADE R.M., HANEY R.L., ARNOLD J.G., 2006.** Cumulative uncertainty in measured streamflow and water quality data for small watersheds. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers* 49, 689–701.

- HAYES T., HASTON K., TSUI M., HOANG A., HAEFFELE C., VONK A., 2002.** Herbicides : feminization of male frogs in the wild. *Nature* 419, 895–896.
- HAYNES R.J., 2000.** Labile organic matter as an indicator of organic matter quality in arable and pastoral soils in New Zealand. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 211–219.
- HECKY R.E., KILHAM P., 1988.** Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments : a review of recent evidence on the effects of enrichment. *Limnology and Oceanography* 33, 796–822.
- HEDDADJ D., LE ROUX L., 2008.** *Techniques culturales sans labour en Bretagne*. Guide pratique des Chambres d'Agriculture de Bretagne et de l'Institut du végétal ARVALIS, 43 p.
- HEDDADJ D., GASCUEL-ODOUX C., COTINET P., HAMON Y., 2005.** Mode de travail du sol : ruissellement et propriétés hydrodynamiques sur un dispositif expérimental de l'Ouest de la France. *Études et Gestion des Sols* 12, 53–66.
- HELCOM, 2006.** *Development of tools for assessment of eutrophication in the Baltic Sea*. Baltic Sea Environment Proceedings N°104, 64 p.
- HELLIER E., CARRÉ C., DUPONT N., LAURENT F., VAUCELLE S., 2009.** *La France, la ressource en eau : usages, gestions et enjeux territoriaux*. Armand Colin, Paris, 309 p.
- HELLWEGER F., MAIDMENT D., 1997.** *AGREE – DEM surface reconditioning system*. GISHydro 97, Center for Research in Water Resources of The University of Texas at Austin, 8 p.
- HEMMINGA M.A., DUARTE C.M., 2000.** *Seagrass ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, 298 p.
- HENGL T., 2006.** Finding the right pixel size. *Computers & Geosciences* 32, 1 283–1 298.
- HERNANDEZ I., PERALTA G., PÉREZ-LLORES J.L., VERGARA J.J., 1997.** Biomass and dynamics of growth of *Ulva* species in Palmones river estuary. *Journal of Phycology* 33, 764–772.
- HEUVELMANS G., MUYS B., FEYEN J., 2006.** Regionalisation of the parameters of a hydrological model : Comparison of linear regression models with artificial neural nets. *Journal of Hydrology* 319, 245–265.
- HINE P.M., 1996.** Southern hemisphere mollusc diseases and an overview of associated risk assessment problems. *Revue Scientifique et Technique* 15, 563–577.
- HINGRAY B., PICOUET C., MUSY A., 2009.** *Hydrologie 2 : une science pour l'ingénieur*. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Science & Ingénierie de l'Environnement, Lausanne, 600 p.
- HIRSCH F., 1962.** Méthode de prévision des débits des cours d'eau par l'analyse morphométrique des réseaux fluviaux. *Revue de Géomorphologie Dynamique* 13, 97–108.
- HOLVOET K., VAN GRIENSVEN A., SEUNTJENS P., VANROLLEGHEM P.A., 2005.** Sensitivity analysis for hydrology and pesticide supply towards the river in SWAT. *Physics and Chemistry of the Earth* 30, 518–526.
- HÖRMANN G., HORN A., FOHRER N., 2005.** The evaluation of land-use options in mesoscale catchments : prospects and limitations of eco-hydrological models. *Ecological Modelling* 187, 3–14.
- HORTON R.E., 1932.** Drainage basin characteristics. *Transactions of American Geophysical Union* 13, 350–361.
- HORTON R.E., 1945.** Erosional development of streams and their drainage basins, hydrophysical approach to quantitative geomorphology. *Geological Society of America Bulletin* 56, 275–370.
- HOUE T., 2006.** *Occupation des sols et gestion de l'eau : modélisation prospective en paysage agricole fragmenté, application au SAGE du Blavet*. Thèse de doctorat, Université de Rennes II, 370 p.
- HOWARTH R.W., MARINO R., 2006.** Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems : evolving views over three decades. *Limnology and Oceanography* 51, 364–376.

- HOWARTH R.W., BILLEN G., SWANEY D., TOWNSEND A., JAWORSKI N., LAJTHA K., DOWNING J.A., ELMGREN R., CARACO N., JORDAN T., BERENDSE F., FRENEY J., KUDEYAROV V., MURDOCH P., ZHU ZHAO-LIANG, 1996. Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean : natural and human influences. *Biogeochemistry* 35, 75–139.
- HUBERT-MOY L., COTONNEC A., 1997. « Contribution de la télédétection à l'étude des zones humides » In : DUBREUIL V., MARCHAND J.P. – *Le climat, l'eau et les Hommes*, Presses Universitaires de Rennes, Rennes, 155–167.
- HUME T.M., HERDENDORF C.E., 1988. A geomorphic classification of estuaries and its application to coastal resource management : a New Zealand example. *Ocean and Shoreline Management* 11, 249–274.
- HURET M., DADOU I., DUMAS F., LAZURE P., GARCON V., 2005. Coupling physical and biogeochemical processes in the Rio de la Plata plume. *Continental Shelf Research* 25, 629–653.
- IM S., BRANNAN K., MOSTAGHIMI S., CHO J., 2003. A comparison of SWAT and HSPF models for simulating hydrologic and water quality responses from urbanizing watershed. *American Society of Agricultural Engineers annual international meeting*, 10 p.
- INSTITUT FRANÇAIS DE L'ENVIRONNEMENT, 2002. *L'environnement en France*. La Documentation française, Orléans, 606 p.
- INSTITUT FRANÇAIS DE L'ENVIRONNEMENT, 2004. *La qualité de l'eau : une préoccupation environnementale forte*. Orléans, 4 p.
- INSTITUT FRANÇAIS DE L'ENVIRONNEMENT, 2006. *L'environnement en France*. La Documentation française, Orléans, 499 p.
- INSTITUT FRANÇAIS DE L'ENVIRONNEMENT, 2007. *Les pesticides dans les eaux : données 2005*. Orléans, 39 p.
- INSTITUT FRANÇAIS DE RECHERCHE POUR L'EXPLOITATION DE LA MER, 2010a. *Qualité du milieu littoral, bulletin de surveillance : département du Morbihan*. Rapport de l'IFREMER, 105 p.
- INSTITUT FRANÇAIS DE RECHERCHE POUR L'EXPLOITATION DE LA MER, 2010b. *Fiche de synthèse habitats « herbiers »*. Document de l'IFREMER, 14 p.
- INSTITUT FRANÇAIS DE RECHERCHE POUR L'EXPLOITATION DE LA MER, 2011a. *Qualité du milieu littoral, bulletin de surveillance : département du Morbihan*. Rapport de l'IFREMER, 115 p.
- INSTITUT FRANÇAIS DE RECHERCHE POUR L'EXPLOITATION DE LA MER, 2011b. *Qualité du milieu littoral, bulletin de surveillance : département du Finistère*. Rapport de l'IFREMER, 145 p.
- INSTITUT FRANÇAIS DE RECHERCHE POUR L'EXPLOITATION DE LA MER, 2011c. *Qualité du milieu littoral, bulletin de surveillance : départements Ille-et-Vilaine et Côtes d'Armor*. Rapport de l'IFREMER, 121 p.
- INSTITUT GÉOGRAPHIQUE NATIONAL, 2011. *BD Topo version 2.1*. Descriptif de contenu de l'IGN, 172 p.
- INSTITUT NATIONAL DE L'ENVIRONNEMENT INDUSTRIEL ET DES RISQUES, 2009. *Résultats des mesures ponctuelles des émissions d'hydrogène sulfuré et autres composés gazeux potentiellement toxiques issues de la fermentation d'algues vertes (ulves)*. Rapport d'étude de l'INERIS, 122 p.
- ISERMANN K., 1990. Share of agriculture in nitrogen and phosphorus emissions into the surface waters of Western Europe against the background of their eutrophication. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 26, 253–269.
- ISL, ORÉADE-BRÈCHE, 2006. *Évaluation du programme Bretagne Eau Pure : période 2000-2006*. Rapport final réalisé pour la DIREN Bretagne, 114 p.
- JAMAGNE M., KING D., LE BAS C., DAROUSSIN J., 1995. Development and application of European soil geography database. *Eurasian Soil Science* 27, 19–23.

- JAMET P., 1999.** « Les polluants agricoles de l'eau : les produits phytosanitaires » In : GROSCLAUDE G. – *L'eau : II. usages et polluants*. INRA éditions, Paris, 127–142.
- JEANNERET H., GENDRONNEAU M., HAURE J., LE MERRER Y., LEQUETTE C., LOMAKINE C., MARTIN J.L., PAPIN M., PONTTHOREAU C., ROBIN M., 2006.** *Étude des secteurs du Croisic et de Pen-Bé : estimation des apports continentaux et évaluation des stocks conchyliques*. Rapport de l'IFREMER, 267 p.
- JENSON S.K., 1991.** Applications of hydrologic information automatically extracted from digital elevation models. *Hydrological Processes* 5, 31–44.
- JENSON S.K., DOMINGUE J.O., 1988.** Extracting topographic structure from digital elevation data for geographic information system analysis. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 54, 1 593–1 600.
- JOANNON A., 2004.** *Coordination spatiale des systèmes de culture pour la maîtrise des processus écologiques, cas du ruissellement érosif dans les bassins versants agricoles du Pays de Caux, Haute-Normandie*. Thèse de doctorat, Institut National Agronomique Paris-Grignon, 393 p.
- JOLY D., THIERRY B., CARDOT H., CAVAILHÈSE J., HILAL M., WAVRESKY P., 2009.** Interpolation par régressions locales : application aux précipitations en France. *Espace Géographique* 38, 157–170.
- JONES R., 2002.** Algorithms for using a DEM for mapping catchment areas of stream sediment samples. *Computer & Geosciences* 28, 1 051–1 060.
- JOYCE S., 2000.** The dead zones : oxygen-starved coastal waters. *Environmental Health Perspectives* 108, 120–125.
- KANNAN N., WHITE S.M., WHELAN M.J., 2007.** Predicting diffuse-source transfers of surfactants to surface waters using SWAT. *Chemosphere* 66, 1 336–1 345.
- KAO J.J., LIN W.L., TSAI C.H., 1998.** Dynamic spatial modeling approach for estimation of internal phosphorus load. *Water Research* 32, 47–56.
- KAY D., WYER M., CROWTHER J., STAPLETON C., BRADFORD M., MCDONALD A., GREAVES J., FRANCIS C., WATKINS J., 2005a.** Predicting faecal indicator fluxes using digital land use data in the UK's sentinel Water Framework Directive catchment : the Ribble study. *Water Research* 39, 3 967–3 981.
- KAY D., WYER M.D., CROWTHER J., WILKINSON J., STAPLETON C., GLASS P., 2005b.** 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, 3 320–3 332.
- 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. *Environmental Pollution* 147, 138–149.
- KAY D., CROWTHER J., STAPLETON C.M., WYER M.D., FEWTRILL L., ANTHONY S., BRADFORD M., EDWARDS A., FRANCIS C.A., HOPKINS M., KAY C., MCDONALD A.T., WATKINS J., WILKINSON J., 2008.** Faecal indicator organism concentrations and catchment export coefficients in the UK. *Water Research* 42, 2 649–2 661.
- KELLER V., 2006.** Risk assessment of « down-the-drain » chemicals : search for a suitable model. *Science of the Total Environment* 360, 305–318.
- KINERSON R., COCCA P., PARTINGTON E., WELLMAN M., WELLS D., 2001.** *Better assessment science integrating point and nonpoint sources : BASINS version 3.0 user's manual*. United States Environmental Protection Agency report, 343 p.
- KING D., DAROUSSIN J., TAVERNIER R., 1994a.** Development of a soil geographic database from the soil map of the European Communities. *Catena* 21, 37–56.

- KING D., DAROUSSIN J., JAMAGNE M., 1994b.** Proposal for a spatial organization model in soil science : the example of the European Communities soil map. *Journal of the American Society for Information Science* 45, 705–717.
- KING D., JAMAGNE M., ARROUAYS D., BORNAND M., FAVROT J.C., HARDY R., LE BAS C., STENGEL P., 1999.** Inventaire cartographique et surveillance des sols en France : état d'avancement et exemples d'utilisation. *Étude et Gestion des Sols* 6, 215–228.
- KITANO M., TAKADA N., CHEN T., ITP H., NOMURA T., TSUDA H., WILD C.P., FUKUSHIMA S., 1997.** Carcinogenicity of methylurea or morpholine in combination with sodium nitrite in rat multi-organ carcinogenesis bioassay. *Japanese Journal of Cancer Research* 88, 797–806.
- KJERFVE B., 1989.** « Estuarine geomorphology and physical oceanography » In : DAY J.W., HALL C.A.S., KEMP W.M., YÁNEZ-ARANCIBIA A. – *Estuarine ecology*. John Wiley & Sons, New-York, 47–78.
- KNISEL W.G., 1980.** *CREAMS : a field scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems*. United States Department of Agriculture Conservation report, 640 p.
- KRAMER M.D., LYNCH C.F., ISACSON P., 1992.** The association of waterborne chloroform with intrauterine growth retardation. *Epidemiology* 3, 407–413.
- KRYSANOVA V., MÜLLER-WOHLFEIL D.I., BECKER A., 1998.** Development and test of a spatially distributed hydrological/water quality model for mesoscale watersheds. *Ecological Modelling* 106, 261–289.
- L'HIRONDEL J.L., 1996.** *Les nitrates et l'Homme : le mythe de leur toxicité* Institut de l'Environnement, Liffré, 142 p.
- L'HIRONDEL J.L., 2004.** *Les nitrates et l'Homme : toxiques, inoffensifs ou bénéfiques ?* Institut de l'Environnement, Liffré, 256 p.
- LAARIBI A., 2000.** *SIG et analyse multicritère*. Hermès-Lavoisier, Paris, 192 p.
- LACOSTE A., JALABERT F., MALHAM S., CUEFF A., GILBERT F., CORDEVANT C., LANGE M., POULET S.A., 2001.** A *Vibrio splendidus* strain is associated with summer mortality of juvenile oysters *Crassostrea gigas* in the Bay of Morlaix (North Brittany, France). *Disease of Aquatic Organisms* 46, 139–145.
- LAMBERT R., 1996.** *Géographie du cycle de l'eau*. Presses Universitaires du Mirail, Toulouse, 439 p.
- LANG C., FISTER V., FRANÇOIS D., GILLE E., 2011.** Méthodes de spatialisation des débits d'étiage pour répondre aux objectifs de la Directive Cadre sur l'Eau. *Hydrosystèmes et territoires européens confrontés aux différentes lois sur l'eau*, 29–30.
- LANGLOIS P., 2005.** « Les automates cellulaires pour la modélisation des systèmes spatiaux » In : GUERMOND Y. – *Modélisations en géographie, déterminismes et complexités*. Hermès-Lavoisier, Paris, 321–352.
- LANGLOIS P., DELAHAYE D., 2002.** « Ruicells », automate cellulaire pour la simulation du ruissellement de surface. *Revue Internationale de Géomatique* 12, 461–487.
- LARDEUX H., 2002.** *Guide géologique de la Bretagne*. Masson, Paris, 221 p.
- LARONDE S., PETIT K., 2010.** *Bilan national des efforts de surveillance de la qualité des cours d'eau*. Rapport final de l'ONEMA, 330 p.
- LATIMER J.S., REGO S.A., 2010.** Empirical relationship between eelgrass extent and predicted watershed-derived nitrogen loading for shallow New England estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 90, 231–240.
- LAUBIER F., 2001.** La méthode de diagnostic parcellaire du risque de contamination des eaux superficielles par les produits phytosanitaires en Bretagne : fondement et mise en œuvre. XXXI^{ème} Congrès du Groupe Français des Pesticides, 96–108.

- LAURENT F., 1996.** *Outils de modélisation spatiale pour la gestion intégrée des ressources en eau : application aux Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux*. Thèse de doctorat, École Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne - École Nationale Supérieure des Mines de Paris, 357 p.
- LAURENT F., ROSSIGNOL J.P., 2003.** Cartographie des propriétés hydriques des sols à partir de la lithologie et des pentes : application au bassin versant de la Moine (Maine-et-Loire, France). *Étude et Gestion des Sols* 10, 155–172.
- LAURENT F., 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. *Étude et Gestion des Sols* 11, 199–217.
- LAURENT F., RUELLAND D., CHAPDELAINE M., 2007.** Simulation de l'effet de changements de pratiques agricoles sur la qualité des eaux avec le modèle SWAT. *Revue des Sciences de l'Eau* 20, 395–408.
- LAUWERYS R., HAUFROID V., HOET P., LISON D., 2007.** *Toxicologie industrielle et intoxications professionnelles*. Masson, Paris, 1 252 p.
- LAZURE P., DUMAS F., 2008.** An external-internal mode coupling for a 3D hydrodynamical model for applications at regional scale (MARS). *Advances in Water Resources* 31, 233–250.
- LAZURE P., JEGOU A.M., 1998.** 3D modelling of seasonal evolution of Loire and Gironde plumes on Biscay Bay continental shelf. *Oceanologica Acta* 21, 165–177.
- LAZURE P., DUMAS F., VRIGNAUD C., 2008.** Circulation on the Armorican shelf (Bay of Biscay) in autumn. *Journal of Marine Systems* 72, 218–237.
- LE BISSONNAIS Y., GASCUEL-ODOUX C., 1998.** « L'érosion hydrique des sols cultivés en milieu tempéré » In : STENGEL P., GELIN S. – *Sol : interface fragile*. INRA éditions, Paris, 129–144.
- LE BISSONNAIS Y., THORETTE J., BARDET C., DAROUSSIN J., 2002.** *L'érosion hydrique des sols en France*. Rapport de l'INRA et de l'IFEN, 108 p.
- LE CORRE C., AUVRAY B., BALLÈVRE M., ROBARDET M., 1992.** Le massif armoricain. *Sciences Géologiques* 44, 31–103.
- LE GALL J., TASSE G., LE ROUX J.F., 2006.** *Marsweb : interface de lancement de modèles hydrodynamiques*. Documentation de l'IFREMER, 38 p.
- LE GUEN B., 2005.** *Integration of a hydrological model inside a Geographic Information System for the Crozon peninsula*. Master of Science Thesis, Cranfield University, 55 p.
- LE SAUX J.C., POMMEPUY M., 2003.** *La purification des coquillages*. Rapport de l'IFREMER, 17 p.
- LEAUTE F., 2008.** *Biogéochimie des contaminants organiques HAP, PCB et pesticides organochlorés dans les sédiments de l'étang de Thau*. Thèse de doctorat, Université Pierre et Marie Curie, 255 p.
- LEGATES D.R., MCCABE G.J., 1999.** Evaluating the use of « goodness-of-fit » Measures in hydrologic and hydro-climatic model validation. *Water Resources Research* 35, 233–241.
- LEGOUT C., 2005.** *Étude des mécanismes hydrologiques et biogéochimiques de la recharge des nappes à surface libre*. Thèse de doctorat, Université de Rennes I, 180 p.
- LEGROS J.P., FAVROT J.C., 1999.** « L'eau et le sol » In : GROSCLAUDE G. – *L'eau : I. milieu naturel et maîtrise*. INRA éditions, Paris, 43–70.
- LEMERCIER B., 2003.** *La pollution par les matières phosphorées en Bretagne : sources, transfert et moyens de lutte*. Rapport de la DIREN Bretagne, 83 p.

- LEMERCIER B., WALTER C., SCHVARTZ C., SABY N., ARROUAYS D., FOLLAIN S., 2006.** Suivi des teneurs en carbone organique et en phosphore extractible dans les sols agricoles de trois régions françaises : analyses à partir de la Base de Données des Analyses de Terre. *Étude et Gestion des Sols* 13, 165–180.
- LEMERCIER B., WALTER C., ARROUAYS D., AUROUSSEAU P., FOLLAIN S., MICHAUD A.R., SABY N., SARR J.B., SCHVARTZ C., VERTES F., 2009.** Stockage de phosphore dans les sols : surveillance et diagnostic aux échelles nationale et régionale. *Océanis* 33, 103–122.
- LENHART T., ECKHARDT K., FOHRER N., FREDE H.G., 2002.** Comparison of two different approaches of sensitivity analysis. *Physics and Chemistry of the Earth* 27, 645–654.
- LEÓN L.F., 2010.** *MapWindow interface for SWAT (MWSWAT)*. User guide of MWSWAT 2009, 71 p.
- LEÓN L.F., SOULIS E.D., KOUWEN N., FARQUHAR G.J., 2001.** Nonpoint source pollution : a distributed water quality modeling approach. *Water Research* 35, 997–1 007.
- LEQUETTE C., YVENAT A., ALLENOU J.P., CAMUS P., GAGNARD F., KERLIDOU J., 2005.** *Galaté : gestion durable en assainissement littoral*. Rapport final de l'action pilote 6 du programme Improving Coastal and Recreational Waters (ICREW), 61 p.
- LEROY J.B., 1999.** *La pollution des eaux*. Presses Universitaires de France, Paris, 128 p.
- LÉVÊQUE C., 2001.** *Ecologie : de l'écosystème à la biosphère*. Dunod, Paris, 502 p.
- LEVESQUE G., ROLLO N., DANQUERQUE C., BARRETEAU M.N., QUNINTIN C., 2007.** Partenariat pour une mise à jour du réseau hydrographique du RGE de l'IGN sur les bassins versants du Loc'h et du Sal. *Journées Géomatiques de l'Ouest 2007 : « Organiser et s'organiser autour de l'information géographique »*, La Rochelle.
- LÉVY J., LUSSAULT M., 2003.** *Dictionnaire de la géographie et de l'espace des sociétés*. Belin, Paris, 1 034 p.
- LÉVY Y., 2006.** Inquiétudes sur la présence d'antibiotiques et de bactéries antibioresistantes dans les eaux. *Environnement risque et santé* 5, 261–265.
- LIEBIG J., 1844.** *Chimie appliquée à la physiologie végétale et à l'agriculture*. Masson, Paris, 541 p.
- LOMAKINE C., 2005.** *Contribution des bassins versants aux pollutions des écosystèmes conchylicoles du Croisic et de Pen-Bé : approche par couplage d'un SIG avec un modèle agro-hydrologique*. Thèse de doctorat, Université de Nantes, 284 p.
- LOUBERSAC L., SALOMON J.C., BRETON M., DURAND C., GAUDINEAU C., 2000.** Perspectives offertes par la communication entre un modèle hydrodynamique et un SIG pour l'aide au diagnostic environnemental : caractérisation de la dynamique et de la qualité des masses d'eaux côtières. *CoastGIS'99 : Geomatics and coastal environment*, 173–185.
- MADSEN H., 2000.** Automatic calibration of a conceptual rainfall-runoff model using multiple objectives. *Journal of Hydrology* 235, 276–288.
- MAGRONE E.M., 1999.** « The protection of the mediterranean sea against pollution caused by land-based sources and activities » In : MARCHISIO S. – *Sustainable Development and Management of Water Resources : A Legal Framework for the Mediterranean*. Institute for Legal Studies on the International Community, Rome, 79–85.
- MAIDMENT D.R., 2002.** *ArcHydro : GIS for Water Resources*. ESRI Press, Redlands, 203 p.
- MAKHLOUF Z., 1994.** *Compléments sur le modèle pluie-débit GR4J et essai d'estimation de ses paramètres*. Thèse de doctorat, Université Paris XI, 227 p.
- MALAKOFF D., 1998.** Death by suffocation in the Gulf of Mexico. *Science* 281, 190–192.
- MALTA E.J., VERSCHUURE J.M., 1997.** Effects of environmental variables on between-year variation of *Ulva* growth and biomass in an eutrophic brackish lake. *Journal of Sea Research* 38, 71–84.

- MANDELBROT B., 1995.** *Les objets fractals*. Flammarion, Paris, 212 p.
- MARCAILLOU B., CAMUS P., DANIEL F., 1996.** *Caractéristiques sédimentaires du golfe du Morbihan : granulométrie, teneurs en eau, matière organique et phosphore total*. Rapport de l'IFREMER et de l'ODEM, 63 p.
- MARCOS F., JANIN J.M., LE SAUX J.M., 1996.** *Modélisation hydrodynamique du Golfe du Morbihan*. Rapport de la direction des études et recherches d'EDF, 47 p.
- MARINOV D., GALBIATI L., GIORDANI G., VIAROLI P., NORRO A., BENCIVELLI S., ZALDÍVAR J.M., 2007.** An integrated modelling approach for the management of clam farming in coastal lagoons. *Aquaculture* 269, 306–320.
- MARTEL S., SEYDOUX S., MICHAUD A.R., BEAUDIN I., 2006.** *Évaluation des effets combinés des principales pratiques de gestion bénéfiques (PGB)*. Rapport de l'IRDA, 133 p.
- MARTIN C., 2003.** *Mécanismes hydrologiques et hydrochimiques impliqués dans les variations saisonnières des teneurs en nitrate dans les bassins versants agricoles, approche expérimentale et modélisation*. Thèse de doctorat, Université de Rennes I, 267 p.
- MARTINS I., LOPES R.J., LILLEBØ A.I., NETO J.M., PARDAL M.A., FERREIRA J.G., MARQUES J.C., 2007.** Significant variations in the productivity of green macroalgae in a mesotidal estuary : implications to the nutrient loading of the system and the adjacent coastal area. *Marine Pollution Bulletin* 54, 678–690.
- MASSA F., GASCUEL-ODOUX C., MÉROT P., BAUDRY J., BÉDUNEAU G., BLONDEL R., DURAND P., TICO S., TROCCAZ O., 2008.** Terri'eau, une méthode et des outils pour améliorer la gestion des paysages agricoles en vue de préserver la qualité de l'eau. *Ingénieries Numéro Spécial « Azote, phosphore et pesticides : stratégies et perspectives de réduction des flux »*, 115–132.
- MAZURIÉ J., BÉDIER E., LANGLADE A., CLAUDE S., CHAUVIN J., ALLENOU J.P., 2008.** *Les mortalités de l'huître creuse, Crassostrea gigas, en élevage en Bretagne Sud, au cours de l'été 2008 : évaluation et tentative d'explication*. Rapport de l'IFREMER, 29 p.
- MCLUSKY D.S., ELLIOTT M., 2004.** *The estuarine ecosystem : ecology, threats and management*. Oxford University Press, Oxford, 214 p.
- MÉNESGUEN A., 1999.** « L'utilisation de modèles écologiques dans la lutte contre l'eutrophisation des eaux côtières françaises » In : MERCERON M. – *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral*. Éditions Ifremer, Plouzané, 31–48.
- MÉNESGUEN A., 2001.** *L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France*. Rapport de l'IFREMER, 64 p.
- MÉNESGUEN A., 2003.** *Les « marées vertes » en Bretagne, la responsabilité du nitrate*. Rapport de l'IFREMER, 12 p.
- MÉNESGUEN A., 2007.** *Simulation de l'effet de trois scénarios de réduction des teneurs de l'Elorn en nitrate sur l'eutrophisation de la Rade de Brest*. Rapport de l'IFREMER, 13 p.
- MÉNESGUEN A., DION P., 2009.** Rôle du phosphore dans l'eutrophisation littorale. *Océanis* 33, 17–36.
- MÉNESGUEN A., GOHIN F., 2006.** Observation and modelling of natural retention structures in the English Channel. *Journal of Marine Systems* 63, 244–256.
- MÉNESGUEN A., PIRIOU J.Y., 1995.** Nitrogen loadings and macroalgal (*Ulva* sp.) mass accumulation in Brittany (France). *Ophelia* 42, 227–237.
- MÉNESGUEN A., SALOMON J.C., 1988.** « Eutrophication modelling as a tool for fighting against *Ulva* coastal mass blooms » In : SCHREFFLER B.A., ZIENKIEWICZ O.C. – *Computer Modelling in Ocean Engineering*. Balkema Publishers, Rotterdam, 443–450.
- MERCERON M., 1998.** *Inventaire des ulves en Bretagne : année 1997*. Rapport de l'IFREMER et de l'AELB, 46 p.

- MERCERON M., 1999.** « Marées vertes en Bretagne : état actuel des connaissances » In : MERCERON M. – *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral*. Éditions Ifremer, Plouzané, 49–60.
- MÉROT P., 1978.** *Le bocage en Bretagne granitique : une approche de la circulation des eaux*. Thèse de doctorat, Université de Rennes I, 196 p.
- MÉROT P., REYNE S., 1996.** Rôle hydrologique et géochimique des Structures Linéaires Boisées : bilan bibliographique et perspectives d'étude. *Études et Recherches sur les Systèmes Agraires et le Développement* 29, 83–100.
- MÉROT P., MOLENAT J., GASCUEL-ODOUX C., DURAND P., KAO C., ARLOT M.P., NEDELEC Y., CHAUMONT C., PINAY G., CURMI P., ESNEAULT C., RUIZ L., BEAUJOUAN V., BARIUSO E., BUREL F., BAUDRY J., HUBERT-MOY L., LEVASSEUR J., CLEMENT B., HOLLIER-LAROUSSE A., WALTER C., 1999.** TY-FON : Typologie fonctionnelle des zones humides de fonds de vallée en vue de la régulation de la pollution diffuse. Rapport de synthèse, 34 p.
- MÉROT P., BARIUSO E., BEAUJOUAN V., BENOIT P., BIDOIS J., BOURRIÉ G., BUREL F., CHAPLOT V., CHARNAY M.P., CLÉMENT B., CLÉMENT J.C., COTONNEC A., CURMI P., DURAND P., GANZETTI I., GASCUEL-ODOUX C., GRIMALDI C., HOLLIER LAROUSSE A., HUBERT-MOY L., JAFFREZIC A., KAO C., MOLÉNAT J., OUIN A., PINAY G., PIVETTE E., REGIMBEAU C., RUIZ L., TROCCAZ O., TROLARD F., WALTER C., ZIDA M., 2000.** TY-FON : Typologie fonctionnelle des zones humides de fonds de vallée en vue de la régulation de la pollution diffuse. Rapport de synthèse final, 115 p.
- MÉROT P., SQUIVIDANT H., AUROUSSEAU P., HEFTING M., BURT T., MAITRE V., KRUK M., BUTTURINI A., THENAIL C., VIAUD V., 2003.** Testing a climato-topographic index for predicting wetlands distribution along an European climate gradient. *Ecological Modelling* 163, 51–71.
- MÉROT P., EZZAHAR B., WALTER C., AUROUSSEAU P., 2006a.** Mapping waterlogging of soils using digital terrain models. *Hydrological Processes* 9, 27–34.
- MÉROT P., HUBERT-MOY L., GASCUEL-ODOUX C., CLÉMENT B., DURAND P., BAUDRY J., THENAIL C., 2006b.** A method for improving the management of controversial wetland. *Environmental Management* 37, 258–270.
- MÉROT P., GASCUEL-ODOUX C., SQUIVIDANT H., TROCCAZ O., 2008.** *Les zones humides potentielles en Bretagne*. Notice explicative d'Agro-transfert Bretagne, 6 p.
- MICHAUD A.R., LAUZIER R., LAVERDIÈRE M.R., 2002.** Description du système de transport du phosphore dans le bassin du ruisseau au Castor. *Agrosol* 13, 124–139.
- MICHAUD A.R., DESLANDES J., 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*. Rapport de l'IRDA, 117 p.
- MICHAUD A.R., SEYDOUX S., BEAUDIN I., GOMBAULT C., 2008.** *Combinaisons de pratiques de gestion bénéfiques et qualité de l'eau : étude par modélisation hydrologique de deux bassins versants en Montérégie (Québec)*. Série technique de l'initiative nationale d'élaboration de normes agroenvironnementales, rapport N° 4-64, 155 p.
- MIESZKIN S., 2010.** Diagnostic moléculaire de l'origine des contaminations fécales dans l'environnement littoral : développement de marqueurs Bactéroidales spécifique de l'hôte. Thèse de doctorat, Université de Bretagne Occidentale, 344 p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, AGENCES DE L'EAU, 2003.** *Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau : grilles d'évaluation SEQ-Eau*. Rapport du Ministère chargé de l'Environnement, 40 p.
- MIOSSEC A., 1998.** *Les littoraux entre nature et aménagement*. SEDES, Paris, 192 p.
- MIQUEL G., 2001.** *Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé*. Rapport de l'office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, 365 p.

MIQUEL G., 2003. *La qualité de l'eau et de l'assainissement en France*. Rapport de l'office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, 195 p.

MOATAR F., MEYBECK M., 2007. Riverine fluxes of pollutants : towards predictions of uncertainties by flux duration indicators. *Comptes Rendus Geoscience* 339, 367–382.

MOATAR F., PERSON G., MEYBECK M., COYNEL A., ETCHEBER H., CROUZET P., 2006. The influence of contrasting suspended particulate matter transport regimes on the bias and precision of flux estimates. *Science of the Total Environment* 370, 515–531.

MOATAR F., MEYBECK M., RAYMOND S., COYNEL A., LUDWIG W., MANO V., NÉMÉRY J., POIREL A., ETCHEBER H., CROUZET P.H., 2007. Évaluation des flux de MES à partir des suivis discrets : méthodes de calcul et incertitudes. *Transports solides et gestion des sédiments en milieux naturels et urbains*, 8 p.

MOATAR F., BIRGAND F., MEYBECK M., FAUCHEUX C., RAYMOND S., 2009. Incertitudes sur les métriques de qualité des cours d'eau (médianes et quantiles de concentrations, flux, cas des nutriments) évaluées à partir de suivis discrets. *La Houille Blanche* 3, 68–76.

MOLÉNAT J., 1999. *Rôle de la nappe sur les transferts d'eau et de nitrate dans un bassin versant agricole : étude expérimentale et modélisation*. Thèse de doctorat, Université de Rennes I, 249 p.

MOLÉNAT J., 2008. *Hydrologie et transfert de substances dissoutes dans les aquifères superficiels*. Mémoire d'Habilitation à Diriger des Recherches, Université de Rennes I, 86 p.

MOLÉNAT J., GASCUEL-ODOUX C., 2002. Modelling flow and nitrate transport in groundwater for the prediction of water travel times and of consequences of land use evolution on water quality. *Hydrological Processes* 16, 479–492.

MONTEITH J.L., 1965. « Evaporation and the environment » In : CASPERS H. – *The state and movement of water in living organisms*. Cambridge University Press, Londres, 205–234.

MONTREUIL O., 2008. *Relation entre l'ordre des bassins versants, l'organisation spatiale et le fonctionnement hydrologique et hydrochimique des zones humides riveraines*. Thèse de doctorat, Institut National d'Enseignement Supérieur et de Recherche Agronomique et Agro-alimentaire de Rennes, 242 p.

MONTREUIL O., MÉROT P., 2006. Nitrogen removal in valley bottom wetlands : assessment in headwater catchments distributed throughout a large basin. *Journal of Environmental Quality* 35, 2 113–2 122.

MORAND P., 1996. « Mass growths of seaweed and coastal eutrophication » In : MÉROT P., JIGOREL A. – *Hydrologie des pays celtiques*. INRA éditions, Paris, 385–396.

MORANG A., GORMAN L.T., KING D.B., MEISBURGER E., 2008. « Coastal classification and morphology » In : MORANG A. – *Coastal Engineering Manual Part IV*. United States Army Corps of Engineers, Washington, 83 p.

MORIASI D.N., ARNOLD J.G., VAN LIEW M.W., BINGER R.L., HARMEL R.D., VEITH T.L., 2007. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers* 50, 885–900.

MORRIS R.D., AUDET A.M., ANGELILLO I.F., 1992. Chlorination, chlorination by-products, and cancer : a metaanalysis. *American Journal of Public Health* 82, 955–963.

MOUCHART A., FOURRIÉ L., 2004. *Systèmes d'élevage intensifs, pollution diffuse par les nitrates et le phosphore de l'eau d'un bassin versant : apport d'outils d'analyse et de simulation dans les choix des modes de gestion des effluents et des systèmes et itinéraires techniques de culture*. Rapport final de l'Association de Coordination Technique Agricole, de l'Institut du végétal ARVALIS, de l'INRA et du CEMAGREF, 39 p.

MOUGIN B., ALLIER D., BLANCIN R., CARN A., COURTOIS N., GATEAU C., PUTOT E., 2008. *SILURES Bretagne : Système d'Information pour la Localisation et l'Utilisation des Ressources en Eaux Souterraines*. Rapport du BRGM, 132 p.

- MULLIGAN D., BOURAOUI F., GRIZZETTI B., ALOE A., DUSART J., 2006. *An atlas of Pan-european data for investigating the fate of agrochemicals in terrestrial ecosystems*. Institute for the Environment and Sustainability and European Commission report, 54 p.
- MUNAFÒ M., CECCHI G., BAIOTTO F., MANCINI L., 2005. River pollution from non-point sources : a new simplified method of assessment. *Journal of Environmental Management* 77, 93–98.
- MUSY A., HIGY C., 2004. *Hydrologie 1 : une science de la nature*. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Science & Ingénierie de l'Environnement, Lausanne, 314 p.
- NASH J.E., SUTCLIFFE J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models. *Journal of Hydrology* 10, 282–290.
- NASR A., BRUEN M., JORDAN P., MOLES R., KIELY G., BYRNE P., O'REGAN B., 2004. *Physically-based, distributed, catchment modelling for estimating sediment and phosphorus loads to rivers and lakes : issues of model complexity, spatial and temporal scales and data requirements*. National Hydrology Seminar, 9 p.
- NASR A., BRUEN M., JORDAN P., MOLES R., KIELY G., BYRNE P., 2007. A comparison of SWAT, HSPF and SHETRAN/GOPC for modelling phosphorus export from three catchments in Ireland. *Water Research* 41, 1 065–1 073.
- NEITSCH S.L., ARNOLD J.G., KINIRY J.R., WILLIAMS J.R., 2002. *Soil and Water Assessment Tool : theoretical documentation, version 2000*. Grassland Soil and Water Research Laboratory and USDA Agricultural Research Service, Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station, 506 p.
- NEITSCH S.L., ARNOLD J.G., KINIRY J.R., WILLIAMS J.R., 2005. *Soil and Water Assessment Tool : theoretical documentation, version 2005*. Grassland Soil and Water Research Laboratory and USDA Agricultural Research Service, Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station, 566 p.
- NEWTON A., ICELY J.D., FALCAO M., NOBRE A., NUNES J.P., FERREIRA J.G., VALE C., 2003. Evaluation of eutrophication in the Ria Formosa coastal lagoon, Portugal. *Continental Shelf Research* 23, 1 945–1 961.
- NIEUWENHUIJSEN M.J., TOLEDANO M.B., EATON N.E., 2000. Chlorination disinfection byproducts in water and their association with adverse reproductive outcomes : a review. *Occupational Environmental Medicine* 57, 73–85.
- O'SULLIVAN P.E., 1996. « Eutrophication of coastal lakes in South West England and West Wales : evaluation of alternative causes, and solutions » In : MÉROT P., JIGOREL A. – *Hydrologie dans les pays celtiques*. INRA éditions, Paris, 233–240.
- OBSERVATOIRE DÉPARTEMENTAL DE L'ENVIRONNEMENT DU MORBIHAN, 2010. *Atlas de l'environnement du Morbihan*. Document de l'ODEM, 300 p.
- OBSERVATOIRE RÉGIONAL DE LA SANTÉ DE BRETAGNE, 2001. *Effets chroniques des pesticides sur la santé : état actuel des connaissances*. Étude commanditée et financée par l'AELB, la DRASS, la DIREN et la DRAAF Bretagne, 90 p.
- OFFICE NATIONAL DE L'EAU ET DES MILIEUX AQUATIQUES, 2009. *Contamination des eaux par les résidus médicamenteux*. Les fiches de l'ONEMA, 2 p.
- OLIVER L.M., FISHER W.S., FORD S.E., CALVO L.M., BURRESON E.M., SUTTON E.B., GANDY J., 1998. Perkinsus marinus tissue distribution and seasonal variation in oysters Crassostrea virginica from Florida, Virginia and New York. *Disease of Aquatic Organisms* 34, 51–61.
- OLIVERA F., SRINIVASAN R., 2003. Linkage of the ArchHydro data model with SWAT. *SWAT 2003 Annual Conference*, 34 p.
- ORGANISATION DE COOPÉRATION ET DE DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUES, 2003. *Etudes économiques de l'OCDE : FRANCE*. Paris, 182 p.

- ORGANISATION DE COOPÉRATION ET DE DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUES, 2005.** *Examens environnementaux de l'OCDE : FRANCE*. Paris, 262 p.
- ORGANISATION DE COOPÉRATION ET DE DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUES, 2008.** *La performance environnementale de l'agriculture dans les pays de l'OCDE depuis 1990*. Paris, 661 p.
- ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTÉ, 1962.** *Évaluation de la toxicité de certains antiseptiques et antioxydants*. Sixième rapport du comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires, Genève, 112 p.
- ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTÉ, 2002.** *Eutrophication and health*. Rapport commun de l'OMS et de la Commission européenne, Genève, 32 p.
- OSPAR COMMISSION, 2003.** *Integrated report 2003 on the eutrophication status of the OSPAR maritime area based upon the first application of the comprehensive procedure*. Rapport de la commission pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est, 59 p.
- OTTMANN F., 1965.** *Introduction à la géologie marine et littorale*. Masson, Paris, 260 p.
- PARDE M., 1933.** *Fleuves et rivières*. Armand Colin, Paris, 224 p.
- PASKOFF R., 2010.** *Les littoraux : impact des aménagements sur leur évolution*. Armand Colin, Paris, 260 p.
- PAUWELS H., 1996.** « Preliminary results on chemical variations in a schist aquifer : implications for nitrate transport and denitrification » In : MÉROT P., JIGOREL A. – *Hydrologie dans les pays celtiques*. INRA éditions, Paris, 111–118.
- PAUWELS H., KLOPPMANN W., FOUCHER J.C., MARTELAT A., FRITSCHÉ V., 1998.** Field tracer test for denitrification in a pyrite-bearing schist aquifer. *Applied Geochemistry* 13, 767–778.
- PAYRAUDEAU S., 2002.** *Modélisation distribuée des flux d'azote sur des petits bassins versants méditerranéens*. Thèse de doctorat, École Nationale du Génie Rural, des Eaux et Forêts de Montpellier, 449 p.
- PENMAN H.L., 1956.** Evaporation : an introductory survey. *Journal of Agricultural Science* 42, 9–29.
- PERILLO G.M.E., 1995.** « Definition and geomorphologic classifications of estuaries » In : PERILLO G.M.E. – *Geomorphology and sedimentology of estuaries*. Elsevier, Amsterdam, 17–47.
- PERRIN C., MICHEL C., ANDRÉASSIAN V., 2007.** *Modèles hydrologiques du Génie Rural (GR)*. Note technique du CEMAGREF, 16 p.
- PERRIN C., MICHEL C., ANDRÉASSIAN V., 2010.** « A set of hydrological models » In : TANGUY J.M. – *Environmental hydraulics : mathematical models*, John Wiley & Sons, New-York, 492–509.
- PERRONE J., MADRAMOOTOO C.A., 1998.** Improved curve number selection for runoff prediction. *Canadian Journal of Civil Engineering* 25, 728–734.
- PICOT B., PLÉNAT G., CASEMMAS C., BONDON D., BONTOUX J., 1990.** Interpretation of the seasonal variations of nutrients in a Mediterranean lagoon : étang de Thau. *Hydrobiologia* 207, 105–114.
- PILOTTO L.S., DOUGLAS R.M., BURCH M.D., CAMERON S., BEERS M., ROUGH G.J., ROBINSON P., KIRK M., COWIE C.T., HARDIMAN S., MOORE C., ATTEWELL R.G., 1997.** Health effects of exposure to cyanobacteria (blue-green algae) during recreational water-related activities. *Australian and New Zealand Journal of Public Health* 21, 562–566.
- PINAY G., TRÉMOLIÈRES M., 2000.** « La rétention et l'élimination de l'azote » In : FUSTEC E., LEFEUVRE J.C. – *Fonctions et valeurs des zones humides*. Dunod, Paris, 129–142.
- PIRIOU J.Y., MÉNESGUEN A., 1992.** Year Environmental factors controlling the *Ulva* sp. blooms in Brittany (France). *Marine eutrophication and population Dynamics, 25th European Marine Biology Symposium*, 111–115.

- PIRIOU J.Y., CHAPRON V., ANNEZO J.P., 1995.** *Précontrat de baie « Golfe du Morbihan » : mesure des flux nutritifs et inventaire d'algues vertes en 1995*. Rapport de l'IFREMER, 26 p.
- PIRIOU J.Y., COÏC D., MERCERON M., 1999.** « Abattement de l'azote par le marais côtier de Kervigen et potentiel breton » *In* : MERCERON M. – *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral*. Éditions Ifremer, Plouzané, 275–287.
- PITOIS F., 2009.** *Flore planctonique dans le bassin du Loc'h : proposition d'intervention pour 2009*. Rapport d'étude réalisée pour le Syndicat Mixte du Loc'h et du Sal, 6 p.
- PITOIS F., MOREAU S., 2008.** *Étude du fonctionnement de l'étang de la forêt à Brandivy*. Rapport Interfaces et Gradients réalisé pour le Syndicat Mixte du Loc'h et du Sal, 122 p.
- PITOIS S., JACKSON M.H., WOOD B.J.B., 2000.** Problems associated with the presence of cyanobacteria in recreational and drinking waters. *International Journal of Environmental Health Research* 10, 203–218.
- PLUS M., AUBY I., VERLAQUE M., LEVAVASSEUR G., 2005.** Seasonal variations in photosynthetic irradiance response curves of macrophytes from a Mediterranean coastal lagoon. *Aquatic Botany* 81, 157–173.
- PLUS M., LA JEUNESSE I., BOURAOUI F., ZALDÍVAR J.M., CHAPPELLE A., LAZURE P., 2006.** Modelling water discharges and nitrogen inputs into a Mediterranean lagoon : impact on the primary production. *Ecological Modelling* 193, 69–89.
- POCHON A., 2006.** *Les sillons de la colère : la malbouffe n'est pas une fatalité*. La Découverte, Paris, 147 p.
- POCHON A., FEVRIER R., 2008.** *Agronomes et paysans : un dialogue fructueux*. Quæ éditions, Paris, 72 p.
- POLIDORI L., 1995.** Réflexions sur la qualité des modèles numériques de terrains. *Bulletin de la Société Française de Photogrammétrie et Télédétection* 139, 10–19.
- PONTIUS F., 2003.** *Drinking Water Regulation and Health*. John Wiley & Sons, New-York, 1 070 p.
- PORNON H., 1998.** *Systèmes d'information géographique, pouvoir et organisations : géomatique et stratégies d'acteurs*. L'Harmattan, Paris, 255 p.
- PORNON H., 2007.** Bilan et perspectives de 20 années de Géomatique. *Géomatique Expert* 57, 36–46.
- PORNON H., 2011.** *SIG : la dimension géographique du système d'information*. Dunod, Paris, 296 p.
- PORNON H., BILHAUT R., ROCHE S., 1995.** Des SIG dans les communes de moins de 3 000 habitants. *Revue Internationale de Géomatique* 5, 73–82.
- POSS R., 2009.** Stocks et flux de phosphore dans les écosystèmes terrestres et aquatiques, et impacts environnementaux. *Océanis* 33, 13–16.
- POULIN M., EVEN S., BILLEN G., MOUCHEL J.M., GARNIER J., LEVASSOR A., LEVIANDIER T., 1998.** « Modèles : des processus au bassin versant » *In* : MEYBECK M., DE MARSILY G., FUSTEC E. – *La Seine en son bassin : fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé*. Elsevier, Amsterdam, 679–720.
- POULIOT J., 1998.** Définition d'un référentiel pour le couplage SIG-modèle. *4èmes journées scientifiques du département de génie rural de l'École Polytechnique Fédérale de Lausanne*, 5 p.
- PRÉFECTURE DU MORBIHAN, 2005a.** *Arrêté relatif au troisième programme d'action à mettre en œuvre en vue de la protection des eaux contre la pollution par les nitrates d'origine agricole*, 55 p.
- PRÉFECTURE DU MORBIHAN, 2005b.** *Schéma de Mise en Valeur de la Mer du Golfe du Morbihan*. Rapport établi par la Préfecture du Morbihan, la DDE, la DDAM et la DIREN Bretagne, 134 p.
- PRÉFECTURE DU MORBIHAN, 2008.** *Arrêté relatif à l'interdiction d'utilisation des produits phytosanitaires à proximité de l'eau*, 3 p.

- PRÉFECTURE DU MORBIHAN, 2009.** *Arrêté relatif au quatrième programme d'action à mettre en œuvre en vue de la protection des eaux contre la pollution par les nitrates d'origine agricole*, 69 p.
- PRÉFECTURE DU MORBIHAN, 2010.** *Arrêté portant classement de salubrité des zones de production des coquillages vivants pour la consommation humaine dans le département du Morbihan*, 16 p.
- PRIESTLEY C.H.B., TAYLOR R.J., 1972.** On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters. *Monthly Weather Review* 100, 81–92.
- PRITCHARD D.W., 1967.** « What is an estuary : a physical viewpoint » In : LAUFF G.H. – *Estuaries*. American association for the advancement of science, Washington, 3–5.
- PROGRAMME DES NATIONS UNIES POUR L'ENVIRONNEMENT, 1995.** *Global Programme of Action for the Protection of the Marine Environment from Land-Based Activities*. Washington, 61 p.
- PROGRAMME DES NATIONS UNIES POUR L'ENVIRONNEMENT, 2004.** *GEO-3 : l'avenir de l'environnement mondial 3*. Nairobi, 446 p.
- PROGRAMME DES NATIONS UNIES POUR L'ENVIRONNEMENT, 2006.** *The State of the Marine Environment : Trends and processes*. The Hague, 52 p.
- PROGRAMME DES NATIONS UNIES POUR L'ENVIRONNEMENT, 2007.** *Rapport annuel du Plan des Nations Unies pour l'Environnement*. Nairobi, 87 p.
- PROVINCE DU QUÉBEC, 2005.** *Règlement sur la qualité de l'eau potable (c. Q-2, r. 40)*. Gazette officielle du Québec.
- PUECH C., 2000.** *Utilisation de la télédétection et des Modèles Numériques de Terrain pour la connaissance du fonctionnement des hydrosystèmes*. Mémoire d'Habilitation à Diriger des Recherches, Institut National Polytechnique de Grenoble, 105 p.
- RALPH P.J., DURAKO M.J., ENRÍQUEZ S., COLLIER C.J., DOBLIN M.A., 2007.** Impact of light limitation on seagrasses. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 350, 176–193.
- RAMADE F., 2002.** *Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement*. Dunod, Paris, 822 p.
- RASOLOMANANA S.D., LESSARD P., VANROLLEGHEM P., 2010.** Single-objective vs. Multi-objective auto-calibration in modelling total suspended solids and phosphorus in small agricultural watershed with SWAT. *14th International Conference, International Water Association Diffuse Pollution Specialist Group: Diffuse Pollution and Eutrophication proceedings*, 83–91.
- RECOUS S., NICOLARDOT B., SIMON J.C., 1997.** « Le cycle de l'azote dans les sols et la qualité des eaux souterraines » In : RIOU C., BONHOMME R., CHASSIN P., NEVEU A., PAPY F. – *L'eau dans l'espace rural : production végétale et qualité de l'eau*. INRA éditions, Paris, 193–215.
- RENARD J., 2005.** Le modèle agricole breton : ses réussites, ses dérives et sa remise en cause (1950-2004). *Espaces et Sociétés* 23, 103–113.
- RENAULT T., LIPART C., ARZUL G., 2001.** A herpes-like virus infecting *Crassostrea gigas* and *Ruditapes philipinarum* larvae in France. *Journal of Fish Diseases* 24, 369–376.
- RÉPUBLIQUE FRANÇAISE, 1964.** *Loi n°64-1245 du 16 décembre 1964 relative au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre leur pollution*. Journal officiel de la République française, 19 p.
- RÉPUBLIQUE FRANÇAISE, 1992.** *Loi n°92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau*. Journal officiel de la République française, 26 p.
- RÉPUBLIQUE FRANÇAISE, 2002a.** *Circulaire du 26/03/02 relative au système national d'information sur l'eau*. Journal officiel de la République, 10 p.

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE, 2002b. *Loi n°2002-285 du 28 février 2002 autorisant l'approbation de la convention sur l'accès à l'information du public au processus décisionnel et l'accès à la justice en matière d'environnement.* Journal officiel de la République française, 2 p.

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE, 2003. *Circulaire DCE 2003/07 du 08/10/03 relative au cahier des charges pour l'évolution des réseaux de surveillance des eaux souterraines en France, en application de la directive 2000/60/CE du 23 octobre 2000 du Parlement et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.* Journal officiel de la République française, 2 p.

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE, 2004. *Loi n°2004-338 du 21 avril 2004 portant transposition de la directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.* Journal officiel de la République française, 8 p.

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE, 2005a. *Circulaire DCE 2005/14 du 26/10/05 relative à la surveillance des eaux souterraines en France, en application de la directive 2000/60/DCE du 23 octobre 2000 du Parlement et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.* Journal officiel de la République française, 13 p.

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE, 2005b. *Arrêté du 12 septembre 2006 relatif à la mise sur le marché et à l'utilisation des produits visés à l'article L.253-1 du code rural.* Journal officiel de la République française, 11 p.

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE, 2006a. *Loi n°2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques.* Journal officiel de la République française, 53 p.

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE, 2006b. *Circulaire DCE 2006/16 du 13/07/06 relative à la constitution et la mise en œuvre du programme de surveillance pour les eaux douces de surface en application de la directive 2000/60/CE du 23 octobre 2000 du Parlement et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.* Journal officiel de la République française, 38 p.

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE, 2007a. *Décret n° 2007-1311 du 5 septembre 2007 relatif aux modalités de calcul des redevances des agences de l'eau et modifiant le code de l'environnement.* Journal officiel de la République française, 8 p.

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE, 2007b. *Circulaire DCE 2007/20 du 05/03/07 relative à la constitution et la mise en œuvre du programme de surveillance (contrôle de surveillance, contrôles opérationnels, contrôles d'enquête et contrôles additionnels) pour les eaux littorales (eaux de transition et eaux côtières) en application de la directive 2000/60/CE du 23 octobre 2000 du Parlement et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.* Journal officiel de la République française, 10 p.

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE, 2007c. *Décret n° 2007-1281 du 29 août 2007 relatif à certaines zones de protection des aires d'alimentation des captages.* Journal officiel de la République française, 2 p.

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE, 2007d. *Arrêté du 22 juin 2007 relatif à la collecte, au transport et au traitement des eaux usées des agglomérations d'assainissement ainsi qu'à la surveillance de leur fonctionnement et de leur efficacité, et aux dispositifs d'assainissement non collectifs recevant une charge brute de pollution organique supérieure à 1,2 kg/j de DBO₅.* Journal officiel de la République française, 14 p.

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE, 2007e. *Arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine mentionnées aux articles R.1321-2, R.1321-3, R.1321-7 et R.1321-38 du code de la santé publique.* Journal officiel de la République française, 9 p.

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE, 2007f. *Décret n°2007-135 du 30 janvier 2007 précisant les critères de définition et de délimitation des zones humides figurant à l'article L. 211-1 du code de l'environnement.* Journal officiel de la République française, 1 p.

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE, 2009a. *Le livre bleu des engagements du Grenelle de la Mer.* Paris, 71 p.

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE, 2009b. *Arrêté du 7 septembre 2009 relatif aux modalités de l'exécution de la mission de contrôle des installations d'assainissement non collectif.* Journal officiel de la République française, 5 p.

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE, 2009c. *Loi n°2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement (1).* Journal officiel de la République française, 51 p.

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE, 2010a. *Plan de lutte contre les algues vertes*. Document de lancement du plan « algues vertes » 2010-2014, Rennes, 10 p.

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE, 2010b. *Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement*. Journal officiel de la République française, 50 p.

REUNGSANG P., KANWAR S., JHA M., GASSMAN P.W., AHMAD K., SALEH A., 2007. Calibration and validation of SWAT for the upper Maquoketa river watershed. *International Agricultural Engineering Journal* 16, 35–48.

RICHARDSON K., 1997. Harmful or exceptional phytoplankton blooms in the marine ecosystem. *Advances in Marine Biology* 31, 301–385.

RIOU P., LE SAUX J.C., DUMAS F., CAPRAIS M.P., LE GUYADER S.F., POMMEPUY M., 2007. Microbial impact of small tributaries on water and shellfish quality in shallow coastal areas. *Water Research* 41, 2 774–2 786.

RITCHIE J.T., 1972. A model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover. *Water Resources Research* 8, 1 204–1 213.

RIVIÈRE J.L., 2001. Écotoxicologie et toxicologie des produits phytosanitaires : de l'obligation réglementaire à la protection des milieux. *Ingénieries Numéro Spécial « Phytosanitaires : transfert, diagnostic et solutions correctives »*, 23–27.

ROBIN M., 2002. *La télédétection : des satellites aux SIG*. Nathan, Paris, 318 p.

ROBIN M., CHAPUIS J.L., LEBOUVIER M., 2011. Remote sensing of vegetation cover change in islands of the Kerguelen archipelago. *Polar Biology* 34, 1 689–1 700.

ROCHE S., 2000. *Les enjeux sociaux des systèmes d'information géographique : les cas de la France et du Québec*. L'Harmattan, Paris, 157 p.

ROCHE S., HUMEAU J.B., 1999. La diffusion spatiale des technologies de l'information géographique en France. *Mappemonde* 53, 20–25.

ROLLO N., 2005. *Diagnostic du contexte agricole des bassins versants du Loc'h et du Sal*. Mémoire de maîtrise, Université de Nantes, 72 p.

ROLLO N., 2006. *Modélisation agro-hydrologique de la partie amont du bassin versant du Loc'h*. Mémoire de master 2, Université de Nantes, 69 p.

ROLLO N., 2011. Les enjeux de la modélisation de bassin versant pour les collectivités en charge de la qualité des eaux superficielles. *Séminaire « Eau : usages, représentations, conflits et gestion »*, Laboratoire RURALITES, Poitiers.

ROLLO N., LECOMTE P., 2011. *Manuel d'utilisation d'EdiSWAT version 1.0 bêta*. Document du laboratoire GÉOLITOMER, UMR 6554 LETG - CNRS. (en cours de finalisation)

ROLLO N., QUÉNOL H., 2010. Apports de la microclimatologie à l'implémentation d'un modèle de bassin versant en zone côtière. *Actes du XXIIIème colloque de l'Association Internationale de Climatologie : Risques et changement climatique*, 517–522.

ROLLO N., ROBIN M., 2009. Relevance of watershed modelling to assess the contamination of coastal waters due to land-based sources and activities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 86, 518–525.

ROLLO N., ROBIN M., LEVESQUE G., CHAUVEAU E., 2006. Mise en place d'une démarche de modélisation agro-hydrologique dans les bassins versants du Loc'h et du Sal : vers une meilleure prise en compte de la qualité des eaux du Golfe du Morbihan. *Actes du Congrès International « Les environnements côtiers »*.

ROLLO N., ROBIN M., LEVESQUE G., LOMAKINE C., 2008a. Assessment of shellfish farming ecosystem contamination due to watershed disturbances. *Environmental Management of Enclosed Coastal Seas 8th International Conference: Harmonizing River Catchment and Estuary*, Shanghai, Chine.

- ROLLO N., LEVESQUE G., CHAUVEAU E., ROBIN M., 2008b.** Mise en œuvre du modèle agro-hydrologique SWAT sur la partie amont du bassin versant du Loc'h : vers une modélisation des transferts de nutriments. *Les Cahiers Nantais* 2008-1, 17–26.
- ROLLO N., QUÉNOL H., BLONDEL X., QUINTIN C., ROBIN M., 2010a.** *Variabilité spatiale des conditions climatiques locales au niveau du bassin versant de la rivière d'Auray*. Rapport du laboratoire GÉOLITTOMER, UMR 6554 LETG - CNRS et du SMLS, 68 p.
- ROLLO N., ROBIN M., OGER-JEANNERET H., DUMAS F., 2010b.** « Assessment of coastal water contamination due to land-based sources coupling watershed and hydrodynamic modelling » In : MAANAN M., ROBIN M. – *Geomatic solutions for coastal environments*. Nova Science Publishers, New-York, 251–273.
- ROLLO N., BLONDEL X., ROBIN M., QUINTIN C., 2011.** *La modélisation de bassin versant à l'usage des collectivités en charge de la qualité des eaux superficielles*. Document du laboratoire GÉOLITTOMER, UMR 6554 LETG – CNRS et du Syndicat Mixte du Loc'h et du Sal. (en cours de finalisation)
- ROMANOWICZ A.A., VANCLOOSTER M., ROUNSEVELL M., LA JEUNESSE I., 2005.** Sensitivity of the SWAT model to the soil and land use data parametrisation: a case study in the Thyle catchment, Belgium. *Ecological Modelling* 187, 27–39.
- ROPERT M., MAZURIÉ J., BÉDIER E., LE COZ F., SOLETCHEVNIK P., 2007.** « Évaluation des risques dans les écosystèmes conchylicoles » In : SAMAIN J.F., MCCOMBIE H. – *Mortalités estivales de l'huître creuse Crassostrea gigas : Défi Morest*. Éditions Ifremer-Quæ, 1–49.
- ROUGERIE F., 2010.** *Système d'Information sur l'Eau : groupe de pilotage des applications*. Présentation de l'ONEMA, 11 p.
- ROUSE J.W., HAAS R.H., SCHELL J.A., DEERING D.W., HARLAN J.C., 1974.** *Monitoring the vernal advancement of natural vegetation*. NASA & Goddard Space Flight Center final report, 371 p.
- ROUSSEAU A.N., MAILHOT A., TURCOTTE R., DUCHEMIN M., BLANCHETTE C., ROUX M., ETONG N., DUPONT J., VILLENEUVE J.P., 2000.** GIBSI : an integrated modelling system prototype for river basin management. *Hydrobiologia* 422/423, 465–475.
- ROUSSEL P., 1997.** *Lessives, phosphates et eutrophisation des eaux*. Etude inter-agences N°39, 24 p.
- RUELLAND D., 2004.** SENEQUE, logiciel SIG de modélisation de la qualité de l'eau. *Revue Internationale de Géomatique* 14, 97–117.
- RUELLAND D., LAURENT F., TRÉBOUET A., 2004.** Spatialisation de successions culturales à partir d'images HRV de Spot pour une intégration dans un modèle agro-hydrologique. *Télédétection* 4, 231–250.
- RUIZ L., ABIVEN S., MARTIN C., DURAND P., BEAUJOUAN V., MOLÉNAT J., 2002.** Effect on nitrate concentration in stream water of agricultural practices in six small catchments in Brittany : I. Annual nitrogen budget. *Hydrology and Earth System Sciences* 6, 497–505.
- RUSIN P.A., ROSE J.B., HAAS C.N., GERBA C.P., 1997.** Risk assessment of opportunistic bacterial pathogens in drinking water. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 152, 57–83.
- SABBAGH C., DE MENTHIÈRE N., 2005.** *Pesticides, agriculture et environnement : réduire l'utilisation des pesticides et en limiter les impacts environnementaux*. Expertise scientifique réalisée par l'INRA et le CEMAGREF, 68 p.
- SABY N., SCHVARTZ C., WALTER C., ARROUAYS D., LEMERCIER B., ROLAND N., SQUIVIDANT H., 2004.** Base de Données des Analyses de Terre : procédure de collecte et résultats de la campagne 1995-2000. *Étude et Gestion des Sols* 11, 235–254.
- SAFEGE, 2009.** *Régularisation de la prise d'eau de la retenue de Tréauray sur le Loc'h*. Rapport établi pour le SIVOM de la Région Auray-Belz-Quiberon, 32 p.

- SALEH A., DU B., 2004.** Evaluation of SWAT and HSPF within BASINS program for the upper north bosque river watershed in central Texas. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 47, 1 039–1 049.
- 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 American Society of Agricultural Engineers* 43, 1 077–1 087.
- SALOMON J.C., POMMEPUY M., 1990.** Mathematical model of bacterial contamination of the Morlaix estuary (France). *Water Research* 24, 983–994.
- SALOMON J.C., BRETON M., POMMEPUY M., 1991.** Intérêt d'un modèle de transport dissous pour les rejets urbains en zone estuarienne. *Actes du colloque « la mer et les rejets urbains »*, 191–204.
- SALVETTI R., AZZELLINO A., VISMARA R., 2006.** Diffuse source apportionment of the Po river eutrophying load to the Assessment of Lombardy contribution to Po river nutrient load apportionment by means of an integrated modelling approach. *Chemosphere* 65, 2 168–2 177.
- SAMAIN J.F., MCCOMBIE H., 2007.** *Mortalités estivales de l'huître creuse Crassostrea gigas : Défi Morest*. Éditions Ifremer-Quæ, 332 p.
- SAUNDERS W., 2000.** « Preparation of DEMs for use in environmental modeling analysis » In : MAIDMENT D.R., DJOKIC D. – *Hydrologic and Hydraulic modeling support with geographic informations systems*. ESRI Press, Redlands, 29–51.
- SAUVAGET P., DAVID E., GUEDES SOARES C., 2000.** Modelling tidal currents on the coast of Portugal. *Coastal Engineering* 40, 393–409.
- SCHNEIDER R.R., 2011.** *Quick start tutorial MapWindow 4.8.3*. Department of biological sciences, University of Alberta, 17 p.
- SCHUDEBOOM L.J., 1993.** *Nitrates et nitrites dans les denrées alimentaires*. Rapport du Comité d'Experts pour le contrôle sanitaire des denrées alimentaires, éditions du Conseil de l'Europe, 128 p.
- SCHUMM S.A., 1956.** The evolution of drainage systems and slopes in badlands at Perth Amboy, New Jersey. *Geological Society of America Bulletin* 67, 597–646.
- SCHUMM S.A., 1977.** *The fluvial system*. John Wiley & Sons, New-York, 338 p.
- SCHVARTZ C., WALTER C., CLAUDOT B., BOUÉDO T., AUROUSSEAU P., 1997.** Synthèse nationale des analyses de terre réalisées entre 1990 et 1994 : I. Constitution d'une banque de données cantonale. *Étude et Gestion des Sols* 4, 191–204.
- SEXTON A.M., SHIRMOHAMMADI A., SADEGHI A.M., MONTAS H.J., 2011.** Impact of parameter uncertainty on critical SWAT output simulations. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers* 54, 461–471.
- SFRISO A., PAVONI B., MARCOMINI A., ORIO A., 1988.** Annual variations of nutrients in the lagoon of Venice. *Marine Pollution Bulletin* 19, 54–60.
- SFRISO A., PAVONI B., MARCOMINI A., 1989.** Macroalgae and phytoplankton standing crops in the Central Venice Lagoon : primary production and nutrient balance. *Science of the Total Environment* 80, 139–159.
- SHARPLEY A.N., DANIEL T., SIMS T., LEMUNYON J., STEVENS R., PARRY R., 1999.** *Agricultural phosphorus and eutrophication*. United States Department of Agriculture, Agricultural Research Service, 42 p.
- SHARPLEY A.N., WELD J.L., BEEGLE D.B., KLEINMAN P.J.A., GBUREK W.J., MOORE P.A., MULLINS G., 2003.** Development of phosphorus indices for nutrient management planning strategies in the United States. *Journal of Soil and Water Conservation* 58, 137–152.

- SHARPLEY A.N., KLEINMAN P., FLATEN D., BUDA A., 2010.** Applying a critical source area approach to phosphorus management : experiences, challenges and opportunities. *14th International Water Association Conference, Diffuse Pollution Specialist Group : Diffuse Pollution and Eutrophication*.
- SHAW E.M., BEVEN K.J., CHAPPELL N.A., LAMB R., 2011.** *Hydrology in practice*. Spon press, London, 543 p.
- SHEPHERD B., HARPER D., MILLINGTON A., 1999.** Modelling catchment-scale nutrient transport to water-courses in the UK. *Hydrobiologia* 395-396, 227–237.
- SHORT F.T., ECHEVERRIA S.W., 1996.** Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *Environmental Conservation* 23, 17–27.
- SHREVE R.L., 1966.** Statistical law of stream numbers. *Journal of Geology* 74, 17–37.
- SIMON J.C., 1999.** « La pollution nitrique des eaux » In : GROSCLAUDE G. – *L'eau : II. usages et polluants*. INRA éditions, Paris, 95–115.
- SINGH J., KNAPP V.H., DEMISSIE M., 2004.** *Hydrologic modeling of the iroquois river watershed using HSPF and SWAT*. Illinois state water survey contract report, 24 p.
- SOGREAH, 2005.** *Grille méthodologique pour les calculs de flux d'azote*. Fiche méthodologique réalisée pour la DIREN Bretagne, 5 p.
- SOUCHON Y., ANDRIAMAHÉFA H., COHEN P., BREIL P., PELLA H., MALOUROUX N., MALAVOI J.R., WASSON J.G., 2000.** *Régionalisation de l'habitat aquatique dans le bassin de la Loire*. Synthèse de l'AELB, 297 p.
- SOUCHU P., GASC A., COLLOS Y., VAQUER A., TOURNIER H., BIBENT B., DESLOUS-PAOLI J.M., 1998.** Biogeochemical aspects of bottom anoxia in a Mediterranean lagoon (Thau, France). *Marine Ecology Progress Series* 164, 135–146.
- STAPLETON C.M., WYER M.D., CROWTHER J., MCDONALD A.T., KAY D., GREAVES J., WITHER A., WATKINS J., FRANCIS C., HUMPHREY N., BRADFORD M., 2008.** Quantitative catchment profiling to proportion faecal indicator organism budgets for the Ribble system, the UK's sentinel drainage basin for Water Framework Directive research. *Journal of Environmental Management* 87, 535–550.
- STONE M., 1974.** Cross-validation choice and assessment of statistical predictions. *Journal of the Royal Statistical Society* 36, 111–147.
- STRAHLER A.N., 1957.** Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions of American Geophysical Union* 38, 913–920.
- STUART V., HARKER D.B., SCOTT T., CLEARWATER R.L., 2010.** *Évaluation des pratiques de gestion bénéfiques à l'échelle des bassins hydrographiques (EPBH) : pour une planification améliorée du paysage agricole*. Rapport d'Agriculture et Agro-alimentaire Canada, 156 p.
- SUI D.Z., MAGGIO R.C., 1999.** Integrating GIS with hydrological modelling : practices, problems and prospects. *Computer, Environment and Urban Systems* 23, 33–51.
- SYNDICAT INTERCOMMUNAL D'AMÉNAGEMENT DU GOLFE DU MORBIHAN, 2006.** *Avant-projet de charte du Parc Naturel Régional du Golfe du Morbihan*. Document du SIAGM, 585 p.
- SYNDICAT MIXTE DU LOC'H ET DU SAL, 2009.** *Bassins versants du Loc'h et du Sal, suivi de la qualité de l'eau : année hydrologique 2007-2008*. Rapport du SMLS, 20 p.
- SYNDICAT MIXTE DU LOC'H ET DU SAL, 2011.** *Bassins versants du Loc'h et du Sal, rapport de suivi de la qualité de l'eau : année hydrologique 2009-2010*. Rapport du SMLS, 67 p.
- TARBOTON D.G., 1997.** A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models. *Water Resources Research* 33, 309–319.

- TARBOTON D.G., AMES D.P., 2001.** Advances in the mapping of flow networks from digital elevation data. *World Water and Environmental Resources Congress*, 10 p.
- THÉBAUT O., VÉRON G., FIFAS S., 2005.** *Incidences des épisodes d'efflorescences de micro-algues toxiques sur les écosystèmes et sur les pêcheries de coquillage en baie de Dournenez*. Rapport de l'IFREMER, 88 p.
- THIÉRY D., 2004.** *Plaquette de présentation du code de calcul GARDIÉNILA du BRGM*. Note technique du BRGM, 11 p.
- THOMAS E., 2005.** *Géologie succincte du massif armoricain*. Note du BRGM, 6 p.
- THORNTHWAITE C.W., 1954.** A re-examination of the concept and measurement of potential evapotranspiration. *Publication in Climatology* 7, 200–209.
- TORTRAT F., 2005.** *Modélisation orientée décision des processus de transfert par ruissellement et subsurface des herbicides dans les bassins versants agricoles*. Thèse de doctorat, École Nationale Supérieure Agronomique de Rennes, 219 p.
- TOUCHART L., 2003.** *Hydrologie : mers, fleuves et lacs*. Armand Colin, Paris, 190 p.
- TULLROT A., 2009.** *Background document for Zostera beds, seagrass beds*. Rapport de la Convention OSPAR, biodiversity series, 39 p.
- UNITED STATES ARMY CORPS OF ENGINEERS, 1994.** *Engineering and Design : flood-runoff analysis*. USACE publication, 213 p.
- UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE, 2004.** *National Engineering Handbook*. National Resources Conservation Service, Washington D.C.
- URBANO G., VOLLET D., 2005.** L'évaluation du Contrat Territorial d'Exploitation (CTE). *Notes et études économiques* 22, 42 p.
- VAILLANT M., JOUANY J.M., DEVILLERS J., 1995.** A multicriteria estimation of the environmental risk of chemicals with the SIRIS method. *Toxicology Modelling* 1, 57–72.
- VALENZUELA ZAPATA M.A., 2003.** *Development of an ArcGIS interface and design of a geodatabase for the Soil and Water Assessment Tool*. Master of Science Thesis, Texas A&M University, 187 p.
- VAN GRIENSVEN A., 2005.** *Sensitivity, auto-calibration, uncertainty and model evaluation in SWAT2005*. Draft document of the UNESCO-IHE, Institute for Water Education, 48 p.
- VAN GRIENSVEN A., BAUWENS W., 2001.** Integrated modelling of catchments. *Water Science and Technology* 43, 295–301.
- VAN LIEW M.W., ARNOLD J.G., GARBRECHT J.D., 2003.** Hydrologic simulation on agricultural watersheds: choosing between two models. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers* 46, 1 539–1 551.
- VANNEY J.R., 1977.** *Géomorphologie de la marge continentale Sud-armoricaine*. SEDES, Paris, 473 p.
- VANNEY J.R., 2002.** *Géographie de l'Océan Global*. Editions scientifiques GB, collection Géoscience, Paris, 335 p.
- VANNIER C., AGUEJDAD R., HUBERT-MOY L., 2008.** *Évolution de la tache urbaine et de l'occupation des sols sur le département du Morbihan entre 1985 et 2005*. Rapport du CAUE du Morbihan et du laboratoire COSTEL, UMR 6554 LETG - CNRS, 57 p.
- VERGER F., 2005.** *Marais et estuaires du littoral français*. Belin, Paris, 335 p.
- VERMEER I.T., PACHEN D.M., DALLINGA J.W., KLEINJANS J.C., VAN MAANEN J.M., 1998.** Volatile N-nitrosamine formation after intake of nitrate at the ADI level in combination with an amine-rich diet. *Environmental Health Perspectives* 106, 459–463.

- VEYSSY E., 1998.** *Transfert de carbone organique, d'azote et de phosphore des bassins versants aux estuaires de la Gironde et de l'Adour*. Thèse de doctorat, Université de Bordeaux I, 281 p.
- VIAUD V., 2004.** *Organisation spatiale des paysages bocagers et flux d'eau et de nutriments : approche empirique et modélisations*. Thèse de doctorat, École Nationale Supérieure Agronomique de Rennes, 286 p.
- VIGNEAU J.P., 1996.** *L'eau atmosphérique et continentale*. SEDES, Paris, 191 p.
- VINSON J., AUROUSSEAU P., DE BARMON V., MORISSON C., PRIOUL F., 2003.** *Calculs des flux annuels et des flux spécifiques annuels d'azote nitrique des principaux fleuves et rivières de Bretagne*. Rapport de la Direction Régionale de l'Environnement de Bretagne et du Pôle d'Enseignement Supérieur et de Recherche Agronomique de Rennes, 65 p.
- VOISIN A., 1957.** *Productivité de l'herbe*. Flammarion, Paris, 467 p.
- VOLAY T., 2009.** *ECOPHYTO R&D : vers des systèmes de culture économes en produits phytosanitaires. Tome VI : analyse ex-ante de scénarios de rupture dans l'utilisation des pesticides*. Rapport de l'INRA, du Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Aménagement du Territoire, et du Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, 90 p.
- VOLLENWEIDER R.A., 1968.** *Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors of eutrophication*. Rapport technique de l'OCDE, Paris, 250 p.
- VOLTZ M., LOUCHART X., 2001.** Les facteurs-clés de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface. *Ingénieries Numéro Spécial « Phytosanitaires : transfert, diagnostic et solutions correctives »*, 45–54.
- WAHL K.L., WAHL T.L., 1988.** Effects of regional ground-water declines on streamflows in the Oklahoma Panhandle. *Symposium on water-use data for water resources management of the American Water Resources Association*, 239–249.
- WAHL K.L., WAHL T.L., 1995.** Determining the flow of Comal springs at New Braunfels, Texas. *Texas Water'95, American Society of Civil Engineers*, 10 p.
- WAHLIN K., GRIMVALL A., 2008.** Uncertainty in water quality data and its implications for trend detection : lessons from Swedish environmental data. *Environmental Science & Policy* 11, 115–124.
- WALTER C., SCHVARTZ C., CLAUDOT B., BOUÉDO T., AUROUSSEAU P., 1997.** Synthèse nationale des analyses de terre réalisées entre 1990 et 1994 : II. Descriptions statistiques et cartographique de la variabilité des horizons de surface des sols cultivés. *Étude et Gestion des Sols* 4, 205–219.
- WARD J.V., 1989.** The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *The North American Benthological Society* 8, 2–8.
- WASSON J.G., CHANDESRIIS A., PELLA H., BLANC L., 2002.** *Les hydro-écorégions de France métropolitaine : approche régionale de la typologie des eaux courantes et éléments pour la définition des peuplements de référence d'invertébrés*. Rapport du CEMA-GREF et du Ministère de l'Écologie et du Développement Durable, 190 p.
- WECHSLER S., 2006.** Uncertainties associated with digital elevation models for hydrologic applications : a review. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 3, 2 343–2 384.
- WHITE K.L., CHAUBEY I., 2005.** Sensitivity analysis, calibration, and validation for a multisite and multivariable SWAT model. *Journal of the American Water Resources Association* 41, 1 077–1 089.
- WHITE S., BEAUDIN I., HOLLIS J., HALLETT S., WORRALL F., 2002.** *TERRACE : Terrestrial Runoff Modelling for Risk Assessment of Chemical Exposure*. Cranfield University at Silsoe report.
- WILLIAMS J.R., 1969.** Flood routing with variable travel time or variable storage coefficients. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers* 12, 100–103.
- WILLIAMS J.R., 1975.** Sediment routing for agricultural watersheds. *Water Resources Bulletin* 11, 965–974.
- WILLIAMS J.R., HANN R.W., 1978.** *Optimal operation of large agricultural watersheds with water quality constraints*. Technical report, Texas Water Resources Institute, Texas A&M University.

- WILLIAMS J.R., JONES C.A., DYKE P.T., 1984.** A modeling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers* 27, 129–144.
- WILLIAMS J.R., NICKS A.D., ARNOLD J.G., 1985.** Simulator for water resources in rural basins. *Journal of Hydraulic Engineering* 111, 970–986.
- WISCHMEIER W.H., JOHNSON C.B., 1978.** *Predicting rainfall erosion losses : a guide to conservation planning*. Agriculture Handbook of the United States Department of Agriculture, 69 p.
- WISCHMEIER W.H., JOHNSON C.B., CROSS B.V., 1971.** A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. *Journal of Soil and Water Conservation* 26, 189–193.
- WOLANSKI E., 2007.** *Estuarine ecohydrology*. Elsevier, Amsterdam, 157 p.
- WOLANSKI E., BOORMAN L.A., CHICHARO L., LANGLOIS-SALIOU E., LARA R., PLATER A.J., UNCLES R.J., ZALWESKI M., 2004.** Ecohydrology as a new tool for sustainable management of estuaries and coastal waters. *Wetlands Ecology and Management* 12, 235–276.
- YERLES C., 1995.** *Programme de résorption du canton de Grand-Champ, diagnostic et proposition d'actions*. Mémoire de fin d'études, Établissement National d'Enseignement Supérieur Agronomique de Dijon, 54 p.
- YOUNG R., ONSTAD C., BOSCH D., ANDERSON W., 1986.** *Agricultural Nonpoint Source Pollution Model : a watershed analysis tool*. Conservation report, Agricultural Research Service, United States Department of Agriculture.
- ZALEWSKI M., 2000.** Ecohydrology the scientific background to use ecosystem properties as management tool toward sustainability of freshwater resources. *Ecological Engineering* 16, 1–8.
- ZALEWSKI M., ROBERTS R., 2003.** Ecohydrology : a new paradigm for integrated water resources management. *Society of Limnology News* 40, 1–5.
- ZALEWSKI M., BIS B., LPINSKA M., FRANKIEWICZ P., PUCHALSKI W., 1998.** The importance of the riparian ecotone and river hydraulics for sustainable basin-scale restoration scenarios. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8, 287–307.
- ZALEWSKI M., BIS B., FRANKIEWICZ P., LAPINSKA M., PUCHALSKI W., 2001.** Riparian ecotone as a key factor for stream restoration. *Ecohydrology & Hydrobiology* 1, 245–253.
- ZHANG X., SRINIVASAN R., VAN LIEW M., 2008.** Multi-site calibration of the SWAT model for hydrologic modeling. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers* 51, 2 039-2 049.
- ZHANG X., SRINIVASAN R., BOSCH D., 2009.** Calibration and uncertainty analysis of the SWAT model using Genetic Algorithms and Bayesian Model Averaging. *Journal of Hydrology* 374, 307–317.
- ZHANG X., SRINIVASAN R., VAN LIEW M., 2010.** On the use of multi-algorithm, genetically adaptive multi-objective method for the multi-site calibration of the SWAT model. *Hydrological Processes* 24, 955–969.
- ZHANG X., SRINIVASAN R., ARNOLD J.G., IZAURRALDE R.C., BOSCH D., 2011.** Simultaneous calibration of surface flow and baseflow simulations : a revisit of the SWAT model calibration framework. *Hydrological Processes* 25, 2 313–2 320.
- ZHU Y., DAY R.L., 2009.** Regression modeling of streamflow, baseflow, and runoff using geographic information systems. *Journal of Environmental Management* 90, 946–953.

ANNEXES

*Annexe 1 : Article paru dans la revue **Estuarine, Coastal and Shelf Science** en 2009*

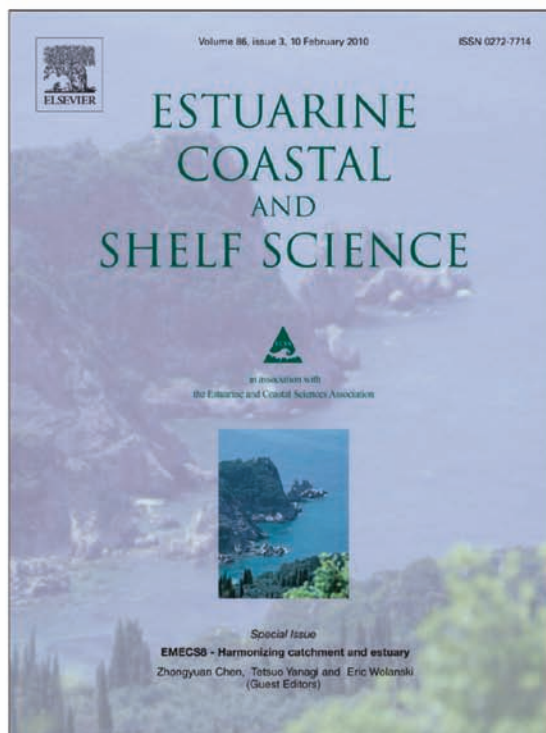
*Annexe 2 : Chapitre paru dans l'ouvrage **Geomatic solutions for coastal environments** en 2010*

*Annexe 3 : Article paru dans la revue **Les Cahiers Nantais** en 2008*

*Annexe 4 : Article paru dans les Actes du **XXIII^{ème} colloque de l'Association Internationale de Climatologie : Risques et changement climatique** en 2010*

Annexe 1 : Article paru dans la revue Estuarine, Coastal and Shelf Science en 2009

Provided for non-commercial research and education use.
Not for reproduction, distribution or commercial use.



This article appeared in a journal published by Elsevier. The attached copy is furnished to the author for internal non-commercial research and education use, including for instruction at the authors institution and sharing with colleagues.

Other uses, including reproduction and distribution, or selling or licensing copies, or posting to personal, institutional or third party websites are prohibited.

In most cases authors are permitted to post their version of the article (e.g. in Word or Tex form) to their personal website or institutional repository. Authors requiring further information regarding Elsevier's archiving and manuscript policies are encouraged to visit:

<http://www.elsevier.com/copyright>

Author's personal copy

Estuarine, Coastal and Shelf Science 86 (2010) 518–525



Contents lists available at ScienceDirect

Estuarine, Coastal and Shelf Science

journal homepage: www.elsevier.com/locate/ecss

Relevance of watershed modelling to assess the contamination of coastal waters due to land-based sources and activities

Nicolas Rollo*, Marc Robin

Laboratoire Géolittomer, LETG UMR 6554 – CNRS, Université de Nantes, Chemin de la Censive du Tertre, BP 81227, 44312 Nantes Cedex 3, France

ARTICLE INFO

Article history:

Received 31 January 2009

Accepted 25 October 2009

Available online 31 October 2009

Keywords:

watershed
coastal zone
modelling
monitoring
phosphorus loadings
non-point source pollution

ABSTRACT

To evaluate the relevance of a watershed modelling for assessing the contamination of coastal waters due to land-based sources and activities, a modelling approach, using SWAT (Soil and Water Assessment Tool) model, was implemented on the watersheds of Pen-Bé estuary and Le Croisic bay. For the past few years, various dysfunctions occurred in these shellfish farming areas located on the West coast of France. Therefore, it seemed critical to estimate the coastal watershed loadings in order to get a better understanding of the dysfunctions. In the same way, an empiric method based on water quality samplings was also carried out in order to evaluate the potential pollutant attenuation of the coastal wetlands. The results presented in this paper focus on simulated streamflows and phosphorus flows. Despite the limited existing data, which involved to integrate aggregated or averaged values for several aspects, according to the Nash and Sutcliffe efficiency criterion, the simulated flows seem close to the measurements. The simulated continuous flows appeared as a useful complement to intermittent water quality samplings and streamflow measures resulting from water monitoring networks. Moreover, by identifying the most contributory sub-watersheds, the simulations could be used to suggest priority areas of intervention for decreasing the coastal watershed loadings.

© 2009 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Land-based sources are more and more blamed to contaminate coastal waters. In response of this major problem, this concern has been integrated in many different regional initiatives for the past few years, in particular on enclosed coastal seas. The “telluric protocol”, forming part of the Barcelona Convention for the Mediterranean Sea Against Pollution, signed in Athens in 1980 and amended in Syracuse in 1996 is a good example of such regional initiative. A lot of global initiatives have also been carried out such as the Global Program of Action for the Protection of the Marine Environment from Land-based Activities of the UNEP (United Nations Environment Program) associated with the Washington Declaration of 1995 (United Nations Environment Program, 1995). Moreover, more recently, some specific actions to reduce nutrient over-enrichment of coastal ecosystems by the associated watersheds have been established such as the Global Partnership on Nutrient Management coordinated by the UNEP.

Therefore, numerous specific methods have been suggested to study this phenomenon. The main approaches are based on coastal

watershed monitoring. However, when you are confronted with coastal areas characterised by the presence of many coastal brooks, this approach becomes very expensive. Thus, the number of water monitoring stations quickly becomes insufficient to assess the global contamination due to the different coastal watersheds. Likewise, for cost reasons, water samplings are often too spaced in time to be able to evaluate the different flows. Indeed, in that case, it becomes perilous to evaluate the different loadings because of the approximations resulting from extrapolations.

In the same way, a lot of GIS (Geographical Information System) methods have been developed to create indicators for potential pollution risks on the watersheds, such as the PNPI (Potential Non-point source Pollution Index) (Munafò et al., 2005), or the parcel scale indicator for the risk of contamination of surface waters by the pesticides described by Auroousseau et al. (1998) and based on the SIRIS (Risk Integrating System by the Interaction of Scores) method (Vaillant et al., 1995). Nevertheless, although these methods allow to discrete the potential pollution risks, these approaches most often refer to static and qualitative analysis.

On the other hand, the scientific community has created, tested and validated many watershed modelling tools focusing on various specific purposes. Contrary to most of the GIS methods, these tools take into account the dynamic aspect of the pollutant transfers. Moreover, most of these approaches complete the measurement

* Corresponding author.

E-mail address: nicolas.rollo@univ-nantes.fr (N. Rollo).

data sets with simulated flows and thus allow to assess continuous loadings.

To evaluate the relevance of such watershed model for assessing the contamination of coastal waters due to land-based sources and activities, SWAT (Soil and Water Assessment Tool) model (Gassman et al., 2007) was implemented on a pilot site, which corresponds to one of the main shellfish farming areas in France, during the period 2001–2004.

2. Material and methods

2.1. Study area

The study area is located on the West coast of France, in the South of Brittany (Fig. 1). This area represents one of the main shellfish production areas in France. Indeed, the site of Le Croisic is the main producer of *Cerastoderma edule* in France (about 1200 tons a year) whereas Pen-Bé estuary is mainly oriented to *Crassostrea*

gigas production (1000–1500 tons a year). Both sites produce clam (*Tapes philippinarum*) and blue mussels (*Mytilus edulis*) in a marginal way too. The shellfish farming areas of Pen-Bé estuary and Le Croisic bay cover about 300 ha.

The watersheds of these shellfish farming basins cover respectively 128 km² for Pen-Bé and 43 km² for Le Croisic. Whereas the watershed of Le Croisic is constituted by numerous coastal brooks, Pen-Bé watershed is dominated by a larger structured hydrological network. Most of these streams are defined by low streamflows. Indeed, except for Pen-Bé watershed main outlet where the streamflow could reach 10 m³ s^{−1} at Pont d'Arm monitoring station, most streamflow means range from 4 to 20 l s^{−1}.

The heads of Pen-Bé estuary and Le Croisic bay are, in addition, occupied by salt marshes where a traditional salt exploitation takes place. This area, which includes several seaside resorts, is also characterised by a mass seaside tourism during summer.

But, for the past few years, various dysfunctions like shellfish low growth or recurring summer shellfish mortality have occurred

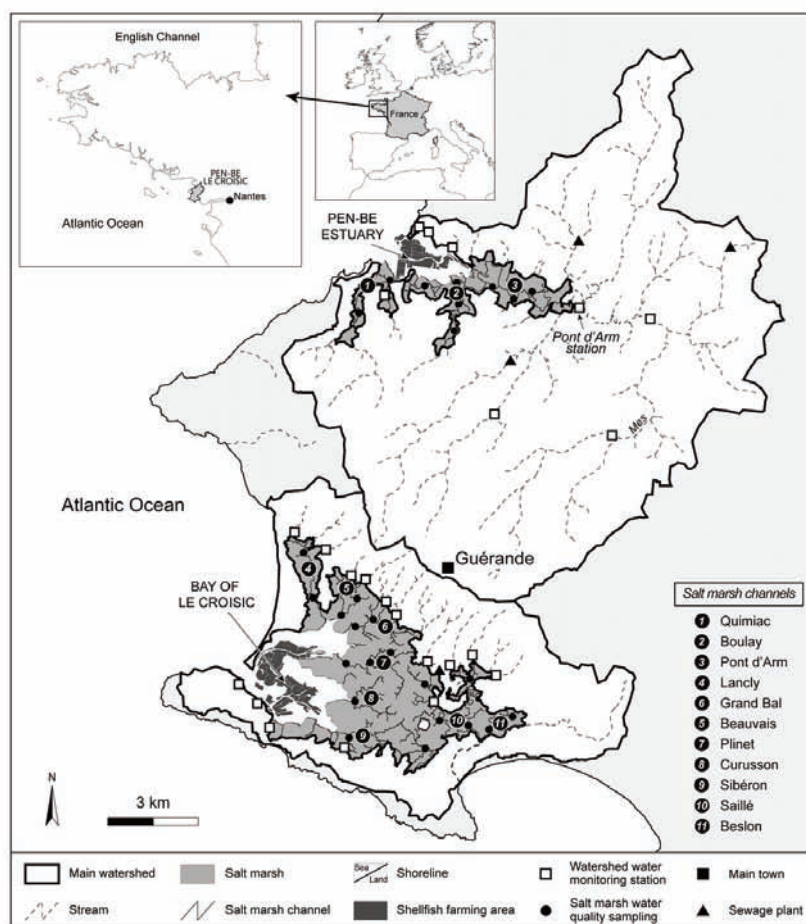


Fig. 1. Location of the study area and configuration of Pen-Bé estuary and Le Croisic bay watersheds.

in this area. Moreover, the coastal managers of this area have been confronted with recurring problems of deterioration of the coastal water quality. Indeed, a high increasing number of faecal coliforms is often observed especially during the tourist season. In some cases, these faecal contaminations have lead to temporary shellfish fishing ban and the closure of some beaches for short periods.

In order to understand the global functioning of Pen-Bé estuary and Le Croisic bay ecosystems, it seems critical to quantify the coastal watershed loadings (freshwater, pollutants) in order to assess the role of land-based sources and activities in these dysfunctions. Nevertheless, as the water monitoring network of these coastal watersheds is incomplete and very limited, an integrated approach linked with the implementation of a watershed modelling tool appears as the most efficient way to assess the pollutant transfers from the sources to the coastal waters in a continuous way.

2.2. The watershed modelling

2.2.1. SWAT model

SWAT is a physically based and distributed open source model. This continuous-time model operates on a daily time step and simulates the impacts of land management practices on water, sediments and agricultural chemical yields in complex ungaged watersheds with varying soils, land use and management conditions (Di Luzio et al., 2002). This watershed-scale model was developed by the Agricultural Research Service of the USDA (United State Department of Agriculture). It is a direct outgrowth of the SWRRB (Simulator for Water Resources in Rural Basins) model and it incorporates features from numerous previous models like

CREAMS (Chemicals Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems), GLEAMS (Groundwater Loading Effects on Agricultural Management Systems), EPIC (Erosion Productivity Impact Calculator) and QUAL2E (Enhanced Stream Water Quality Model) (Neitsch et al., 2002).

SWAT, which is being used by many U.S. federal and state agencies, is notably applied to support Total Maximum Daily Load analysis. Although it was created for North-American conditions, SWAT has proven to be an effective tool to simulate both point and non-point source transfers for a wide range of scales and environmental conditions around the world (Gassman et al., 2007). For instance, SWAT has been widely implemented and validated in Europe. Indeed, it has been applied on numerous European watersheds in Finland (Francos et al., 2001; Grizzetti et al., 2003; Bouraoui et al., 2004; Bärlund et al., 2007), the United Kingdom (Bouraoui et al., 2002; Grizzetti et al., 2005; Kannan et al., 2007), France (Bioteau et al., 2002; Conan et al., 2003; Bouraoui and Grizzetti, 2008), Italy (Galbiati et al., 2006; Salvetti et al., 2006), Belgium (El Nasr et al., 2005; Holvoet et al., 2005; Romanowicz et al., 2005; Heuvelmans et al., 2006) and Ireland (Nasr et al., 2007). According to the correlation-based measures used, most of these simulations were successfully validated for both streamflow and pollutant loss.

The SWAT 2000 version which was used for this study is interfaced with ArcView 3.x GIS software. The integration of the model in a GIS environment makes both the pre-processing of the inputs and the set-up of the model easier.

SWAT implementation could be divided into seven main successive procedures (Fig. 2):

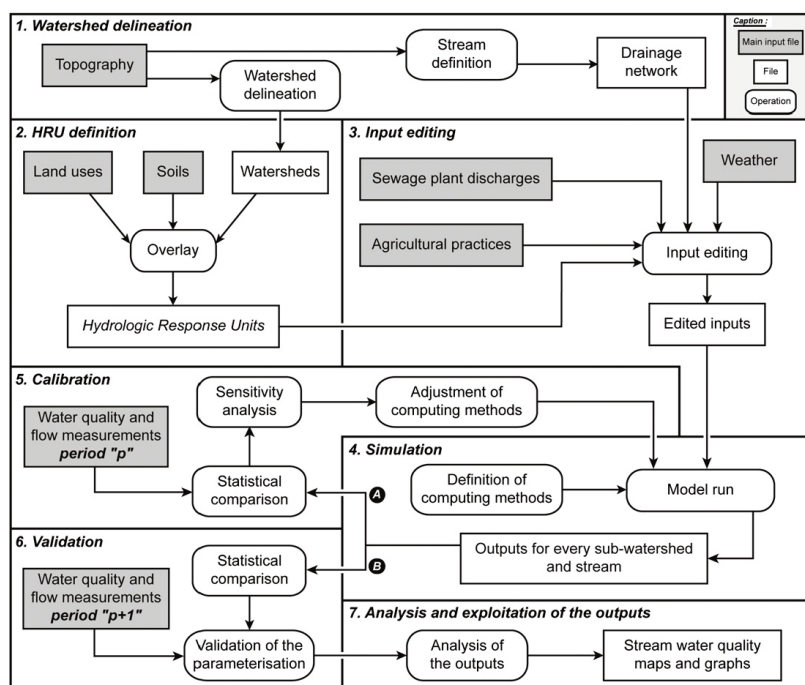


Fig. 2. Main procedures of soil and water assessment tool implementation.

- *Watershed delineation*: cleaning of the Digital Elevation Model (sink removal), stream definition, and watershed delineation.
- *HRU (Hydrologic Response Units) definition*: intersection of the watersheds boundaries with soil distributions and the different land uses to define the HRUs which constitute the spatial reference units for SWAT calculations.
- *Input editing*: integration and edition of the different inputs such as weather parameters, agricultural practices or sewage plant discharges.
- *Simulation*: definition of the computing methods and execution of the calculations.
- *Calibration*: sensitivity analysis and adjustment of the computing methods in order to obtain a better correlation between simulated and measured data.
- *Validation*: run of a new simulation on another period (independent data set) with the adjusted computing methods, without further adjustments, in order to validate the conformity of the parameterisation with the local conditions.
- *Analysis and exploitation of the outputs*: production of maps and graphs based on the different outputs to achieve the spatial analysis of freshwater and pollutant transfers.

2.2.2. Modelling inputs

As presented in Fig. 2, SWAT requires specific data to simulate processes associated with water and pollutant transfers. The main

inputs that have to be integrated concern topography, land uses, soil distribution, sewage plant discharges, agricultural practices and different daily weather parameters (rainfall, temperature, relative humidity, solar radiation and wind speed). In addition, water quality samplings and streamflow measurements have to be collected in order to control the parameterisation of the simulation.

For this study, the topography was derived from the 50 m resolution Digital Elevation Model of the IGN (French National Geographic Institute). The land uses were identified by interpreting the aerial photo of the IGN and refined by site survey. The soil characterisation and distribution were determined thanks to an agronomic soil map and auger holes analysis. The sewage plant discharges were integrated from the auto-control data sets made by the organism in charge of the different sewage plants. The agricultural practices were notably characterised with the national farming census of 2000. From the livestock census, the quantity of manure was calculated for the different parishes. Then, the manure spreading spatialisation was linked with the land uses and the farm localisation. The main local crop rotations and the operations schedules for the different crops (sowing, tillage, fertiliser and pesticide applications, harvest) were also determined. The daily weather data which were used for this simulation were measured at the Guérande weather station. The authorities' water monitoring networks of these coastal watersheds appeared very limited and insufficient to assess the representativeness of the simulation outputs (several significant catchments remain unengaged, some

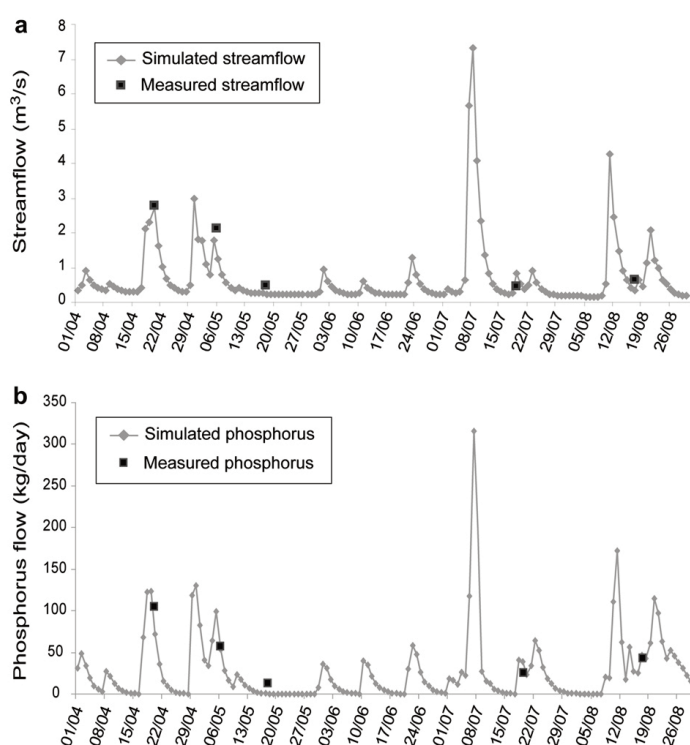


Fig. 3. Comparison between measured and simulated parameters at Pont d'Arm monitoring station from April to August 2004: (a) streamflow, (b) phosphorus flow.

Author's personal copy

522

N. Rollo, M. Robin / *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 86 (2010) 518–525

sampling sites are only used during summer). Therefore, some water quality samplings and streamflow measurements were also carried out on ungaged watersheds in order to complete the existing networks. In fact, to get a more exhaustive view of the watershed loadings, the 14 regular monitoring stations were

completed by 9 measurement sites. The latter were located on the main ungaged tributaries, according to their land uses (urban density, agricultural pressure). On average, two water quality samplings and streamflow measurements were carried out a month on these sites.

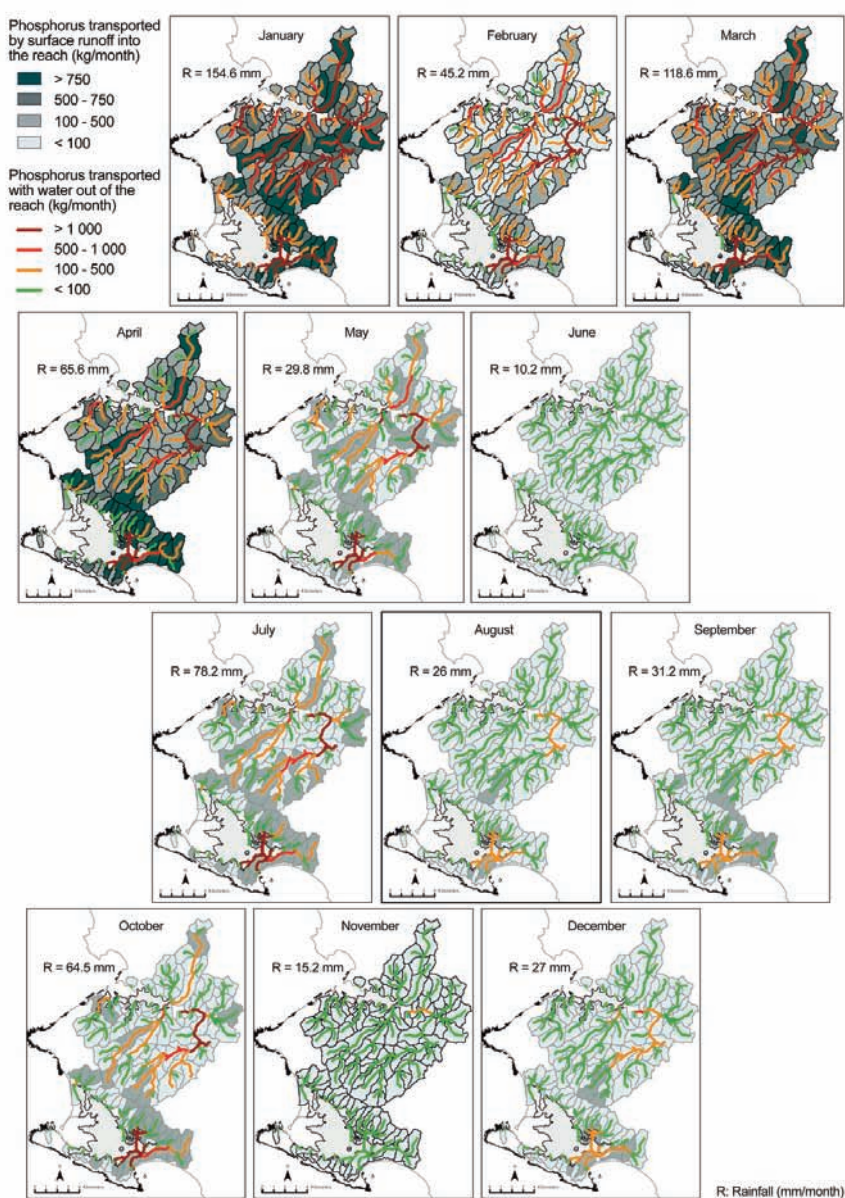


Fig. 4. Simulated daily phosphorus flows averaged over each month during the year 2001.

2.3. The salt marshes monitoring

The coastal wetlands, converted in salt marshes, located in the heads of Pen-Bé estuary and Le Croisic bay constitute buffer areas between the watersheds and the coastal waters. As the impacts of these areas cannot be well taken into account in such simulation, the potential pollutant attenuation of the coastal wetlands was assessed through water quality samplings. To implement this approach, a database covering 27 sampling sites was used (6 regular sampling sites and 21 sites coming from Erika's temporary monitoring network). Most of these samplings came from the monthly water quality monitoring campaign which was carried out during the year 2000 following the Erika wreck. In fact, to prevent the potential contamination of the salt marshes by the oil spill, the outlets of the channels were temporary closed. At the same time, this monitoring campaign, covering numerous parameters, was done to assess the potential impacts of the oil spill despite the salt marsh closure. The aim of this approach was to evaluate more precisely the different processes such as dilution, denitrification, retention and plant uptake which take place in these coastal wetlands.

Likewise, coastal wetlands involve a grouping of different watershed loadings. Indeed, some salt marsh channels are connected to several tributaries. Therefore, the tributaries of each salt marsh channel were identified in order to sum their simulated outlets and to assess the global pollutant loading affecting the different channels.

3. Results

In this study, even if pesticides and bacteria flows were computed in a marginal way on different pilot sub-watersheds, the implementation of SWAT mainly focused on streamflows and nutrient flows simulation. Nevertheless, in order to be more concise, the presented results are focused on streamflows and phosphorus flows. SWAT simulation was made over a four year period (2001–2004). In fact, the calibration (preliminary simulation) was applied from 2001 to 2003. Then, the validation of the simulation was carried out with the data of 2004.

To validate the simulation, the simulated outputs were compared to the water samplings from the monitoring stations using the Nash and Sutcliffe efficiency criterion (Nash and Sutcliffe, 1970). According to this correlation-based measure, the simulated flows which were computed seem quite satisfactory compared with those published in the literature (Eckhardt and Arnold, 2001; Michaud et al., 2006; Gassman et al., 2007). Indeed, depending on the different monitored watersheds (more than 100 sub-watersheds were delineated for the simulation), the Nash and Sutcliffe efficiency criteria range from 0.65 to 0.82 for the streamflow and from 0.54 to 0.76 for the phosphorus flow. Nevertheless, in a general way, the annual flows seem slightly over-estimated. For instance, Fig. 3 shows a comparison between the curves of the simulated flows and the measurements at Pont d'Arm monitoring station, which corresponds to the main outlet, from April to August 2004 (streamflow: Fig. 3a; phosphorus flow: Fig. 3b).

From the simulated results, monthly streamflows and phosphorus flows were mapped. For instance, Fig. 4 presents the simulated phosphorus flows transported by surface runoff and in the streams during the year 2001, which is quite representative of the medium conditions.

These maps illustrate the distribution of phosphorus transfers over the year. Coherently, phosphorus flows are clearly linked with precipitations. Indeed, a large majority of phosphorus transfers occurs during rainy months notably over winter and the beginning of spring, when rainfalls are the most important (on average 62% of

the phosphorus transfers occur during this period). But, whereas the phosphorus transfers of the period from January to March seem to be mainly linked to the amount of rainfall (Pearson's product-moment correlation coefficient higher than 0.9), the important phosphorus flows of April and May are probably due to the conjunction with other factors such as agricultural practices. Indeed, the correlation with rainfall is less significative for these months. On the other hand, the main manure spreadings and fertiliser applications occur during this period. Thus, even if it is very difficult to assess the weight of these practices, the latter seem to be substantial for the transfers occurring during this period. It should be noted that in 2001, July was slightly rainier than usual (78.2 mm were registered for a monthly average of 68.0 mm on the period 1961–2000). This fact could explain why flows were rather important in July 2001, especially since June was unfavourable for runoff and thus for phosphorus transfers because of the low precipitations (accumulation and storage of mobilisable phosphorus). During the other summer months (June, August and September), low phosphorus transfers could be explained by plant uptakes and low precipitations. According to the years, phosphorus flows could be slightly shifted depending on the rainfall rhythms linked to the alternation between dry and wet periods. Nevertheless, may be because the annual amount of rainfall was similar over the simulation period, the annual phosphorus flows seem rather equivalent one year to the other. For instance, at Pont d'Arm monitoring station, the standard deviation is lower than 3.1 for an average simulated phosphorus flow of 40 tons a year. Indeed, the phosphorus transfers which do not occur during a dry period might be partly postponed to the next rainy period. Thus, the month flows may be closely linked to the conditions of the previous period. In the same way, the eastern part of Le Croisic watershed, the agricultural areas located on north-eastern part of Pen-Bé estuary and Mes sub-watershed were clearly identified as the most contributory areas for phosphorus loadings.

On the other hand, the water samplings performed in the salt marsh channels showed a significant abatement of the concentrations from upstream to downstream. For instance, Fig. 5 shows the reduction of the PO_4 concentration in several salt marsh channels during spring. Therefore, to estimate the loadings at each salt marsh channel outlet, an abatement value according to the different parameters was determined from the water quality samplings for the main channels. This abatement value

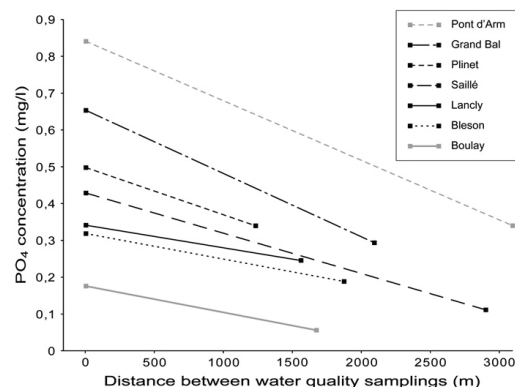


Fig. 5. Reduction of PO_4 concentration in Le Croisic (black) and Pen-Bé (grey) main salt marsh channels.

corresponds to the mean difference between the upstream and the downstream concentrations.

Finally, to estimate, in a global way, the contamination of Le Croisic bay and Pen-Bé estuary coastal waters due to land-based sources and activities, the abatement value of the salt marsh channels was integrated to the simulated watershed loadings. In fact, in order to take into account the pollutant attenuation of the salt marshes, the potential abatement of a channel was deducted from the simulated loadings of the linked watersheds. The results from this empiric method allowed to approach the phosphorus watershed loadings at about 62 tons a year for Pen-Bé estuary and 20 tons a year for Le Croisic bay.

4. Discussion

The modelling approach enables to take into account the dynamic aspect of phosphorus transfers from the watersheds towards coastal waters and to improve the understanding of the dysfunctions occurring in coastal waters. Indeed, this study allowed to approach the phosphorus watershed loadings impacting Pen-Bé estuary and Le Croisic bay. Moreover, by identifying the most contributory sub-watersheds, the simulation could be used to suggest priority areas of intervention for limiting the contamination of coastal waters by watershed loadings. Likewise, a continuous watershed modelling constitutes a complementary approach to intermittent measurements and qualitative GIS methods.

However, the implementation of this approach reveals some difficulties and limits. Indeed, SWAT simulation implies to integrate numerous inputs. Therefore, the limited existing data or the information aggregated at a larger scale imply sometimes to integrate averaged values. More specifically to the simulation which was carried out, the geographical configuration of the study area, divided into numerous small coastal watersheds, involved a major technical difficulty. Indeed, as the regular water monitoring network is very limited, some water quality sampling and streamflow measurements were carried out to complete the usual network. But, because of the number of sub-watersheds, all the ungaged streams could not be monitored. Likewise, the sampling time interval seems to be too broad to estimate accurately short-time events like peak flows following storm events (Fig. 3). This element strongly complicated the calibration procedure above all for the streamflow. Besides, because of the existing data, the validation of the simulation had to be done on the values of the year 2004. Nevertheless, it would have been interesting to extend the validation period in order to assess the representativeness of the simulation on the medium term. Finally, although the method to assess the abatement of phosphorus transfers due to coastal wetlands constitutes the primary one carried out on the salt marshes of Pen-Bé and Le Croisic, this empiric and crude approach based on the water quality samplings is not entirely satisfactory. Therefore, it would be interesting to implement a specific modelling approach on these coastal wetlands in order to get a better understanding of the potential pollutant attenuation of the salt marshes.

The implementation of a watershed modelling seems to be a relevant method to approach the coastal watershed loadings. Indeed, as the watershed modelling allows to simulate continuous flows, it clearly appears as a useful complement to the water quality samplings and the streamflow measures resulting from the monitoring networks. In addition, this method could be a solution to estimate the contamination of coastal waters due to land-based sources and activities as part of an Integrated Coastal Zone Management approach. Indeed, such integrated modelling constitutes an interesting decision support tool suggesting priority areas of intervention for decreasing the coastal watershed loadings. In fact, this approach enables to transpose the river upstream/

downstream solidarity concept on both sides of the shoreline. Moreover, once calibrated, such modelling tool allows to perform predictive scenarios in order to evaluate the impacts of practice modifications on coastal watershed loadings. Finally, such integrated watershed approach matches the recommendations of the EU Directive 2000/60/EC (European Community, 2000). Indeed, the latter, commonly known as the Water Framework Directive, specifies the implementation of integrated approaches for river basin management in order to reach a good chemical and ecological status of groundwater, surface and estuarine waters by 2015.

Acknowledgments

This paper is largely based on a research program on the shellfish farming ecosystems of Le Croisic Bay and Pen-Bé estuary. This program carried out by Ifremer (French Research Institute for the Exploitation of the Sea), CAP-Atlantique public community and Gélolittomer laboratory, was supported by the Region of Pays de la Loire in the framework of 2000–2006 State-Region contract. The authors would like to thank Adeline Adams and Simon Yeo for proof-reading this paper. We are also thankful to the anonymous referees for their useful comments and suggestions which helped to improve the quality of this paper.

References

- Aurousseau, P., Gascuel-Odoux, C., Squitidant, H., 1998. Éléments pour une méthode d'évaluation d'un risque parcellaire de contamination des eaux superficielles par les pesticides. *Étude et Gestion des Sols* 5, 143–156. INRA, ENSAR, Olivet.
- Bärlund, I., Kirkkala, T., Malve, O., Kämäri, J., 2007. Assessing the SWAT model performance in the evaluation of management actions for the implementation of the Water Framework Directive in a Finnish catchment. *Environmental Modelling and Software* 22, 719–724.
- Bioteau, T., Bordenave, P., Laurent, F., 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, 3–16.
- Bourauoi, F., Galbiati, L., Bidoglio, G., 2002. Climate change impacts on nutrient loads in the Yorkshire Ouse catchment (UK). *Hydrology and Earth System Sciences* 6, 197–209.
- Bourauoi, F., Grizzetti, B., Granlund, K., Rekolainen, S., Bidoglio, G., 2004. Impact of climate change on the water cycled and nutrient losses in a Finnish catchment. *Climatic Change* 66, 109–126.
- Bourauoi, F., Grizzetti, B., 2008. An integrated modelling framework to estimate the fate of nutrients: application to the Loire (France). *Ecological Modelling* 212, 450–459.
- Conan, C., Bourauoi, F., Turpin, N., De Marsily, G., Bidoglio, G., 2003. Modeling flow and nitrate fate at catchment scale in Brittany (France). *Journal of Environmental Quality* 32, 2026–2032.
- Di Luzio, M., Srinivasan, R., Arnold, J.G., Neitsch, S.L., 2002. ArcView Interface for SWAT 2000. User's Guide. Blackland Research and Extension Center/Soil & Water Research Laboratory, Grassland/Texas, pp. 351.
- Eckhardt, K., Arnold, J.G., 2001. Automatic calibration of a distributed catchment model. *Journal of Hydrology* 251, 103–109.
- El Nasr, A., Arnold, J.G., Feyen, J., Berlamont, J., 2005. Modelling the hydrology of a catchment using a distributed and a semi-distributed model. *Hydrological Processes* 19, 573–587.
- European Community, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, establishing a framework for community action in the field of water policy, pp. 72.
- Francois, A., Bidoglio, G., Galbiati, L., Bourauoi, F., Elorza, F.J., Rekolainen, S., Manni, K., Granlund, K., 2001. Hydrological and water quality modelling in a medium-sized coastal basin. *Physics and Chemistry of the Earth (B)* 26, 47–52.
- Galbiati, L., Bourauoi, F., Elorza, F.J., Bidoglio, G., 2006. Modeling diffuse pollution loading into a Mediterranean lagoon: development and application of an integrated surface-subsurface model tool. *Ecological Modelling* 193, 4–18.
- Gassman, P.W., Reyes, M.R., Green, C.H., Arnold, J.G., 2007. The soil and water assessment tool: historical development, applications, and future research directions. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers* 50, 1211–1250.
- Grizzetti, B., Bourauoi, F., Granlund, K., Rekolainen, S., Bidoglio, G., 2003. Modelling diffuse emission and retention of nutrients in the Vantaanjoki watershed (Finland) using the SWAT model. *Ecological Modelling* 169, 25–38.
- Grizzetti, B., Bourauoi, F., De Marsily, G., 2005. Modelling nitrogen pressure in river basins: a comparison between a statistical approach and the physically-based SWAT model. *Physics and Chemistry of the Earth* 30, 508–517.
- Heuvelmans, G., Muys, B., Feyen, J., 2006. Regionalisation of the parameters of a hydrological model: comparison of linear regression models with artificial neural nets. *Journal of Hydrology* 319, 245–265.

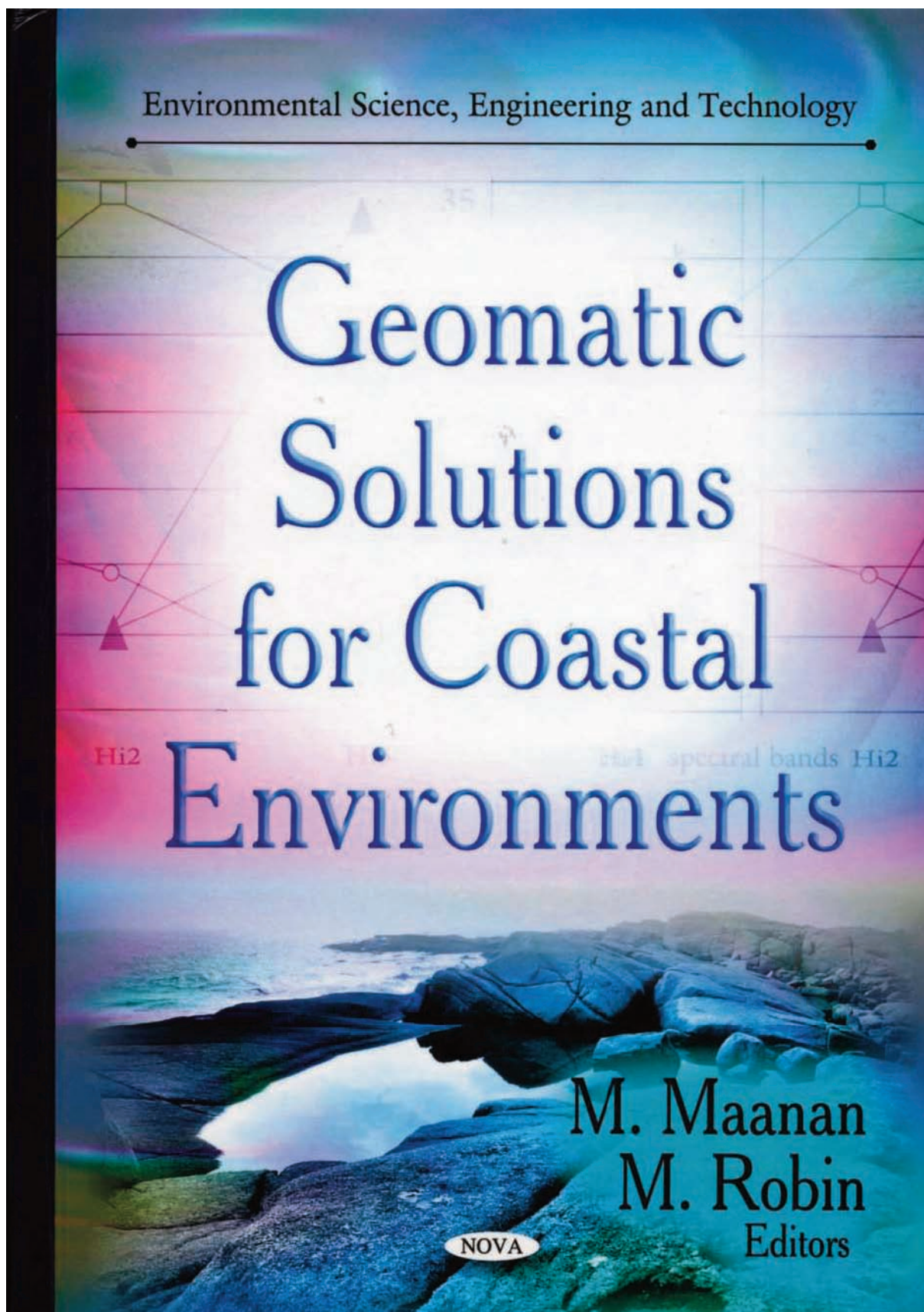
Author's personal copy

N. Rolio, M. Robin / Estuarine, Coastal and Shelf Science 86 (2010) 518–525

525

- Holvoet, K., Van Griensven, A., Seuntjens, P., Vanrolleghem, P.A., 2005. Sensitivity analysis for hydrology and pesticide supply towards the river in SWAT. *Physics and Chemistry of the Earth* 30, 518–526.
- Kannan, N., White, S.M., Whelan, M.J., 2007. Predicting diffuse-source transfers of surfactants to surface waters using SWAT. *Chemosphere* 66, 1336–1345.
- Michaud, A., Deslandes, J., 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 report, pp. 117.
- Munafò, M., Cecchi, G., Baiocco, F., Mancini, L., 2005. River pollution from non-point sources: a new simplified method of assessment. *Journal of Environmental Management* 77, 93–98.
- Nash, J.E., Sutcliffe, J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models. *Journal of Hydrology* 10, 282–290.
- Nasr, A., Bruen, M., Jordan, P., Moles, R., Kiely, G., Byrne, P., 2007. A comparison of SWAT, HSPF and SHETRAN/GOPC for modelling phosphorus export from three catchments in Ireland. *Water Research* 41, 1065–1073.
- Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Williams, J.R., King, K.W., 2002. Soil and Water Assessment Tool, Theoretical Document, Version 2000. Blackland Research and Extension Center/Soil & Water Research Laboratory, Grassland/Texas, pp. 506.
- Romanowicz, A.A., Vanclooster, M., Rounsevell, M., La Jeunesse, L., 2005. Sensitivity of the SWAT model to the soil and land use data parametrisation: a case study in the Thyle catchment. *Belgium Ecological Modelling* 187, 27–39.
- Salveti, R., Azzellino, A., Vismara, R., 2006. Diffuse source apportionment of the Po river eutrophying load to the assessment of Lombardy contribution to Po river nutrient load apportionment by means of an integrated modelling approach. *Chemosphere* 65, 2168–2177.
- United Nations Environment Program, 1995. Global program of action for the protection of the marine environment from land-based activities, pp. 61.
- Vaillant, M., Jouany, J.M., Devillers, J., 1995. A multicriteria estimation of the environmental risk of chemicals with the SIRIS method. *Toxicology Modelling* 1, 57–72.

Annexe 2 : Chapitre paru dans l'ouvrage Geomatic solutions for coastal environments en 2010



quick review of the tools used to gather data, monitor and model coastal watershed system in the framework of studying telluric pollution. We propose next an accurate application which aims at highlighting power coupled watershed hydrological system modelling tool with coastal hydrological system modelling tool. This allows accurate answers to questions like “why, how, from where and to where” pollutants can have impact on coastal ecosystems.

1. REVIEW OF THE MAIN APPROACHES IMPLEMENTED TO ASSESS TELLURIC POLLUTIONS

The contamination of coastal waters due to land based sources and its impacts on the coastal ecosystem and activities results from the conjunction of numerous factors located on both sides of the Land-Sea interface. Therefore, to be comprehensive, the study of telluric pollutions involves to link both a “watershed approach” to assess the coastal watershed loadings and a “coastal waters approach” to evaluate the impacts of these loadings and their becoming after being discharged into the coastal waters (extension of the plumes, dispersion and dilution of the pollutants...).

1.1. The Watershed Approaches

Concerning the “watershed approach”, most of the studies carried out to assess coastal watershed loadings are based on water quality sampling. Nevertheless, as coastal hydrological frameworks are often divided in numerous coastal brooks, the monitoring of the different tributaries becomes very expensive. Therefore, for cost reasons, most of the time, only the main outlets are monitored. In that framework, the number of water monitoring stations remains insufficient to assess the global contamination due to the different coastal watershed loadings. Likewise, water samplings are often too spaced in time to be able to evaluate the different flows. Such approach makes tough and perilous the evaluation of telluric pollution because of the approximations resulting from the extrapolations. Moreover, these classical approaches, even when the water monitoring networks are exhaustive, do not allow to estimate the role of the watershed loadings in the dysfunctions and disturbances observed in the coastal waters. In fact, it remains a countable but static approach disconnected from the evaluation of the impacts of the measured loadings or the becoming of the pollutants in the coastal waters.

To complete the classical water quality monitoring networks, various geomatic approaches have been developed to study the pollutant transfers in the watersheds. Most of these methods have not been specifically developed for coastal areas but can easily be transposed to coastal watersheds. Indeed, all around the world, a lot of Geographical Information System (GIS) methods have been suggested to create indicators for potential pollution risks in the watersheds, such as Depth Recharge Aquifer Soil Topography Impact Conductivity (DRASTIC) (Aller et al., 1987). These indicators are most of the time composed of several parameters with different weights according to their potential risk. For example, the Potential Non-point source Pollution Index (PNPI) uses three indicators: land use, run-off and distance from the stream (Munafô et al., 2005). In France, for instance, several indicators

have already been developed such as the indicator for the risk of contamination of surface waters by the pesticides described by Aourousseau et al. (1998) and based on the Risk Integrating System by the Interaction of Scores (SIRIS) method (Vaillant et al., 1995). Some of these approaches are even used at a parcel scale such as the risk of contamination by the non-point source pollutions indicator created by Bolo and Brachet (2001). Nevertheless, these GIS approaches, even if in many cases they seem satisfactory to assess a potential pollution risk, most often refer to qualitative and static analysis based on indicators. Therefore, these methods can not be used to quantify the coastal watershed loadings and even less to evaluate their impacts.

On the other hand, for the last decades, scientific community has created, tested and validated many watershed modelling tools. This broad panel of tools, from the regression model to the integrated watershed model, has been implemented at different scale, in various conditions and for numerous specific purposes. Specialised scientific journals riddled with papers exposing, comparing and assessing the implementation of these modelling tools. For instance, some regression models based on the relationships between land uses and microbial water quality have been developed to predict faecal indicator organism fluxes (Kay et al., 2005; Crowther et al., 2001; Crowther et al., 2003). Likewise, some of these modelling tools have been used to study the effects of phosphorus loads from a reservoir (Kao et al., 1998). Others have been applied either to evaluate non-point source pollution (León et al., 2001), or to assess the impact of “down-the-drain” chemicals (Keller, 2006). In fact, from now on, numerous watershed models are able to depict the dynamic of both point and diffuse sources pollution in order to simulate pollutant flows. Moreover, for few years, these tools are widely distributed in the form of whether open source or proprietary software. These approaches constitute a relevant way to complete the measurement data sets with simulated transfers and thus allow to assess continuous loadings. As for the GIS approaches, many of these models have not been specifically developed for coastal environments but can easily be implemented in such conditions.

1.2. The Coastal Water Approaches

Concerning the “coastal water approach”, as for the watershed management, coastal water, sediment or shellfish sampling constitutes generally the regulatory method to monitor the coastal ecosystem. Consequently, this approach has been one of the most widespread methods throughout the world. However, even if such approach allows to observe and record the conditions at a given instant, in the framework of studying telluric pollution, the samplings, used alone, do not appear as a relevant approach for different reasons. Indeed, first of all, even if the water quality monitoring could show a contamination of coastal waters, it can not estimate the role of the coastal watersheds in this pollution. Likewise, even if for bacteria the identification of the serovar could give a clue of their origins (human, livestock farming, wildlife...), the coastal water quality monitoring can not link the contamination to specific land-based sources and even less locate accurately its source. Finally, the analysis and the exploitation of the samplings are widely tributary to both the distribution and the thickness of the monitoring network and the sampling interval. Indeed, it is very difficult to estimate what happen between two samplings.

To complete the coastal water quality monitoring and get a better understanding of the coastal environment, for the last decade, many models have been developed to simulate marine ecosystems. These models have been developed in particular to depict biogeochemical processes or marine hydraulics including sometimes transport and dispersion of suspended particles and dissolved matters. This last type of simulation have widely been applied, for instance, to assess tidal currents (Sauvaget et al., 2000), wave propagation (Brière et al., 2007), seasonal evolution of river plumes (Lazure and Jegou, 1998), or wind induced circulation (Lazure et al., 2008). Some of these models have also been used to evaluate the origin of contamination by dissolved cadmium (Boutier et al., 2000), or to assess bacterial transport and disappearance (Salomon and Pommepuy, 1990).

With the presentation of these different methods, it is obvious that applying these approaches independently would give a partial vision of the processes. Above all, such research can not focus either on the watershed or on the marine area. Thus, it is necessary to link a “watershed approach” with a “coastal water approach” in order to make a continuous analysis of the processes. Such linkage has already been carried out in different programs. For instance, some modelling of faecal contamination in bathing and shellfish farming areas have been forced by the input of bacterial loadings from the watersheds, estimated by intermittent measurements, (Fiandrino et al., 2003; Riou et al., 2007).

Nonetheless, even if the measurements and the samplings could be considered as more reliable, the fact that they can not be exhaustive in time and space tend to choose a modelling approach which allows, despite some simplifications, to quantify telluric pollution continuously. Besides, several recent research works coupling watershed and lagoon modelling have been carried out to simulate primary production in the Thau lagoon (Plus et al., 2006) or to consider clam productivity under various environmental conditions in the Sacca di Goro lagoon (Marinov et al., 2007). Thus, it would be interesting to transpose such approach in the framework of studying the contamination of coastal waters due to land-based sources. Indeed, the coupling of both a watershed model and a hydrodynamic model could embody a relevant complementary method to make a spatial analysis of nutrient and pollutant transfers from the watershed towards coastal waters with a continuous time step.

2. IMPLEMENTATION OF COUPLED MODELLING APPROACHES: THE EXAMPLE OF THE WATERSHEDS OF PEN-BE ESTUARY AND LE CROISIC BAY

2.1. Introduction

On the basis of this method review, it clearly appears that the coupling of two modelling approaches, one on the coastal watersheds and one on the coastal waters, receptacle of the loadings from the latter, could be a relevant complement to intermittent measurements. Nonetheless, most of the time, these integrated modelling tool are expensive, especially concerning the “coastal water approach”, and local authorities or minor institutions in charge of the preservation of coastal zone environment can not afford it.

Hence, it would be interesting to set up an integrated modelling approach, accessible for coastal zone managers for both assessing pollutant flows from heterogeneous watersheds and depicting pollutants' evolution in coastal waters. Because of cost reasons, this integrated tool should not be constituted by prohibitive models. Thus, concerning the "watershed approach", it was essential to use an open source model. On the basis of various watershed model reviews (Shepherd et al., 1999; Payraudeau, 2002; Borah and Bera, 2003; Van Liew et al., 2003; Borah and Bera, 2004; El Nasr et al., 2005; Nasr et al., 2007), different open source models were selected and analysed depending on their range of application (scope, operation scale, input and output time step...). Only distributed models adapted to continuous simulations were considered. Finally, notably because of its ability to simulate both the land phase of the hydrologic cycle and in-stream processes, the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) model was assumed to be suitable for constituting this integrated modelling approach.

Concerning the "coastal waters approach", the choice of the model is more limited. Indeed, first, less models have been developed and above all, most of them are often too prohibitive to be used by coastal zone managers. Therefore, the Model for Application at a Regional Scale (MARS), which has been locally developed by the Ifremer (French Research Institute for the Exploitation of the Sea), was chosen.

The aim of this approach is to constitute an operational decision support tool for coastal zone managers by running jointly SWAT and MARS models. Indeed, this connection enables to visualise potential disturbances created by various activities, localised on watersheds and to study the distribution and the dispersion of telluric pollutants in the coastal waters (Figure 1).

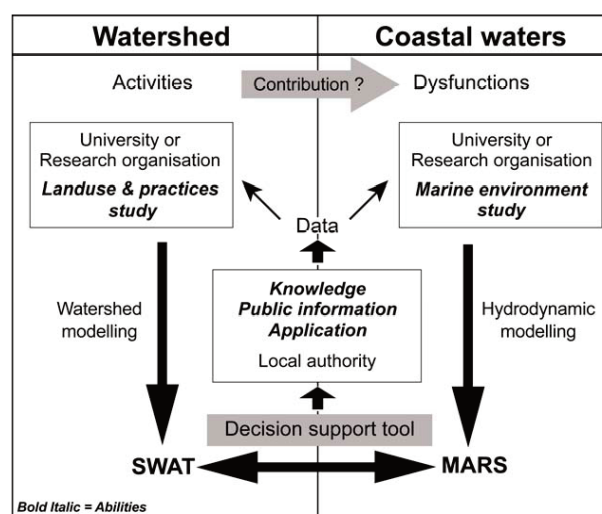


Figure 1. The assessment of coastal water contamination due to watershed disturbances is based on the coupling of a land-use as well as a marine environment study using both SWAT and MARS models.

This approach is interesting under various aspects (lower cost, originality of the study concerning telluric pollution) and constitutes an alternative solution in comparison with most GIS developments suggested today, where the concept of risk only appears with indicators and not with quantitative data. Moreover, the connection of these models matches the expectations of the WFD, which stipulates the use of an integrated approach in order to fulfil the objectives of achieving a good chemical and ecological status of all water bodies before 2015.

2.2. Study Area

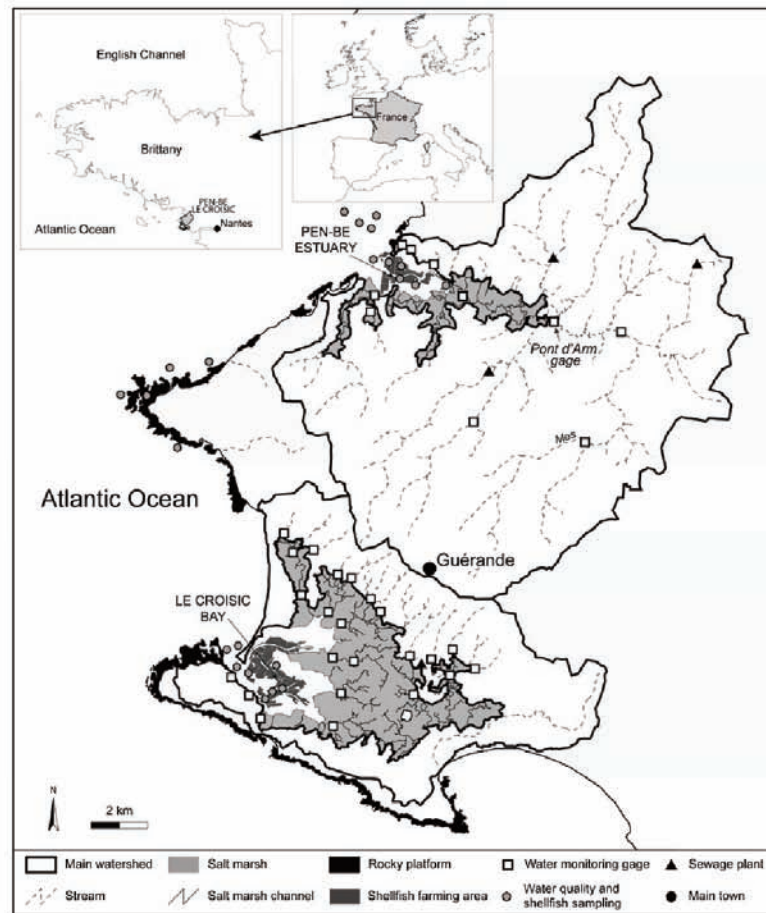
To assess and to test the efficiency of this methodology, the connection of both models was first experimented on a pilot site on the West coast of France (Lomakine, 2005). The study area, located in the South of Brittany corresponds to the watersheds of Pen-Bé estuary and Le Croisic bay (Figure 2). This area, especially the surroundings of the different seaside resorts, is characterised by a mass seaside tourism during summer. Moreover, Pen-Bé and Le Croisic shellfish farming areas contribute to a significant part of the regional shellfish production.

The local climatic conditions are mainly induced by the proximity of the Atlantic Ocean. Indeed, the area presents gently winters and relatively chilly summers. The annual average rainfall, estimated from 1961 to 2004 at Guérande weather station, is about 750 mm. The wet season goes from September to March (82 mm in November), whereas the dry season occurs from April to August (39 mm in August). The monthly average temperature ranges from 5.6°C to 18.6°C. The predominant wind directions are W and SW during the wet season and secondarily NE mainly during the dry season.

The local substratum is mainly constituted by igneous rocks. The topography of the area is dominated by the hillside of Guérande which culminates between 40 and 60 meters high. This relief, NW to SE oriented, largely determines the boundary lines separating the main watersheds. Even if some slopes reach 17 %, most of them range from 3 to 5 %.

The watersheds of these shellfish farming basins cover 128 km² for Pen-Bé and 43 km² for Le Croisic. The watershed of Le Croisic is constituted by numerous coastal brooks whereas the Pen-Bé watershed is dominated by larger hierarchical streams including the Mes which is the main river of the area. Most of these streams are defined by low flow-rate. Indeed, except during flood peaks, most flow-rates are comprised between 4 and 20 l.s⁻¹. Concerning the Pen-Bé watershed, the flow-rates registered at the Pont d'Arm monitoring gage could reach 10 m³.s⁻¹. Moreover, a lot of brooks are characterised by a discontinued streamflow in summertime, especially in Le Croisic watershed. Likewise, it should be noted that the drainage network is almost inexistent in the Southern and the Eastern part of Le Croisic watershed, this one mainly corresponds to the rainwater evacuation network.

The particularity of this area is that the heads of Pen-Bé estuary and Le Croisic bay are occupied by salt marshes where a traditional salt exploitation takes place (Thompson, 1999). The salt which is extracted from these marshes is a top-of-the-range salt sold all over France and exported in numerous countries. Moreover, Pen-Bé estuary and Le Croisic bay are partly occupied by shellfish farming. The shellfish farming areas cover respectively 96 ha in Pen-Bé estuary and 200 ha in Le Croisic bay. The site of Pen-Bé is mainly oriented to oyster (*Crassostrea gigas*) production (1 000 - 1 500 tons a year). As for the site of Le Croisic, it is



For the past few years, various problems occurred in these shellfish farming areas. Indeed, a lot of *Cerastoderma edule* often die because of temporary unfavourable environmental conditions. For example, after a storm in summer, the sudden arrival of

continental waters in tidal marshes could disturb the environment by changing ecological conditions (temperature too high and dissolve O₂ too low...). Another sort of pollution temporarily observed especially during tourist season is the increasing number of faecal coliforms in Le Croisic bay and its surroundings. In some cases, these faecal contaminations involve the temporary prohibition of shell fishing.

Thus, the knowledge of pollutant transfers is very important for the preservation of that typical coastal environment and for the local economy which is critically dependent upon shellfish farming, salt production and above all tourism linked to recreational fisheries and bathing water quality.

Hence, it seems essential to study the environment of Pen-Bé and Le Croisic and to set up an analysis tool in order to find a solution for the dysfunctions appearing in tidal marshes and nearby areas. This analysis tool must be able to visualise variations of pollutants brought by the streams and carried into the coastal waters. It must also help to determine which stream would contribute the most to pollution.

2.3. Material and Methods

2.3.1. Watershed Model SWAT

SWAT¹ is a physically based and distributed model which allows to predict the impacts of land management practices in large heterogeneous watersheds over long periods of time (Di Luzio et al., 2002). This watershed model was developed by the Agricultural Research Service of the United State Department of Agriculture from the SWRRB model (Simulator for Water Resources in Rural Basins) (Neitsch et al., 2002). In addition, it incorporates the algorithms of numerous previous models such as CREAMS (Chemicals Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems), GLEAMS (Groundwater Loading Effects on Agricultural Management Systems), or EPIC (Erosion Productivity Impact Calculator). The aim of this watershed scale model is to simulate both point and non-point source transfers of sediments, nutrients, pesticides and bacteria at a daily time step. SWAT can be used to simulate a single watershed or a system of multiple hydrological connected watersheds.

Although this open source model was created for North-American conditions, it has been implemented and validated in a wide range of scales and environmental conditions around the world (Gassman et al., 2007). For instance, SWAT has been applied on numerous European watersheds in Finland (Bärlund et al., 2007; Bouraoui et al., 2004; Francos et al., 2001; Grizzetti et al., 2003), the United Kingdom (Bouraoui et al., 2002; Grizzetti et al., 2005; Kannan et al., 2007), France (Bouraoui and Grizzetti, 2008; Bioteau et al., 2002; Conan et al., 2003), Belgium (El Nasr et al., 2005; Heuvelmans et al., 2006; Holvoet et al., 2005; Romanowicz et al., 2005), Italy (Galbiati et al., 2006; Salvetti et al., 2006), Switzerland (Abbaspour et al., 2007) and Ireland (Nasr et al., 2007). According to the correlation-based measures used, most of these simulations were successfully validated for both streamflow and pollutant loss.

The SWAT 2000 version which was used for this research uses ESRI's ArcView 3.x software as a graphical interface. This coupling represents a double interest. Indeed, the use

¹ <http://www.brc.tamus.edu/swat/>

of a GIS software allows both to make easier the pre-processing of the inputs and to visualise and analyse the simulated results.

The implementation of SWAT requires specific data to simulate processes associated with water and pollutant transfers. The main parameters that have to be integrated concern topography, soil distribution, land uses, weather, agricultural practices and sewage plant discharges. For this study, the topography was determined with a 50 m resolution Digital Elevation Model obtained from the IGN (French National Geographic Institute). The integrated soil characteristics and distribution were derived from a former soil map made for agronomic purposes and auger holes analysis. Land uses were identified by interpreting aerial photos and refined by site survey. The weather parameters were characterised with daily weather data measured at Guérande station. Then, agricultural practices were determined with the national farming census of the year 2000. From the livestock census, the quantity of manure was calculated for the different parishes. Then, the manure spreading spatialisation was linked with the land uses and the farm localisation. The local operation schedules were also determined for the main crops. The point source loadings such as sewage plants discharges were integrated too. As the water monitoring network of the coastal watersheds is very limited and appeared insufficient to assess the representativeness of the simulation outputs, some streamflow measurements and water samplings (temperature, salinity, dissolve oxygen, nitrate, phosphorus, pesticides, heavy metals and bacteria such as *Escherichia coli*) were also carried out on ungaged watersheds in order to complete the existing network. These regular water samplings and velocity measures were used afterwards to assess the representativeness of the modelling outputs and to validate the simulations.

2.3.2. Hydrodynamic Model MARS

The hydrodynamic model MARS was developed by Ifremer (French Research Institute for Exploitation of the Sea) to simulate the marine currents, the heights of water, and the concentrations in soluble elements transported by the currents. This model has now been used for years in coastal and estuarine areas to simulate marine hydraulics and to describe the dispersion of suspended particles and dissolved matters such as sediments, nutrients, pesticides or bacteria (Salomon et al., 1991; Riou et al., 2007; Huret et al., 2005; Lazure and Dumas, 2008; Ménesguen and Gohin, 2006).

The bathymetry of Pen-Bé estuary, Le Croisic bay and their surroundings was determined with the altimetric data from a Light Detection and Ranging (LIDAR) mission which occurred in September 2002 in order to get a very high resolution Digital Elevation Model and thus better confidence in the model.

According to the characteristics of the studied areas (low depth without stratification), the 2D horizontal version of MARS was assumed to be appropriate to simulate the current and the dispersion in the coastal waters of this area. Thus, the following description will focus on the 2D version of the model.

The numerical model used solved the Saint Venant equations. These equations were obtained by integrating the Navier-Stokes equations under the Boussinesq and hydrostatic assumptions over the vertical. These equations are solved in the following form:

Momentum equations:

$$\begin{aligned} \frac{\partial \bar{u}}{\partial t} + \bar{u} \frac{\partial \bar{u}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{u}}{\partial y} - f\bar{v} = & \dots \\ -g \frac{\partial \zeta}{\partial x} + \frac{\tau_{xx}}{\rho H} - g \frac{\bar{u} \sqrt{\bar{u}^2 + \bar{v}^2}}{Str^2 H^{4/3}} - \frac{\partial Pa}{\partial x} + \varepsilon \left(\frac{\partial^2 \bar{u}}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 \bar{u}}{\partial y^2} \right) \\ \frac{\partial \bar{v}}{\partial t} + \bar{u} \frac{\partial \bar{v}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{v}}{\partial y} + f\bar{u} = & \dots \\ -g \frac{\partial \zeta}{\partial y} + \frac{\tau_{yy}}{\rho H} - g \frac{\bar{v} \sqrt{\bar{u}^2 + \bar{v}^2}}{Str^2 H^{4/3}} - \frac{\partial Pa}{\partial y} + \varepsilon \left(\frac{\partial^2 \bar{v}}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 \bar{v}}{\partial y^2} \right) \end{aligned}$$

$$\text{where } \bar{u} = \frac{1}{\zeta + d} \int_{-d}^{\zeta} u dz \text{ and } \bar{v} = \frac{1}{\zeta + d} \int_{-d}^{\zeta} v dz$$

Continuity equation:

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{\partial H\bar{u}}{\partial x} + \frac{\partial H\bar{v}}{\partial y} = 0$$

The numerical scheme is based on an Alternate Direction Implicit (ADI) solver (Leendertse, 1970) and properly processes the dry/wet areas which is a crucial point for such domains including large tidal flats.

Despite this assumption, it reproduces with a good accuracy tidal dominant flows in case of strong vertical mixing and vertical homogeneity. This is generally the case in shallow water areas such as Le Croisic and Pen-Bé basins where tidal range is rather large (over 4m).

This simplification of the reality (few variations in speed according to the depth and vertical speeds negligible) allows a wide reduction of the time spent on calculations, as well as the use of the 2D models either on a month or on a year scale. Chemical or bacteriological elements are processed thanks to an advection-diffusion equation, corresponding respectively to transport and dispersion. The decrease term could be added to take into account the degradation of some molecules or the mortality of the bacteria, whose behaviour is not conservative.

2.3.3. Coupling of Both Models

As the purpose of the approach is to follow the flows of nutrients, pesticides and bacteria through the watersheds to the coastal waters, it is critical to associate both a watershed and a hydrodynamic model to ensure the continuity of the spatial analysis. Hence, the principle is to introduce the outputs of SWAT simulation in the hydrodynamic model MARS-2D to assess the pollutants and nutrients dispersion in coastal waters.

For the moment, both models are still dissociated. In fact, data exchanges between both models correspond to a numeric data importation with dBase files. Therefore, output data (pollutant or nutrient flows) of SWAT are collected as input parameters by the model MARS-2D (Figure 3).

This procedure implies to have a correspondence between watershed outlets, created in SWAT, and inlets, created in MARS. However, the configuration of this area involves different issues. Indeed, the coastal wetlands imply a grouping of different watershed loadings. Some salt marsh channels are connected to several tributaries. Therefore, the tributaries of each salt marsh channel were identified. Then, before importing data in the hydrodynamic model, the corresponding tributaries loadings were summed to assess the global loading affecting the different channels and corresponding to the different salt marsh outlets.

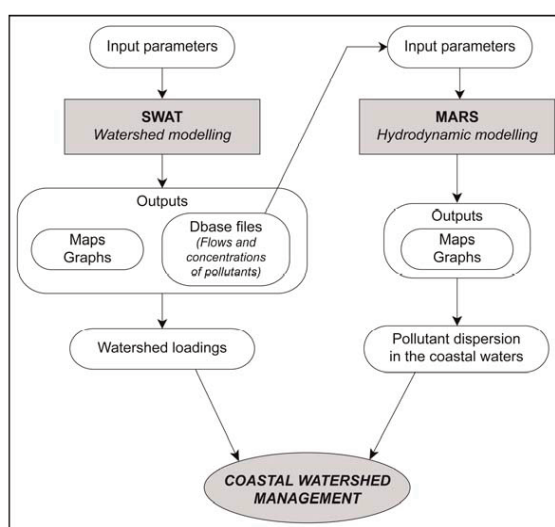


Figure 3. Constitution of the decision support tool for coastal zone management coupling both watershed and hydrodynamic processes.

Likewise, the coastal wetlands, converted in salt marshes, located between the watersheds and the coastal waters constitute a buffer area which affects the characteristics of the water. Indeed, the water samplings performed in the salt marsh channels showed a significant abatement of the concentrations from upstream to downstream. Unfortunately, the impacts of these areas cannot be well taken into account in such watershed modelling. Therefore, the potential pollutant attenuation of the coastal wetlands was assessed through water quality samplings. In fact, to evaluate more precisely the different processes such as dilution, denitrification, retention and plant uptake which take place in these coastal wetlands, a database covering 27 sampling sites was used. An abatement value, corresponding to the mean difference between the upstream and the downstream concentrations, was determined for the main channels from these samplings. Finally, the salt marshes abatement, according to the different parameters, was integrated with a coefficient in the hydrodynamic model.

2.4. Results

2.4.1. The Watershed Modelling

In this study, to test the abilities of SWAT in a coastal environment, various flows were simulated. In fact, even if pesticides flows were computed in a marginal way on different pilot sub-watersheds, the main simulations were focused on streamflows, nutrient and bacteria flows. Depending on the print code selected, these flows were simulated at different time steps (daily, monthly and yearly values). Concerning the period of simulation, the implementation of SWAT was made over a four year period (from 2001 to 2004). Data of the year 2004 were used to carry out the validation of the simulations.

To validate the simulations, the different simulated flows were compared to the streamflow measurements and the water samplings using the Nash and Sutcliffe efficiency criterion (Nash and Sutcliffe, 1970). According to this correlation-based measure, the simulated nutrient and pollutant flows seems quite satisfactory compared with those published in the literature (Eckhardt and Arnold, 2001; Gassman et al., 2007). Indeed, during the validation period, all monitored sub-watersheds and simulated flows combined, the Nash and Sutcliffe efficiency criteria range from 0.56 to 0.99. For instance, Figure 4 shows the comparison between measured and simulated parameters at the Pont d'Arm monitoring gage during the period from April to August 2004 (flow-rate: Figure 4a; NO_3 flow: Figure 4b). Nevertheless, in a general way, the annual flows seem slightly overestimated.

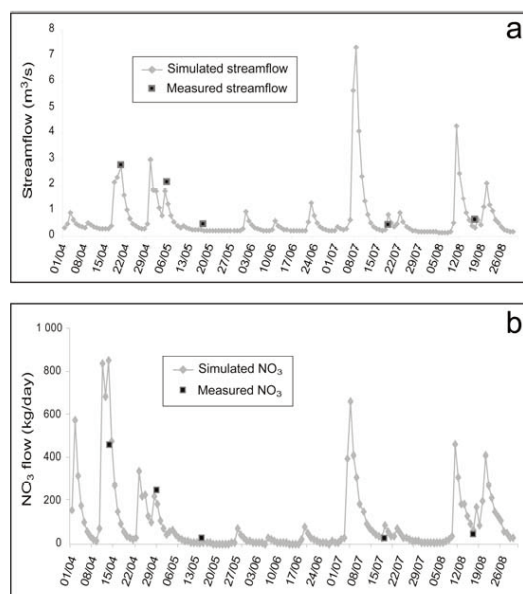
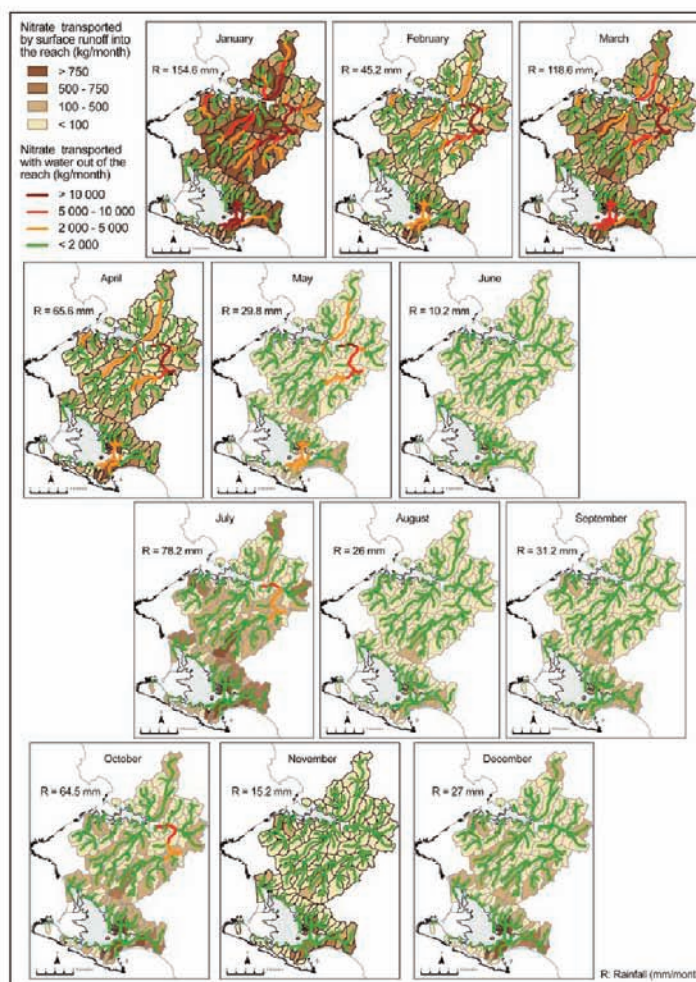


Figure 4. Comparison between measured and simulated parameters at the Pont d'Arm monitoring gage during the period from April to August 2004: (a) streamflow, (b) nitrate flow.



As an example, this nitrate flow map illustrates the close relationship that exists between the precipitation pattern and the seasonal rhythms of nutrient flows. Indeed, even if some quite important nitrate transfers appeared on the down-stream section of the Mes almost throughout the year, may be because of the large drained area, a large majority of these flows seem to occur during the wet season, mainly from January to April. However, whereas the wintry nitrate flows seem closely linked to the amount of rainfall (Pearson's product-moment correlation coefficient higher than 0.85), the quite important vernal flows (April and May) suggest the conjunction with other factors. Indeed, the correlation between rainfall and nitrate flows is less significative for this period. In the same way, the impacts of the agricultural practices could explain these rather important transfers. Indeed, this period corresponds to the main manure spreadings and fertilizer applications of the cultural year. Concerning the flows occurring during the rest of the year 2001, it should be noted that a significant storm event occurred during July. This fact could explain why the simulated nitrate flows were rather important for this month. On the contrary, in 2001, November and December were much drier than usual. Indeed, 15.2 mm of rainfall were registered in November and 27 mm in December 2001 for a monthly average of respectively 81.9 and 79.5 mm recorded on the period from 1961 to 2000. This rainfall deficit could explain why, after having raised in October, with the beginning of the wet season, the transfers strongly decreased during these months. At last, the low nitrate flows simulated during the summer months (June, August and September) could be the consequence of the low precipitations and the plant uptakes.

In the same way, such map points up the most contributory areas to the nutrient transfers. For instance, in 2001, the nitrate loads seem to mainly came from the eastern sub-catchments of Le Croisic watershed, the down-stream section of the Mes, and the agricultural areas of the north-eastern part of Pen-Bé watershed.

2.4.2. The Hydrodynamic Modelling

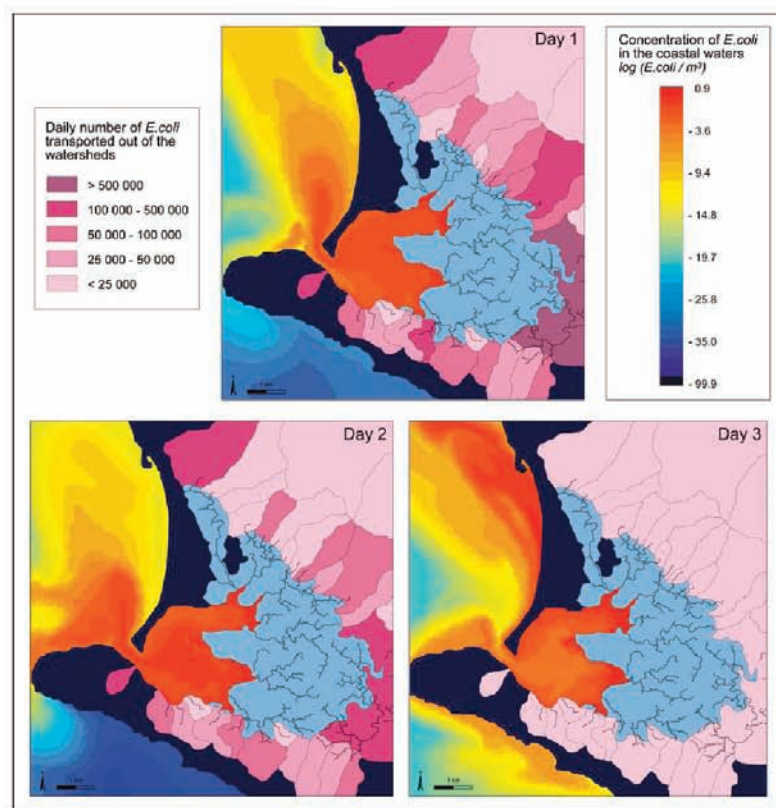
In conjunction with the watershed modelling, MARS was applied to visualise the impact of marine conditions on the pollutant dispersion in the coastal waters.

As the EU Directive 2006/7/EC and the Regulation (EC) No 854/2004 establish that bacteria represents the most important parameter to be considered respectively in the official classifications of bathing waters and of bivalve mollusc harvesting areas (European Community, 2006; European Community, 2004), the connection of both models was mainly focused on bacteria flows (especially *Escherichia coli*).

Before simulating the bacterial dispersion, the hydrodynamic simulation underwent a preliminary calibration in order to assess and to optimise the capacity of the model to reproduce and predict the transport processes in coastal waters. This procedure consists in adjusting different parameters such as the Strikler's friction coefficient in order to make sure of a minimum variation between the simulation and the reality for the sea level, the currents and the salinity. To carry out this procedure, and to complete the existing measures, a measurement campaign was conducted on both sites to make current measures with an Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP) as well as salinity measures.

The comparison between tidal range data from the SHOM (Hydrographical and Oceanographical Service of French Navy) and the simulation outputs demonstrated an absolute deviation lower than 5 cm at low and high tides. Likewise, the efficiency assessment of the simulated currents attests to a satisfactory representativeness of the simulation. Indeed, the means of the Pearson's product-moment correlation coefficients are equal to 0.90 for the

Then, in order to test the coupling between SWAT and MARS, a bacteria input, linked with a rainy event (rain over 10 mm on day 1), was simulated in Le Croisic area. Figure 6 shows the evolution of flows in the watersheds and the *Escherichia coli* dispersion in Le Croisic bay and nearby areas during the following days of the simulated storm event.



the simulation, a comparison was done between the simulated bacterial concentrations and the water measures and the shellfish samplings from Ifremer's REMI (Microbiological assessment network of the bivalve mollusc harvesting areas). This analysis demonstrated insignificant variations between both data sets.

2.5. Discussion

The most interesting aspect of this modelling approach is its ability to make a continuous spatial analysis of pollutant transfers from the watersheds towards coastal waters. Indeed, this method enables both to assess the dispersion of the pollutants in coastal waters thanks to MARS and to highlight the most contributory areas from SWAT simulation. In addition, overlays of cartographic results with temporal series improve the comprehension of the dysfunctions occurring in coastal waters. Day by day or month by month, pollutant flows and their dispersion could be simulated in the perspective of understanding past problems or simulating future conditions.

By identifying the most contributory watersheds for the different parameters, the simulation enables to suggest priority areas of intervention for limiting the contamination of coastal waters due to land-based sources and restoring the coastal water quality notably in bathing and harvesting areas. Moreover, the simulations, which take into account the dynamic aspect of the nutrient and pollutant transfers, enable to estimate the weight of the different contributory practices and activities. Likewise, through the hydrodynamic modelling, the dispersion of dissolved and suspended matters can be assessed in the coastal waters. Hence, the connection between the localisation of bathing and shellfish farming areas with the pollutant dispersion processes could be a way to underline the areas which are the most impacted by the coastal watershed loadings according to the different marine conditions. Finally, this modelling, by estimating continuously the watershed loadings impacting coastal waters, constitutes a complementary approach to intermittent measurements and qualitative GIS methods.

Nevertheless, the implementation of this coupled approach on Pen-Bé and Le Croisic watersheds revealed some difficulties and limits. The main difficulty encountered concerns the correspondence between watershed outlets, created in SWAT, and coastal water inlets, created in MARS because of the salt marshes. Indeed, as it has already been presented, in this area, the watershed outlets are not directly connected to the coastal waters. Continental waters join salt marsh channels first. This buffer area which affects the characteristics of the water involved to implement an empiric method based on water quality samplings in order to approach the abatement due to these coastal wetlands. Nevertheless, instead of this basis approach which is not entirely satisfactory, it would be interesting to implement a specific modelling on these salt marshes in order to assess their purification potential.

Likewise, the geographical configuration of this area, divided in numerous coastal brooks watersheds (especially for Le Croisic) involved to create a lot of outlets or inlets according to which model we use. Therefore, the presence of numerous outlets/inlets complicated and extended the run time of the calibration procedure. Moreover, the parcelling of the drainage network implied to collect numerous reference data in order to calibrate the watershed simulations accurately. Thus, as the local regular water monitoring network was assumed to be too limited for the implementation of such approach, several water quality sampling and

Thus, the coupling of these models offers a lot of prospects for research but also for coastal zone management. Indeed, during this study, both models were performed in a descriptive way, but it could be conceivable to implement them in the framework of a predictive approach based on potential scenarios in order to assess the impacts practice modifications on watersheds. Likewise, from a technical perspective, it will be interesting to work on the connection of both models in order to reach a continuous data processing thanks to a semi-automatic coupling.

Nowadays, demand is increasing and the implementation of such modelling, by simulating continuous coastal watershed loadings, constitutes a relevant alternative solution in comparison with most GIS developments suggested today, in particular in Europe within the framework of the implementation of the WFD. Likewise, this method clearly appears as a relevant and useful complement to the water monitoring networks. However, to become fully operational and standardised, this approach needs to be in accordance with regional directives: in Europe it's a matter of INSPIRE directive (Infrastructure for Spatial Information in the European Community) and WISE European recommendation (Water Information System for Europe) which ensure common methodology and common databases system between all water management stakeholders. We have to emphasize that the main demand of

political decision maker is to ensure data quality in order to allow to make a good management decision.

Moreover, as SWAT is an open source model and MARS has been locally developed, thus this approach can be performed without excessive investment in money, contrary to most of the existing commercial integrated modelling tools. Therefore, it could be interesting to transpose it to other areas which are confronted with recurring problems of deterioration of their coastal water quality. The coupling presented in this chapter is a wide approach of hydrological system modelling in accordance with watershed and coastal land use and land cover changes. This is a new way to produce more understanding data in attendance on a better Integrated Coastal Zone Management.

ACKNOWLEDGMENTS

This work is part of a research program on the shellfish farming ecosystems of Pen-Bé estuary and Le Croisic bay. This program was financed by the Region of Pays de la Loire (France). The authors thank the public community of CAP-Atlantique and the Pen-Avel laboratory for their collaboration to the project. We are also thankful to Adeline Adams and Simon Yeo for proof-reading this chapter.

REFERENCES

- Abbaspour, K.C., Yang, J., Maximov, I., Siber, R., Bogner, K., Mieleitner, J., Zobrist, J., Srinivasan, R., 2007. Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. *Journal of Hydrology* 333, 413–430.
- Aller, L., Bennet, T., Lehr, J.H., Petty, R.J., Hacket, G., 1987. DRASTIC: A standardised system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings. Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency Report (EPA/600/2-87/035), 622pp.
- Aurousseau, P., Gascuel-Oudou, C., Squiviant, H., 1998. Éléments pour une méthode d'évaluation d'un risque parcellaire de contamination des eaux superficielles par les pesticides. *Étude et gestion des sols* 5, INRA, ENSAR, Olivet, 143–156.
- Bärlund, I., Kirkkala, T., Malve, O., Kämäri, J., 2007. Assessing the SWAT model performance in the evaluation of management actions for the implementation of the Water Framework Directive in a Finnish catchment. *Environmental Modelling and Software* 22, 719–724.
- Bioteau, T., Bordenave, P., Laurent, F., 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, 3–16.
- Bolo, P., Brachet, C., 2001. SIG et gestion des pollutions agricoles diffuses. *Gestion spatiale des risques*, Information Géographique et Aménagement du Territoire, Hermès, Paris, 97–113.

- Borah, D.K., Bera, M., 2003. Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: Review of mathematical bases. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers* 46, 1553–1566.
- Borah, D.K., Bera, M., 2004. Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: Review of applications. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers* 47, 789–803.
- Bouraoui, F., Galbiati, L., Bidoglio, G., 2002. Climate change impacts on nutrient loads in the Yorkshire Ouse catchment (UK). *Hydrology and Earth System Sciences* 6, 197–209.
- Bouraoui, F., Grizzetti, B., Granlund, K., Rekolainen, S., Bidoglio, G., 2004. Impact of climate change on the water cycled and nutrient losses in a Finnish catchment. *Climatic Change* 66, 109–126.
- Bouraoui, F., Grizzetti, B., 2008. An integrated modelling framework to estimate the fate of nutrients: Application to the Loire (France). *Ecological Modelling* 212, 450–459.
- Boutier, B., Chiffolleau, J.F., Gonzalez, J.L., Lazure, P., Auger, D., Truquet, I., 2000. Influence of the Gironde estuary outputs on cadmium concentrations in the coastal waters: consequences on the Marennes-Oléron bay (France). *Oceanologica Acta* 23, 745–757.
- Brière, C., Abadie, S., Bretel, P., Lang, P., 2007. Assessment of TELEMAC system performances, a hydrodynamic case study of Anglet, France. *Coastal Engineering* 54, 345–356.
- Conan, C., Bouraoui, F., Turpin, N., De Marsily, G., Bidoglio, G., 2003. Modeling flow and nitrate fate at catchment scale in Brittany (France). *Journal of Environmental Quality* 32, 2026–2032.
- Crowther, J., Kay, D., Wyer, M.D., 2001. Relationships between microbial water quality and environmental conditions in coastal recreational waters: the Fylde coast, UK. *Water Research* 35, 4029–4038.
- Crowther, J., Wyer, 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.
- Di Luzio, M., Srinivasan, R., Arnold, J.G., Neitsch, S.L., 2002. ArcView interface for SWAT 2000, User's guide. Blackland Research and Extension Center, Grassland, Soil and Water Research Laboratory, Texas, 351pp.
- Eckhardt, K., Arnold, J.G., 2001. Automatic calibration of a distributed catchment model. *Journal of Hydrology* 251, 103–109.
- El Nasr, A., Arnold, J.G., Feyen, J., Berlamont, J., 2005. Modelling the hydrology of a catchment using a distributed and a semi-distributed model. *Hydrological Processes* 19, 573–587.
- European Community, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, establishing a framework for community action in the field of water policy, 72pp.
- European Community, 2004. Regulation (EC) No 854/2004 of the European Parliament and of the Council, laying down specific rules for the organisation of official controls on products of animal origin intended for human consumption, 45pp.
- European Community, 2006. Directive 2006/7/EC of the European Parliament and of the Council, concerning the management of bathing water quality and repealing Directive 76/160/EEC, 15pp.

- Fiandrino, A., Martin, Y., Got, P., Bonnefont, J.L., Troussellier, M., 2003. Bacterial contamination of Mediterranean coastal seawater as affected by riverine inputs: simulation approach applied to a shellfish breeding area (Thau lagoon, France). *Water Research* 37, 1711–1722.
- Francos, A., Bidoglio, G., Galbiati, L., Bouraoui, F., Elorza, F.J., Rekolainen, S., Manni, K., Granlund, K., 2001. Hydrological and water quality modelling in a medium-sized coastal basin. *Physics and Chemistry of the Earth (B)* 26, 47–52.
- Galbiati, L., Bouraoui, F., Elorza, F.J., Bidoglio, G., 2006. Modeling diffuse pollution loading into a Mediterranean lagoon: Development and application of an integrated surface-subsurface model tool. *Ecological Modelling* 193, 4–18.
- Gassman, P.W., Reyes, M.R., Green, C.H., Arnold, J.G., 2007. The Soil and Water Assessment Tool: historical development, applications, and future research directions. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers* 50, 1211–1250.
- Grizzetti, B., Bouraoui, F., Granlund, K., Rekolainen, S., Bidoglio, G., 2003. Modelling diffuse emission and retention of nutrients in the Vantaanjoki watershed (Finland) using the SWAT model. *Ecological Modelling* 169, 25–38.
- Grizzetti, B., Bouraoui, F., De Marsily, G., 2005. Modelling nitrogen pressure in river basins: A comparison between a statistical approach and the physically-based SWAT model. *Physics and Chemistry of the Earth* 30, 508–517.
- Heuvelmans, G., Muys, B., Feyen, J., 2006. Regionalisation of the parameters of a hydrological model: Comparison of linear regression models with artificial neural nets. *Journal of Hydrology* 319, 245–265.
- Holvoet, K., Van Griensven, A., Seuntjens, P., Vanrolleghem, P.A., 2005. Sensitivity analysis for hydrology and pesticide supply towards the river in SWAT. *Physics and Chemistry of the Earth* 30, 518–526.
- Huret, M., Dadou, I., Dumas, F., Lazure, P., Garçon, V., 2005. Coupling physical and biogeochemical processes in the Rio de la Plata plume. *Continental Shelf Research* 25, 629–653.
- Kannan, N., White, S.M., Whelan, M.J., 2007. Predicting diffuse-source transfers of surfactants to surface waters using SWAT. *Chemosphere* 66, 1336–1345.
- Kao, J.J., Lin, W.L., Tsai, C.H., 1998. Dynamic spatial modeling approach for estimation of internal phosphorus load. *Water Research* 32, 47–56.
- Kay, D., Wyer, M., Crowther, J., Stapleton, C., Bradford, M., McDonald, A., 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, 3967–3981.
- Keller, V., 2006. Risk assessment of “down-the-drain” chemicals: Search for a suitable model. *Science of the Total Environment* 360, 305–318.
- Lazure, P., Jegou, A.M., 1998. 3D modelling of seasonal evolution of Loire and Gironde plumes on Biscay Bay continental shelf. *Oceanologica Acta* 21, 165–177.
- Lazure, P., Dumas, F., 2008. An external-internal mode coupling for a 3D hydrodynamical model for applications at regional scale (MARS). *Advances in Water Resources* 31, 233–250.
- Lazure, P., Dumas, F., Vrignaud, C., 2008. Circulation on the Armorican shelf (Bay of Biscay) in autumn. *Journal of Marine Systems* 72, 218–237.

- Leendertse, J.J., 1970. A water quality simulation model for well-mixed estuaries and coastal seas. Principles of computations. The rand corporation, RM-6320-RC/1.
- León, L.F., Soulis, E.D., Kouwen, N., Farquhar, G.J., 2001. Nonpoint source pollution: a distributed water quality modeling approach. *Water Research* 35, 997–1007.
- Lomakine, C., 2005. Contribution des bassins versants aux pollutions des écosystèmes conchylicoles du Croisic et de Pen-Bé : approche par couplage d'un SIG avec un modèle agro-hydrologique. Doctoral Thesis, University of Nantes, 288pp.
- Marinov, D., Galbiati, L., Giordani, G., Viaroli, P., Norro, A., Bencivelli, S., Zaldivar, J.M., 2007. An integrated modelling approach for the management of clam farming in coastal lagoons. *Aquaculture* 269, 306–320.
- Ménesguen, A., Gohin, F., 2006. Observation and modelling of natural retention structures in the English Channel. *Journal of Marine Systems* 63, 244–256.
- Merceron, M., 1999. Marées vertes en Bretagne : état actuel des connaissances. *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral*, 49–60.
- Munafò, M., Cecchi, G., Baiocco, F., Mancini, L., 2005. River pollution from non-point sources: a new simplified method of assessment. *Journal of Environmental Management* 77, 93–98.
- Nash, J.E., Sutcliffe, J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models. *Journal of Hydrology* 10, 282–290.
- Nasr, A., Bruen, M., Jordan, P., Moles, R., Kiely, G., Byrne, P., 2007. A comparison of SWAT, HSPF and SHETRAN/GOPC for modelling phosphorus export from three catchments in Ireland. *Water Research* 41, 1065–1073.
- Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Williams, J.R., King, K.W., 2002. Soil and Water Assessment Tool, Theoretical document, version 2000. Blackland Research and Extension Center, Grassland, Soil and Water Research Laboratory, Texas, 506pp.
- Payraudeau, S., 2002. Modélisation distribuée des flux d'azote sur des petits bassins versants méditerranéens. Doctoral Thesis, Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et Forêts de Montpellier, 449pp.
- Piriou, J.Y., Ménesguen, A., 1992. Year Environmental factors controlling the *Ulva* sp. blooms in Brittany (France). *Marine eutrophication and population Dynamics*, 25th European Marine Biology Symposium, 111–115.
- Plus, M., La Jeunesse, I., Bouraoui, F., Zaldivar, J.M., Chapelle, A., Lazure, P., 2006. Modelling water discharges and nitrogen inputs into a Mediterranean lagoon. Impact on the primary production. *Ecological Modelling* 193, 69–89.
- Riou, P., Le Saux, J.C., Dumas, F., Caprais, M.P., Le Guyader, S.F., Pommepuy, M., 2007. Microbial impact of small tributaries on water and shellfish quality in shallow coastal areas. *Water Research* 41, 2774–2786.
- Romanowicz, A.A., Vanclooster, M., Rounsevell, M., La Jeunesse, I., 2005. Sensitivity of the SWAT model to the soil and land use data parametrisation: a case study in the Thyle catchment, Belgium. *Ecological Modelling* 187, 27–39.
- Salomon, J.C., Pommepuy, M., 1990. Mathematical model of bacterial contamination of the Morlaix estuary (France). *Water Research* 24, 983–994.
- Salomon, J.C., Breton, M., Pommepuy, M., 1991. Intérêt d'un modèle de transport dissous pour les rejets urbains en zone estuarienne, La mer et les rejets urbains, Bendor, IFREMER. *Actes de Colloques* 11, 191–204.

- Salvetti, R., Azzellino, A., Vismara, R., 2006. Diffuse source apportionment of the Po river eutrophying load to the Assessment of Lombardy contribution to Po river nutrient load apportionment by means of an integrated modelling approach. *Chemosphere* 65, 2168–2177.
- Sauvaget, P., David, E., Guedes Soares, C., 2000. Modelling tidal currents on the coast of Portugal. *Coastal Engineering* 40, 393–409.
- Sfriso, A., Pavoni, B., Marcomini, A., Orio, A.A., 1988. Annual variations of nutrients in the lagoon of Venice. *Marine Pollution Bulletin* 19, 54–60.
- Shepherd, B., Harper, D., Millington, A., 1999. Modelling catchment-scale nutrient transport to watercourses in the UK. *Hydrobiologia* 395-396, 227–237.
- Thompson, I.B., 1999. The role of artisan technology and indigenous knowledge transfer in the survival of a classic cultural landscape: the marais salants of Guérande, Loire-Atlantique, France. *Journal of Historical Geography* 25, 216–234.
- United Nations Environment Program, 1995. Global Program of Action for the Protection of the Marine Environment from Land-Based Activities, 61pp.
- Vaillant, M., Jouany, J.M., Devillers, J., 1995. A multicriteria estimation of the environmental risk of chemicals with the SIRIS method. *Toxicology Modelling* 1, 57–72.
- Van Liew, M.W., Arnold, J.G., Garbrecht, J.D., 2003. Hydrologic simulation on agricultural watersheds: choosing between two models. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers* 46, 1539–1551.

Annexe 3 : Article paru dans la revue *Les Cahiers Nantais* en 2008

LES CAHIERS NANTAIS

2008-1



RECHERCHE

Les rivières à seuils de l'Ouest : gestion et environnement
Modèle agro-hydrologique du bassin du Loc'h
Agro-industries et stratégies territoriales

ÉTUDES APPLIQUÉES

La parole habitante d'une résidence fermée à Carquefou
Les nouveaux habitants de Saffré et Vay
Modèle spatial commercial de Nantes Métropole



MISE EN PERSPECTIVE

André VIGARIÉ et l'estuaire de La Loire

RETOUR AUX FONDAMENTAUX

Genèse d'une polarité commerciale périphérique
à La Roche-sur-Yon

Revue semestrielle
de l'Institut de Géographie et d'Aménagement Régional de l'Université de Nantes (IGARUN)

Cahiers nantais, 2008-1

Mise en œuvre du modèle agro-hydrologique SWAT sur la partie amont du bassin versant du Loch : vers une modélisation du transfert des nutriments

Nicolas ROLLO

Géographe, Université de Nantes, Géolittomer LETG UMR 6554 CNRS
nicolas.rollo@univ-nantes.fr

Gildas LEVESQUE

Géomaticien, Syndicat Mixte du Loc'h et du Sal
gildas_levesque@yahoo.fr

Étienne CHAUEAU

Géographe, Université de Nantes, Géolittomer LETG UMR 6554 CNRS
etienne.chauveau@univ-nantes.fr

Marc ROBIN

Géographe, Université de Nantes, Géolittomer LETG UMR 6554 CNRS
marc.robin@univ-nantes.fr

Résumé Depuis plusieurs années, les acteurs du bassin versant de la rivière d'Auray sont confrontés à des problèmes récurrents de dégradation de la qualité des eaux du Loc'h. Plusieurs études ont montré que cette médiocre qualité est en grande partie imputable aux pollutions agricoles diffuses. L'objectif de ce travail est d'évaluer la faisabilité d'une modélisation agro-hydrologique de ce bassin versant afin de quantifier les phénomènes de pollution diffuse, d'apprécier leurs origines ainsi que leur distribution spatiale. Cette démarche a pour finalité d'aboutir à la constitution d'un outil opérationnel d'aide à la décision proposant des secteurs d'intervention prioritaires pour les actions de restauration de la qualité des eaux.

Mots-clés Hydrologie, Modélisation, Pollution diffuse, Bassin versant, SWAT, Morbihan.

Cette étude s'inscrit dans la continuité des travaux qui sont menés depuis 2005 entre l'Institut de Géographie et d'Aménagement Régional de l'Université de Nantes et le Syndicat Mixte du Loc'h et du Sal. Ce dernier, dont la principale mission est de reconquérir la qualité de l'eau en vue de l'alimentation en eau potable, dispose d'une large base de données issue des différentes actions entreprises depuis sa création en 1996 (contrats de bassin, contrat de restauration et d'entretien du cours d'eau, programme Bretagne Eau Pure, mise en place d'un Système d'Information Géographique). La finalité de cette démarche est d'aboutir à la modélisation des conditions météorologiques, agronomiques et pédologiques du bassin versant afin d'appréhender la pollution agricole diffuse dans sa globalité et surtout d'identifier des secteurs d'intervention prioritaires pour les actions de lutte contre la dégradation de la qualité des eaux.

Après la réalisation d'une étude préalable à la modélisation, dont le but était de caractériser l'activité agricole à l'échelle des bassins versants du Loc'h et du Sal à travers la spatialisation des données du Recensement Général Agricole, nous avons choisi d'évaluer la faisabilité de la mise en œuvre d'une modélisation des transferts de pollution sur les bassins versants du Loc'h et du Sal, compte tenu des données disponibles. Pour ce faire, nous avons choisi d'utiliser le modèle agro-hydrologique Soil and Water Assessment Tool (SWAT) développé par l'Agricultural Research Service de l'United State Department of Agriculture.

Afin de réaliser cette étude de faisabilité, et avant d'envisager une modélisation à l'échelle de l'ensemble des bassins versants du Loc'h et du Sal, il nous a paru judicieux d'appliquer le modèle sur un site restreint lors d'une année hydrologique afin, d'une part, de limiter la charge

Cahiers nantais, 2008-1

de travail, et, d'autre part, de pouvoir apporter d'éventuelles modifications avant d'étendre la zone d'étude. De même, nous nous sommes, dans un premier temps, concentrés sur la partie hydrologique du modèle. Ainsi, nous n'avons pas inclu les données relatives aux pratiques nécessaires à l'évaluation des transferts de nutriments réalisée dans une simulation complète qui intègre les paramètres physico-chimiques. L'intégration de ces pratiques est depuis en cours de réalisation dans le cadre d'une thèse effectuée au sein du laboratoire Géolittomer de l'UMR CNRS 6554 - LETG.

Contexte

Description de la zone d'étude

Présentation des bassins versants du Loc'h et du Sal

Situés dans le département du Morbihan, le Loc'h et le Sal constituent deux des principaux

cours d'eau alimentant le golfe du Morbihan (fig. 1). Ils se jettent tous les deux dans la rivière d'Auray. Les bassins versants de ces deux cours d'eau s'étendent sur environ 350 km² et regroupent environ 42 000 habitants répartis sur 24 communes.

Ce territoire est tourné vers par une polyculture associée à un élevage laitier et des élevages porcins et avicoles intensifs hors-sol. Ce dernier aspect explique que trois des six cantons qui se trouvent sur le bassin versant sont classés en Zone d'Excédent Structurel (ZES) au niveau de l'azote (>170 kg/ha potentiellement épendable).

Ce contexte agricole d'excédent en azote organique se répercute inévitablement sur la qualité des eaux du bassin versant. En effet, malgré les démarches engagées sur le bassin versant, qui ont permis d'améliorer la situation de façon notable, les concentrations en nitrates restent assez élevées. Sur la période 1996-2004, la

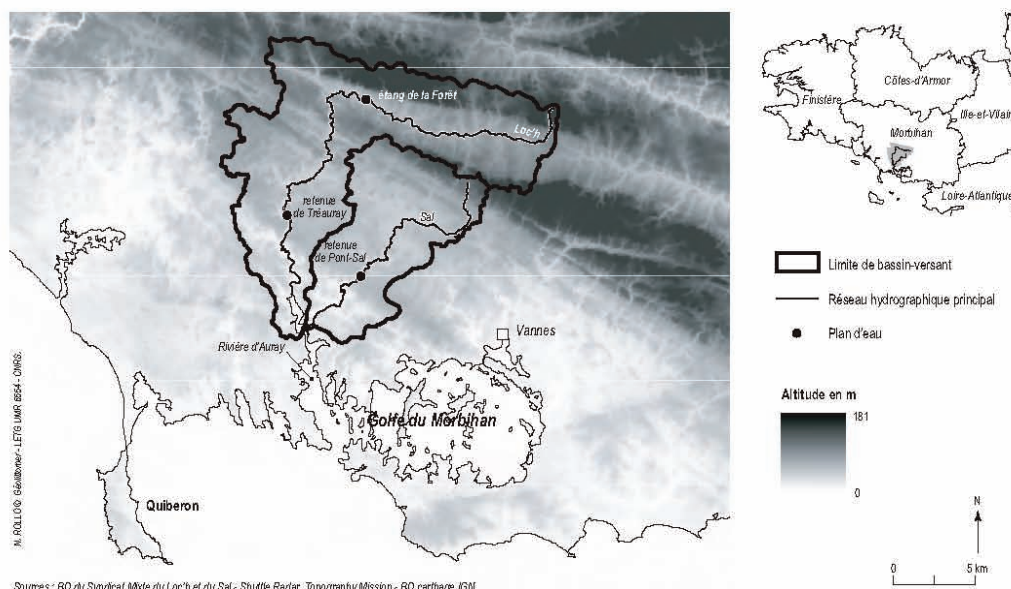


Fig. 1 : Bassins versants du Loc'h et du Sal

concentration moyenne observée à la station du Pont de Brech était de 30,5 mg/l (Lecointe et Viaud, 2005). Et bien que 99 % des prélèvements effectués sur cette période présentaient une concentration inférieure à 50 mg/l (limite de qualité des eaux destinées à la consommation humaine), seul un tiers se trouvait en deçà de 25 mg/l (valeur guide de l'OMS reprise par l'Union Européenne). De même, la DIREN Bretagne a estimé dans son rapport final d'évaluation du programme Bretagne Eau Pure (ISL et OREADE-BRECHE, 2006) que le Loc'h, avec un flux spécifique de nitrates de 36 kg/ha/an, se trouvait dans un état de dégradation moyen.

En ce qui concerne le phosphore, les concentrations observées à l'exutoire du bassin sont inférieures au seuil réglementaire de 0,7 mg/l. Néanmoins, le protocole de suivi actuel à pas de temps fixe ne permet pas d'appréhender les flux de phosphore dans leur globalité : les transferts sous forme particulaire lors d'épisodes de crue provenant de sources diffuses ne sont pas ou peu pris en compte. De plus, les problèmes d'eutrophisation et de « blooms algaux » que l'on rencontre en tête de bassin semblent indiquer un déséquilibre résultant d'un apport excessif de phosphates.

Les produits phytosanitaires représentent aussi une des causes de dégradation des eaux du Loc'h et du Sal. En effet, 15 % des prélèvements montrent une concentration supérieure à 0,5 µg/l, toutes molécules confondues (norme en vigueur). De plus, des molécules comme l'Isoproturon, le Diuron, l'Atrazine ou le Glyphosate ont été détectées à des concentrations bien supérieures à la norme (0,1 µg/l pour chaque substance active).

Enfin, l'état des lieux du bassin Loire-Bretagne réalisé en 2004 (Agence de l'eau Loire-Bretagne, 2004) a conclu que 46 % des masses d'eau du bassin versant du Loc'h et du Sal devront faire l'objet de délais et d'actions supplémentaires pour se conformer à la Directive Cadre sur l'Eau qui vise un « bon état écologique » des eaux souterraines, superficielles et côtières européennes pour 2015.

La reconquête de la qualité des eaux du Loc'h et du Sal représente donc un enjeu majeur pour les acteurs du bassin versant. Cette reconquête est d'autant plus essentielle que les deux réserves d'eau potable du bassin représentent environ 20 % de la production du Morbihan et alimentent un secteur à forte vocation touristique (Auray, Quiberon, Vannes...).

Par ailleurs, la rivière d'Auray, où se déversent les eaux des deux cours d'eau, constitue la principale rivière à alimenter le golfe du Morbihan. La médiocre qualité des eaux du Loc'h et du Sal menace donc, à terme, les richesses liées au patrimoine et aux usages du secteur (tourisme, conchyliculture...). Enfin, neuf communes situées à l'aval du bassin versant sont associées au projet de création du Parc Naturel Régional du golfe du Morbihan.

Choix du sous bassin versant expérimental

Après réflexion, nous avons choisi d'étudier la tête de bassin du Loc'h (fig. 2). Ce choix a été motivé, d'une part, par les constatations de l'étude du contexte agricole des bassins, dont les conclusions ont désigné ce secteur comme le principal contributeur à la dégradation de la qualité des eaux (principales aires d'élevage et d'épandage).

D'autre part, nous avons opté pour cette section afin de répondre au mieux aux nouvelles préoccupations du Syndicat Mixte. En effet, depuis plusieurs années, l'étang de la forêt, retenue située sur la section amont du Loc'h et classée à l'inventaire ZNIEFF (présence de la loutre d'Europe), est confronté à d'importantes proliférations de cyanobactéries qui entravent les activités nautiques et récréatives qui s'y déroulent. Ces proliférations cyanobactériennes récurrentes constituent un problème sanitaire préoccupant du fait, notamment, de la production de toxines par certaines espèces (Brient, 2005). De plus, cette retenue artificielle subit un envasement inquiétant.

À la lumière de ces divers éléments, nous avons donc décidé de tester la faisabilité de la mise en œuvre du modèle agro-hydrologique

Cahiers nantais, 2008-1

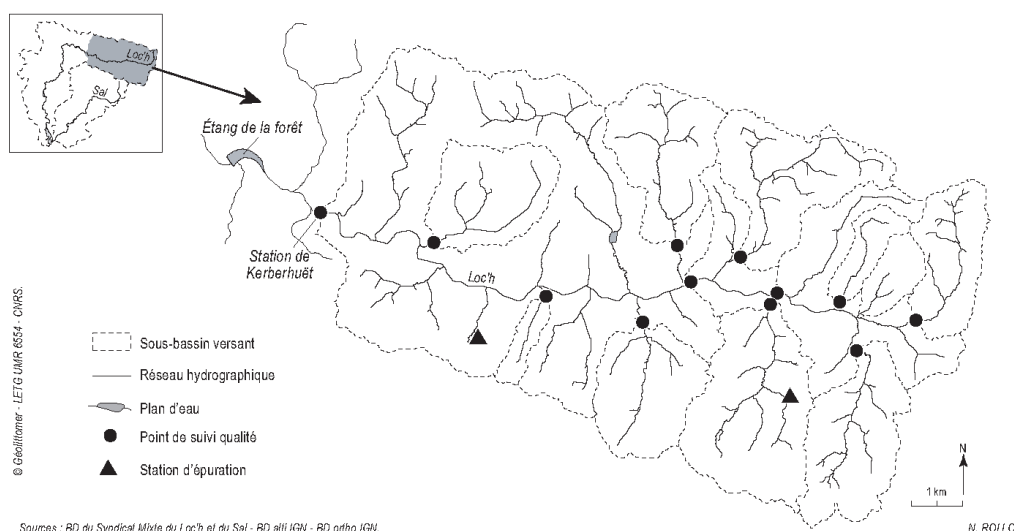


Fig. 2 : Bassin versant expérimental, section amont du Loc'h

SWAT, sur le Loc'h et le Sal, en prenant comme site d'expérimentation le bassin versant de l'étang de la forêt.

Ce bassin versant pilote, qui s'étend sur environ 7 800 ha, regroupe 4 700 habitants dispersés sur huit communes. Ce secteur présente les densités d'élevages les plus importantes du bassin versant du Loc'h. Ce dernier aspect explique que l'intégralité du bassin versant pilote soit classée en ZES au niveau de l'azote.

Modèle agro-hydrologique SWAT

Caractéristiques du modèle SWAT

SWAT est un modèle conceptuel à base physique distribué qui permet de simuler des bassins versants pouvant atteindre plusieurs milliers de km avec un pas de temps journalier. Ce modèle agro-hydrologique intègre le modèle SCSCN (Soil Conservation Service Curve Number) pour la partie hydrologique (Neitsch et al., 2002). L'objectif de ce modèle est de simuler l'impact des aménagements sur l'eau, les sédiments et la qualité (nutriments et pesticides) sur les bassins

versants non jaugés (Payraudeau, 2002). SWAT a, par ailleurs, été validé sur de nombreux bassins versants dans le monde (Michaud et al., 2006).

Ce modèle est téléchargeable gratuitement sur Internet et son code source est ouvert, ce qui constitue un atout non négligeable dans la perspective d'adaptation au contexte breton. La version de SWAT qui a été utilisée pour ce travail est couplée au logiciel SIG ArcView 3.2. Ce couplage a un double intérêt. En effet, l'utilisation d'un SIG permet à la fois de faciliter le prétraitement des données à intégrer au modèle, mais aussi de visualiser les résultats de la simulation.

La structure hydrologique du modèle SWAT reproduit le cycle de l'eau de manière simplifiée. La modélisation hydrologique s'effectue en deux temps. La phase hydrologique simule le ruissellement ainsi que l'exportation des sédiments et des éléments nutritifs vers le cours d'eau. La phase de transport en rivière caractérise, quant à elle, les transformations de ces éléments dans le réseau hydrographique du bassin jusqu'à son exutoire. Par ailleurs, SWAT permet

de modéliser les phénomènes hydrologiques dans les lacs, les retenues et les zones humides (Bioteau *et al.*, 2002).

Les processus actifs dans le sol simulés sont l'infiltration, l'évapotranspiration, le prélèvement par les végétaux, l'écoulement latéral et l'écoulement vers les horizons inférieurs (Levesque, 2003). Pour ce qui est de l'érosion hydrique, cette dernière est estimée avec l'équation universelle de perte de sol.

Afin de prendre en compte l'hétérogénéité du milieu, SWAT procède à un découpage de la zone d'étude en unités spatiales homogènes. Ces dernières, appelées HRU (Unités de Réponse Hydrologique), forment l'unité de base pour les calculs effectués par le modèle. Cette discrétisation spatiale en sous unités est le résultat de l'intersection des limites de sous bassins versants, avec les types de sol, et les différentes classes d'occupation. Une HRU est donc la combinaison d'un type de sol, d'un usage et d'un sous bassin versant. Chaque unité aura ainsi un comportement hydrologique propre et homogène. Lors d'une simulation, les flux sont estimés journalièrement pour chaque HRU. Ils sont ensuite sommés par sous bassin versant pour fournir une valeur globale à l'exutoire des différents bassins.

La mise en œuvre de SWAT requiert une centaine de fichiers afin de caractériser le site d'étude. Les données nécessaires à la modélisation peuvent être classées en différents types. Il faut tout d'abord renseigner la topographie du secteur (Modèle Numérique de Terrain (MNT), réseau hydrographique), la pédologie, l'occupation du sol, localiser les stations d'épuration (emplacements et rejets) et les stations hydrologiques (emplacements, débits, et suivis qualité des eaux). De même, il faut intégrer les données météorologiques journalières (précipitations, températures minimales et maximales, humidité relative, rayonnement solaire et vitesse du vent). Enfin, la partie agronomique du modèle nécessite de renseigner différents paramètres (dates des semis et des récoltes, apports de nutriments, travail du sol et rotations culturales).

Étapes de mise en œuvre du modèle

La mise en œuvre du modèle agro-hydrologique SWAT s'effectue en six étapes (Di Luzio *et al.*, 2002) :

- *La délimitation des sous bassins versants.* C'est lors de cette étape que le MNT est corrigé (suppression des anomalies de drainage) et que le réseau hydrographique est extrait.

- *La définition des HRU.* Cette phase consiste à combiner les sous bassins versants, déterminés lors de l'étape précédente, avec la pédologie et les données d'occupation du sol.

- *L'édition des données en entrée* tels que les paramètres météorologiques (pluviométrie, températures minimum et maximum, rayonnement solaire, humidité relative, vitesse du vent et localisation des stations) ou les coefficients d'évaporation. Il est aussi nécessaire de constituer des scénarios afin de caractériser les pratiques agricoles et urbaines.

- *L'exécution du modèle.* Lors du lancement de la simulation, SWAT permet de choisir différentes méthodes de calcul de l'évaporation, le pas de temps de simulation (journalier, mensuel ou annuel) ou même la prise en compte des capacités d'épuration des zones humides.

- *La calibration du modèle.* Cette étape, destinée à valider la simulation, consiste à ajuster certains paramètres de calcul afin d'obtenir une meilleure corrélation entre les données observées et les données simulées par le modèle. Les paramètres à réajuster sont notamment les pratiques agricoles, les coefficients de ruissellement, de percolation de l'azote et d'évaporation, le débit d'étiage, la largeur et la profondeur moyenne des cours d'eau, et les effets de la nappe saturée (Lomakine, 2005).

- *L'analyse des résultats de la simulation* à l'aide de cartes et de diagrammes. Ces résultats concernent les débits et les flux des différents paramètres physico-chimiques. Ces derniers sont disponibles à l'échelle des bassins versants (transport par le ruissellement en kg/ha/unité de temps) et pour chaque section de cours d'eau (flux transportés par le cours d'eau en kg/unité de temps).

*Cahiers nantais, 2008-1***Méthode*****Traitement des données brutes***

L'hydrographie de surface utilisée lors de la modélisation provient de la base de données du Syndicat Mixte du Loc'h et du Sal. Ce réseau hydrographique est dérivé de l'analyse de la BD ortho de l'IGN et de relevés de terrain. Les 13 points de suivi de la qualité des eaux présents sur le bassin versant pilote ont été positionnés par GPS. Associée à ces stations de suivi, nous disposons d'une base de données de prélèvements d'une dizaine d'années. Pour ce qui est des mesures hydrométriques, les débits moyens journaliers observés à la station du Pont de Brech sont archivés depuis le 1^{er} janvier 1990.

Le MNT utilisé est la BD alti de l'IGN. Sa résolution étant de 50 m, nous avons procédé à une interpolation afin d'affiner la maille de ce fichier raster.

Aucune étude pédologique n'ayant été menée à ce jour sur le secteur d'étude, nous avons fait appel à une agro-pédologue de la Chambre d'Agriculture du Morbihan. Sur ses recommandations, nous avons effectué un recoupement entre les contours des substrats géologiques, la classification des pentes et les limites des zones humides afin d'évaluer les contours pédologiques du secteur. Cette intersection a abouti à la constitution de 18 classes de sol. La table attributaire de chacune de ces classes a ensuite été renseignée (profondeur, réserve utile, conductivité hydraulique, pourcentages de limons, d'argiles, de sable, de matières organiques...).

Afin de déterminer l'occupation du sol du bassin versant pilote, nous avons effectué une photo-interprétation de la BD ortho de l'IGN. La réalisation de cette couche a nécessité la numérisation de plus de 4 000 objets. Chaque parcelle culturale a ensuite été renseignée par l'analyse des ortho-photos et par des relevés de terrain. Enfin, les différents usages déterminés ont été mis en relation avec les classes d'occupation du sol de la base de données interne de SWAT.

Les données climatiques intégrées au modèle ont été commandées auprès de Météo-France. Elles proviennent des stations d'Auray, Vannes-

Séné et Sarzeau. Comme nous souhaitons nous concentrer sur la partie hydrologique du modèle, les paramètres relatifs aux usages décrivant les pratiques agricoles et les rejets des stations d'épuration n'ont pas été intégrés au modèle.

Mise en œuvre du modèle

Une fois le traitement des données brutes finalisé, nous avons procédé à la mise en œuvre du modèle. Comme exposé dans la caractérisation de SWAT, l'exécution du modèle exige d'effectuer certaines opérations préalables. Ces étapes concernent notamment la délimitation des bassins versants nécessaire à la définition des HRU qui serviront de référence spatiale pour les calculs de SWAT. Ces opérations nécessitent d'intégrer les données relatives à la topographie, la pédologie et l'occupation du sol présentées dans le point précédent. De même avant de lancer la simulation, il nous a fallu éditer les tables contenant les données en entrée afin de les intégrer à la base de données interne du modèle. Une fois ces trois opérations réalisées, nous avons procédé à l'exécution du modèle en choisissant les paramètres de calcul par défaut afin de tester la simulation.

Calibration du modèle

Les résultats de la simulation préliminaire avec les paramètres de calcul par défaut nous ont amenés à procéder à une calibration du modèle hydrologique. En effet, l'importance des pointes estivales de débit simulé invitait, par exemple, à reconsidérer la méthode de calcul de l'évapo-transpiration. Le calcul utilisé par défaut était celui de la méthode Hargreaves. Cette méthode détermine l'évapo-transpiration uniquement avec les données de précipitations et de températures. Après avoir testé différentes méthodes, nous avons opté pour la méthode Penman-Monteith. Ce calcul qui intègre les valeurs d'éclairement solaire, de vitesse du vent et d'humidité relative semble être le plus adapté aux conditions du Loc'h.

De même, afin d'obtenir une meilleure adéquation entre les débits réels et les débits calculés par le modèle, nous avons réajusté d'autres

paramètres de calcul tels que les coefficients de ruissellement, l'estimation des débits d'étiage ou les effets de la nappe saturée.

Résultats préliminaires

Caractérisation des sous bassins versants

Les premiers résultats que l'on peut tirer de la simulation que nous avons effectuée concernent la caractérisation des bassins versants élémentaires. En effet, au fur et à mesure des étapes de la simulation, SWAT édite des rapports sur la topographie, les usages, la pédologie et les HRU à l'échelle des sous-bassins versants.

Modélisation des écoulements

Simulation des débits

Les principaux résultats de l'étude concernent, bien évidemment, la simulation des débits. Ceux-ci ont été simulés au débouché de chacun des sous-bassins versants et à l'exutoire du bassin versant d'étude. Afin d'évaluer la fiabilité de la simulation, nous avons comparé les débits simulés par SWAT avec les débits observés à l'exutoire du secteur pilote.

La simulation a été réalisée sur l'année hydrologique 2003-2004, mais n'ayant pas pris en compte la rotation des cultures, nous n'avons pu comparer les débits que sur la période comprise entre Avril et Juin, période correspondant à l'occupation du sol intégrée au modèle.

L'analyse comparative des débits simulés avec les débits observés sur cette période révèle une assez bonne adéquation (fig. 3). En effet, le coefficient r de corrélation linéaire entre les deux jeux de données est de 0,93. De même, le critère de Nash-Sutcliffe (Nash et Sutcliffe, 1970) (cf. formule ci-dessous), qui mesure lui aussi la liaison entre les deux séries statistiques, est de 0,83 (soit 83 % des débits simulés sont semblables aux débits observés).

$$NASH = 1 - ((Q_o - Q_c) / (Q_o - Q_m))$$

Q_o = débits observés

Q_c = débits calculés à l'aide du modèle

Q_m = moyenne des débits observés (Q_o)

Simulation des flux de sédiments

Les données intégrées au modèle pour effectuer la simulation hydrologique nous ont permis

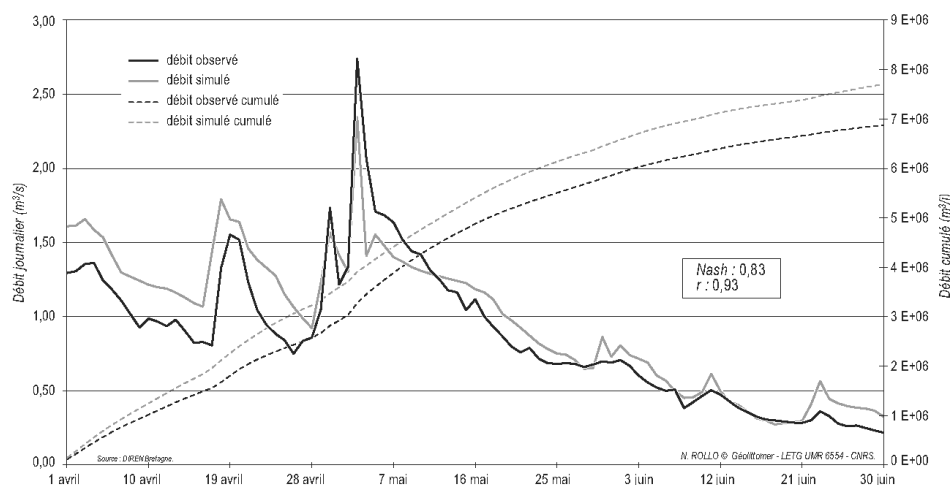


Fig. 3 : Hydrogramme des débits simulés / débits observés à la station de Kerberhuët (avril - juin 2004)

Cahiers nantais, 2008-1

d'estimer les flux de sédiments sur les différents sous-bassins versants élémentaires. Cette donnée s'avère très intéressante pour la thématique de l'envasement de l'étang de la forêt, notamment pour déterminer l'origine des sédiments impliqués. Néanmoins, la configuration actuelle du réseau de suivi ne nous permet pas de valider les concentrations en matières solides simulées par le modèle.

Discussion et Perspectives

Intérêts et limites du modèle SWAT

Le principal avantage de SWAT est sa rapidité de calcul qui tient notamment à l'utilisation de fonctions empiriques pour la partie hydrologique du modèle. De même, la base de données agricole de SWAT offre une large gamme de paramètres, facilitant ainsi la mise en œuvre du modèle.

Néanmoins, ces nombreux paramètres ont été prédéfinis pour une utilisation dans les conditions Nord-américaines et nécessitent donc des modifications pour s'adapter au contexte breton, et plus largement, européen. Cet élément induit donc la création de nombreuses données et une inflation du nombre de paramètres à manipuler, complexifiant ainsi la mise en œuvre du modèle.

Perspectives de recherche

Intégration des pratiques

Le calage du modèle hydrologique ayant été effectué, il est désormais nécessaire d'intégrer les données relatives aux pratiques agricoles pour procéder à l'étude des apports (simulation des paramètres physico-chimiques). Ces données seront déterminées à l'aide des renseignements obtenus dans le cadre des Engagements de Progrès Agronomique (EPA) qui ont été signés avec 98 chefs d'exploitation des bassins versants du Loc'h et du Sal. Le principe de ces contrats est, qu'en contrepartie d'aides financières, les exploitants agricoles fournissent un certain nombre d'informations aux acteurs locaux.

De même, il est maintenant envisageable d'intégrer les rejets des stations d'épuration fournis par la Saur pour les deux stations présentes sur

le bassin versant pilote. Il sera, par contre, peut-être nécessaire d'effectuer des réajustements du comportement hydrologique et de recalibrer certains paramètres (percolation de l'azote...) à la suite de l'intégration des données relatives aux pratiques (calibration finale).

Extension du champ spatial d'investigation

Ce travail ayant démontré la faisabilité d'une mise en œuvre de la partie hydrologique du modèle SWAT sur la partie amont du bassin du Loc'h, une fois cette modélisation terminée, il serait envisageable d'étendre la démarche à l'ensemble des bassins versants du Loc'h et du Sal, voire même à l'ensemble du bassin versant de la rivière d'Auray. L'extension de l'approche permettrait de quantifier les phénomènes de pollution diffuse et d'apprécier leurs origines ainsi que leur distribution spatiale à l'échelle de cet ensemble hydrologique.

De plus, la modélisation agro-hydrologique de l'ensemble du bassin versant de la rivière d'Auray rendrait possible l'intégration des données en sortie de SWAT au modèle hydrodynamique marin MARS-2D, élaboré par l'Ifremer et utilisé depuis plusieurs années dans les zones côtières et estuariennes. Ce couplage permettrait à la fois d'appréhender le devenir des différents polluants dans le milieu marin (phénomènes de dilution et de dispersion) et d'évaluer la contribution des bassins versants aux pollutions des écosystèmes conchylicoles de la rivière d'Auray et, plus largement, du Golfe du Morbihan (Rollo et al., 2006).

Conclusion

Bien qu'il reste inachevé pour le moment, ce travail de modélisation agro-hydrologique de la section amont du bassin versant du Loc'h a démontré que les données dont dispose le Syndicat Mixte du Loc'h et du Sal sont suffisantes pour envisager une modélisation agro-environnementale de l'ensemble des bassins versants du Loc'h et du Sal.

Bien entendu, afin de finaliser et de valider la simulation, il est nécessaire de réaliser la simulation des apports en procédant à l'intégration

des données relatives aux pratiques agricoles et aux rejets urbains. Une fois cette étape finalisée, la modélisation mise en œuvre constituera un outil opérationnel d'aide à la décision pour les acteurs de l'eau du secteur. En effet, cette démarche permettra de localiser de façon précise les origines des apports de phosphore responsables des proliférations de cyanobactéries de l'étang de la forêt et favorisera l'élaboration d'actions destinées à améliorer la qualité des eaux afin d'assurer la pérennité de l'ensemble des usages. Par ailleurs, cet outil permettra, à travers ses rendus cartographiques, de transmettre les informations vers les usagers et ainsi de sensibiliser les différents acteurs en exposant le rôle de chacun. Par ailleurs, comme nous avons pu le voir, la mise en évidence de la faisabilité d'une modélisation agro-environnementale offre de nombreuses perspectives en terme de recherche et de gestion à l'échelle des bassins versants du Loc'h et du Sal, mais aussi à l'échelle de l'ensemble hydrologique du Golfe du Morbihan.

Enfin, cette étude souligne la richesse des potentialités offertes par la coopération entre la sphère universitaire et la sphère politique et opérationnelle oeuvrant dans l'aménagement durable des territoires. En l'occurrence, les contraintes qu'impose dès aujourd'hui l'application de la Directive Cadre sur l'Eau interpellent tous les acteurs de l'aménagement en charge ou concernés par les enjeux environnementaux de leurs territoires.

Bibliographie

- AGENCE DE L'EAU LOIRE-BRETAGNE, 2004. *État des lieux du bassin Loire-Bretagne*. Vol. 1 : caractérisation du bassin et registre des zones protégées ; Vol. 2 : cartes et annuaires, 429 p.
- BIOTEAU T., BORDENAVE P., LAURENT F., RUELLAND D., 2002. Évaluation 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*, n° 32, pp. 3-16.
- BRIENT L., 2005. *Caractérisation du phytoplancton de l'étang de la forêt*. UMR 6553 Ecobio, Université de Rennes I, 8 p.
- DI LUZIO M., SRINIVASAN R., ARNOLD J.G., NEITSCH S.L., 2002. *ArcView interface for SWAT 2000, user's guide*. Grassland Soil and Water Research Laboratory and USDA Agricultural Research Service, Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station, 351 p.
- ISL, OREADE-BRECHE, 2006. *Évaluation du programme Bretagne Eau Pure, Période 2000-2006*. Rapport DIREN Bretagne, 114 p.
- LECOINTES S., VIAUD V., 2005. *Qualité de l'eau dans les bassins versants bretons, étude de l'évolution des paramètres nitrates de quatre bassins versants Bretagne Eau Pure*. Rapport DIREN Bretagne, 120 p.
- LEVESQUE G., 2003. *Mise en œuvre du modèle SWAT sur le bassin versant de la rivière aux brochets*. Mémoire de DESS, Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement - Québec, Université et École Nationale d'Ingénieurs de Saint-Étienne, 99 p.
- LOMAKINE C., 2005. *Contribution des bassins versants aux pollutions des écosystèmes conchylicoles du Croisic et de Pen-Bé : approche par couplage d'un SIG avec un modèle agro-hydrologique*. Thèse, Université de Nantes, 288 p.
- MICHAUD A., DESLANDES J., BEAUDIN I. et al., 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*. Rapport final, Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement - Québec, 117 p.
- NASH J.E., SUTCLIFFE J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models - Part I : a discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10, pp. 282-290.
- NEITSCH S.L., ARNOLD J.G., KINIRY J.R., WILLIAMS J.R., KING K.W., 2002. *Soil and Water Assessment Tool, theoretical documentation, version 2002*. Grassland Soil and Water Research Laboratory and USDA Agricultural Research Service, Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station, 506 p.

Cahiers nantais, 2008-1

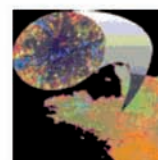
PAYRAUDEAU S., 2002. *Modélisation distribuée des flux d'azote sur des petits bassins versants méditerranéens*. Thèse, École Nationale du Génie Rural, des Eaux et Forêts de Montpellier, 449 p.

ROLLO N., ROBIN M., LEVESQUE G., CHAUVÉAU É., 2006. *Mise en place d'une démarche de modélisation agro-hydrologique dans les bassins versants du Loc'h et du Sal : vers une meilleure prise en compte de la qualité des eaux du Golfe du Morbihan*. Congrès International « Les environnements côtiers », 6 et 7 septembre 2006, Vannes - Golfe du Morbihan.

Annexe 4 : Article paru dans les Actes du XXIII^{ème} colloque de l'Association Internationale de Climatologie : Risques et changement climatique en 2010



XXIII^e COLLOQUE DE L'ASSOCIATION INTERNATIONALE DE CLIMATOLOGIE



COSTEL - LETG
UMR 6554 CNRS

RISQUES ET CHANGEMENT CLIMATIQUE

COMITE D'ORGANISATION

Vincent DUBREUIL
Hervé QUÉNOL
Jean - Pierre MARCHAND
Marie-France MONNERAIS
Roselyne GRELET
Gérard BELTRANDO

Oliver PLANCHON
Valérie BONNARDOT
Hervé REGNAULD
Michel MARTIN (Météo-France)
Hervé NICOLAS (INRA)
Alain Hervé LE GALL (CAREN)

EDITEURS SCIENTIFIQUES

Vincent DUBREUIL, Olivier PLANCHON, Hervé QUENOL et Valérie BONNARDOT

PARTENAIRES



23^{ème} Colloque de l'Association Internationale de Climatologie, Rennes 2010

APPORTS DE LA MICROCLIMATOLOGIE À L'IMPLEMENTATION D'UN MODÈLE DE BASSIN VERSANT EN ZONE CÔTIÈRE

ROLLO N.¹ et QUENOL H.²

¹ Laboratoire Géolittomer, LETG UMR 6554 – CNRS, Université de Nantes, Château du tertre, BP 81227, 44312 NANTES Cedex, France. nicolas.rollo@univ-nantes.fr

² COSTEL - LETG (UMR 6554 CNRS), Université Européenne de Bretagne, Rennes 2, Place du Recteur H. Le Moal, 35043 Rennes Cedex, France. herve.quenol@univ-rennes2.fr

Résumé : Dans le cadre de l'implémentation du modèle Soil and Water Assessment Tool (SWAT) sur le bassin versant de la rivière d'Auray, une méthode d'interpolation des précipitations a été testée. L'objectif de cette approche est de prendre en compte la variabilité spatiale de ce paramètre dans la modélisation. Cet article introduit tout d'abord le cadre de cette étude relative à l'estimation de la contribution des bassins versants à la contamination des eaux de la rivière d'Auray. Les modalités d'intégration des paramètres climatiques au modèle SWAT ainsi que la méthode d'interpolation utilisée sont ensuite décrits. Enfin, un comparatif entre une simulation mise en œuvre à partir de cette méthode et une seconde réalisée sur la seule base des stations météorologiques disponibles est présenté.

Mots-clés : Modélisation, bassin versant, hydrométéorologie, zone côtière.

Abstract: Relevance of microclimatology to implement a watershed model in coastal area

Within the framework of the implementation of the Soil and Water Assessment Tool model in the Auray River watershed, an interpolation method for precipitations was tested. The aim of this approach was to take precipitation spatial variability into account in the modelling process. This paper firstly introduces the framework of the study carried out to assess the watersheds contribution to local coastal waters contamination. Then, the integration processes of the weather parameters into the SWAT model and the interpolation method used are detailed. Results present a comparison between a simulation implemented with this method and another one based on the use of an existing weather station network.

Keywords: Modelling, watershed, hydrometeorology, coastal zone.

Introduction

L'implémentation d'un modèle de bassin versant requiert de renseigner de nombreux paramètres afin d'aboutir à une représentation fine des conditions locales. Parmi l'ensemble des données en entrée, les variables climatiques sont très certainement les paramètres qui conditionnent le plus la fiabilité des simulations obtenues. Néanmoins, les réseaux de stations météorologiques existants sont souvent trop éparés pour appréhender de manière fine les conditions climatiques locales. Cet aspect est d'autant plus vrai lors de l'utilisation de modèles nécessitant l'intégration de variables telles que l'humidité relative ou le rayonnement solaire ce qui limite très fortement le nombre de stations disponibles. De nombreuses méthodes d'interpolation ont été élaborées afin de pallier cette lacune. Dans le cadre de l'implémentation du modèle Soil and Water Assessment Tool (SWAT) sur le bassin versant de la rivière d'Auray, une approche d'interpolation des précipitations, paramètre central de la simulation des débits, a été mise en œuvre afin d'affiner les résultats du modèle. Cet article se propose d'introduire le cadre de cette étude, de préciser les modalités d'intégration des paramètres climatiques au modèle SWAT et de faire un comparatif entre une simulation mise en œuvre à partir de cette méthode d'interpolation et une seconde réalisée sur la seule base des stations météorologiques disponibles.

1. Démarche de modélisation du bassin versant de la rivière d'Auray

Une étude relative à l'évaluation de la contribution des bassins versants à la contamination des eaux de la rivière d'Auray est actuellement menée en partenariat entre le Syndicat Mixte du Loc'h et du Sal et le Laboratoire Géolittomer. Dans le cadre de cette démarche le modèle SWAT a été implémenté sur le secteur afin d'étudier la dynamique des transferts au sein du bassin et d'estimer les flux de façon continue. De plus, les simulations réalisées à l'aide de cet

Rollo N. et Quénel H.

outil permettent d'identifier les secteurs les plus contributifs et donc de désigner des secteurs d'intervention prioritaires pour les actions de reconquête de la qualité des eaux du secteur.

1.1. Description de la zone d'étude

Située en Bretagne Sud, la rivière d'Auray est formée par la confluence du Loc'h et du Sal (Fig. 1). Son bassin versant qui s'étend sur 380 km² est dominé par une polyculture associée à un élevage laitier et des élevages porcins et avicoles intensifs. Ce dernier aspect explique que trois des six cantons se trouvant sur le bassin versant soient classés en Zone d'Excédent Structurel au niveau de l'azote. Ce contexte agricole d'excédent en azote organique se répercute inévitablement sur la qualité des eaux du bassin versant. En effet, sur la période 1996-2004, la concentration moyenne observée à la station de référence du Pont de Brech, située à l'amont de la retenue de Tréauray, était de 30,5 mg/l. Et bien que 99 % des prélèvements effectués sur cette période présentaient une concentration inférieure à 50 mg/l (limite de qualité des eaux destinées à la consommation humaine), seul un tiers se trouvait en deçà de 25 mg/l (valeur guide de l'OMS). Concernant le phosphore, les concentrations observées à l'exutoire du bassin sont inférieures au seuil réglementaire de 0,7 mg/l. Néanmoins, le protocole de suivi actuel ne permet pas d'appréhender les flux de phosphore dans leur globalité : les transferts sous forme particulaire lors d'épisodes de crue ne sont pas ou peu pris en compte. De plus, les problèmes d'eutrophisation et de blooms algaux en tête de bassin semblent indiquer un déséquilibre résultant probablement d'apports excessifs. En effet, la concentration moyenne des prélèvements effectués sur la section amont du Loc'h s'établit à 0,85 mg/l. Les produits phytosanitaires représentent également une des causes de dégradation des eaux du secteur. En effet, 15 % des prélèvements présentent une concentration supérieure à 0,5 µg/l, toutes molécules confondues (norme en vigueur).



Figure 1 : Localisation et configuration du bassin versant de la rivière d'Auray

L'état des lieux du bassin Loire-Bretagne réalisé en 2004 a conclu que 46 % des masses d'eau du bassin versant devraient faire l'objet de délais et d'actions supplémentaires pour se conformer à la Directive Cadre sur l'Eau qui vise un « bon état écologique » des eaux souterraines, superficielles et côtières européennes pour 2015. La reconquête de la qualité des eaux du bassin représente donc un enjeu majeur pour les acteurs locaux. Cette reconquête est d'autant plus essentielle que les deux réserves d'eau potable du bassin (retenues de Tréauray et de Pont-Sal) représentent 20 % de la production du Morbihan et alimentent un secteur à forte vocation touristique (Auray, Quiberon, Vannes). Par ailleurs, la rivière d'Auray est le principal hydrosystème à alimenter le Golfe du Morbihan. Ainsi, la médiocre qualité de ses eaux menace à terme les richesses liées au patrimoine et aux usages du secteur en lien étroit avec les activités touristiques et conchylicoles.

1.2. Présentation du modèle SWAT

SWAT est un modèle de bassin versant semi-distribué à base physique. Ce modèle a été développé par l'Agricultural Research Service (ARS) de l'United State Department of Agriculture afin de simuler en continu les flux d'eau, de sédiments, de nutriments, de pesticides et de bactéries au sein de bassins versants hétérogènes (Di Luzio *et al.*, 2002). Son développement s'inscrit dans la continuité des travaux de modélisation menés par l'ARS. SWAT intègre ainsi les algorithmes de nombreux modèles conçus antérieurement par ce service (Neitsch *et al.*, 2002). Bien qu'il ait été créé pour des conditions nord-américaines, SWAT a été implémenté et validé sur de nombreux bassins versants à travers le monde, et notamment en Europe (Gassman *et al.*, 2007).

La structure hydrologique du modèle SWAT reproduit le cycle de l'eau de manière simplifiée. La modélisation hydrologique s'effectue en deux phases. La première correspond à la fonction de production et simule le ruissellement sur les versants ainsi que l'exportation des sédiments et des éléments nutritifs vers le cours d'eau. La seconde correspond à la fonction de transfert qui caractérise le transport et la transformation de ces différents éléments au sein du réseau hydrographique. Afin de prendre en compte l'hétérogénéité du milieu, SWAT procède à un découpage de la zone d'étude en unités spatiales homogènes. Ces dernières, appelées Unités de Réponse Hydrologique (URH), résultent de la combinaison des limites de sous bassins versants, avec les unités pédologiques, et les différentes postes d'occupation du sol. Ces URH, qui sont envisagées comme un espace ayant un comportement hydrologique propre et homogène, forment l'unité spatiale de référence pour les calculs effectués par le modèle. Ainsi, lors d'une simulation, les flux sont estimés quotidiennement pour chaque unité. Ils sont ensuite sommés afin de fournir une valeur globale à l'exutoire des différents sous bassins versants. L'implémentation du modèle SWAT requiert de nombreux fichiers en entrée afin de caractériser le site d'étude. Les principaux fichiers à renseigner lors d'une simulation concernent la topographie, l'hydrographie, la pédologie, l'occupation du sol et la météorologie. De même, il est nécessaire d'intégrer différents paramètres liés aux rejets des stations d'épuration et aux pratiques agronomiques (rotations culturales, itinéraires techniques, épandages). Enfin, il est essentiel de disposer de séries de mesures issues du suivi des débits et de la qualité de l'eau afin de procéder à la calibration du modèle.

2. Approche méthodologique

2.1. Principes d'intégration des paramètres climatiques au modèle

La partie climatique du modèle SWAT nécessite de renseigner différents paramètres tels que la pluviométrie, les températures, la vitesse du vent, l'humidité relative et le rayonnement solaire. Lors d'une simulation, SWAT affecte les paramètres de la station météorologique la plus proche à chaque sous bassin versant. Néanmoins, dans le cas de conditions

Rollo N. et Quénot H.

environnementales contrastées, la station la plus proche n'est pas nécessairement la plus représentative des conditions du sous bassin versant. Une procédure élémentaire consiste à créer des stations fictives aux centres des différents sous bassins versants et de leurs attribuer les paramètres de la station considérée comme la plus représentative. Cette approche empirique peut s'avérer utile pour des paramètres peu fluctuants ou du moins « secondaires » dans le cadre d'une modélisation hydrologique. Toutefois elle n'apparaît pas satisfaisante dans le cas de paramètres majeurs, tels que les précipitations, caractérisées par une grande variabilité spatiale.

Ainsi, dans le cadre de l'implémentation du modèle SWAT sur le bassin versant de la rivière d'Auray, deux méthodes sont conjointement utilisées. Seulement deux stations météorologiques localisées sur le secteur disposent de l'ensemble des paramètres requis pour la modélisation. Ces stations implantées respectivement en zone littorale et dans les terres, permettent néanmoins d'avoir une représentation fiable des conditions climatiques des deux principales entités du bassin versant pour les paramètres présentant une faible variabilité spatiale et dont les impacts sur les simulations restent modérés. Concernant les précipitations, leur importante variabilité (écart type de 107,3 pour une moyenne annuelle de 918,4 mm) nous a poussés à envisager une méthode alternative. En conséquence, une méthode d'interpolation basée sur une régression multiple a été mise en œuvre à partir du réseau de stations existant (Joly *et al.*, 2009).

2.2. Interpolation des précipitations par régression multiple

Afin d'estimer les précipitations au sein de chacun des sous bassins versants, deux types de données ont été collectées. Les premières correspondent aux valeurs pluviométriques issues des stations météorologiques du secteur. Parallèlement à ces données, différents paramètres caractérisant les conditions environnementales de ces stations ont été intégrés à un Système d'Information Géographique. Ces paramètres ont ensuite été utilisés afin d'élaborer des variables susceptibles d'impacter les précipitations. Différents paramètres représentant l'environnement des stations locales ont ainsi été répertoriés ou reconstitués à partir d'informations de base. Ces variables concernent notamment la latitude, la longitude, l'altitude, la pente ainsi que leur orientation, la rugosité topographique, l'encaissement (ou la surélévation), l'illumination théorique, la distance à la forêt la plus proche et à l'océan. Ces différentes informations ont été dérivées du Modèle Numérique de Terrain distribué par l'Institut Géographique National à un pas de 50 m, et d'une carte d'occupation du sol issue du traitement d'images SPOT.

Dans un premier temps, la corrélation entre la moyenne mensuelle des valeurs pluviométriques et les dix variables susceptibles de les expliquer a été calculée à l'aide d'une régression simple. A partir de ces coefficients de corrélation, les prédicteurs significatifs ont été identifiés pour chaque mois. Ainsi, nous avons pu sélectionner mois par mois les régresseurs à intégrer au modèle de variation spatiale des précipitations. L'influence des variables étant relativement fluctuante selon les mois, un modèle basé sur l'articulation de trois ou quatre variables significatives a été défini pour chacun des mois de l'année. Néanmoins, quatre variables semblent primer dans l'explication des précipitations et de leur variabilité spatiale. Il s'agit de l'altitude, la pente, la rugosité topographique et la distance à l'océan. A titre d'exemple, le Tableau 1 présente les coefficients de Bravais-Pearson liant les dix variables présélectionnées aux précipitations annuelles.

Tableau 1 : Coefficients de Bravais-Pearson entre les précipitations annuelles et les variables explicatives

Latitude	Longitude	Altitude	Pente	Orientation	Rugosité	Encaissement	Illumination	Distance à l'océan	Distance à la forêt
0,35	0,08	0,46	0,53	0,18	0,40	-0,13	0,03	0,47	-0,35

3. Résultats et discussion

3.1. Interpolation des précipitations

Afin d'évaluer l'efficacité du modèle de variation spatiale des précipitations, une validation croisée a été réalisée (Stone, 1974). Les calculs de régression sont ainsi effectués en retirant une station de la série. Cette procédure est répétée pour chacune des stations. Cette méthode, qualifiée de « Leave one out » permet d'obtenir une série de valeurs théoriques qui vont ensuite être comparées aux mesures afin de déterminer les écarts d'estimation et d'étudier la fréquence des résidus. Ainsi, les résidus < -20 mm ou > 20 mm ont une fréquence de 6,7 %. Néanmoins, les faibles résidus (compris entre -10 et +10 mm) caractérisent 74,2 % de l'effectif. La Figure 3a permet d'appréhender la répartition de ces résidus selon six classes.

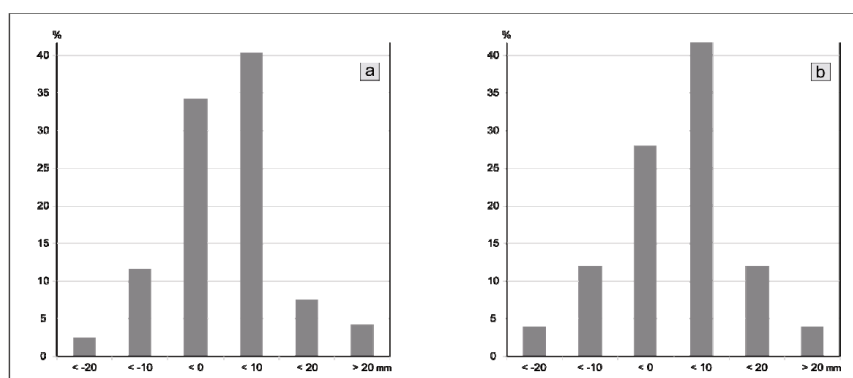


Figure 2 : Fréquence des résidus selon six classes : (a) validation croisée, (b) série indépendante

Afin de compléter l'évaluation de l'interpolation et de vérifier son adéquation avec les conditions locales, un réseau de stations complémentaires a été implanté sur le bassin versant au cours de l'année 2009. Les mesures provenant de ces stations ont permis de disposer d'un jeu de données indépendant que nous avons pu comparer avec les estimations pluviométriques issues des régressions. Comme précédemment, l'analyse des résidus confirme que l'interpolation produit des résultats relativement satisfaisants (Fig. 2b).

3.2. Simulation des débits

Une fois validées, les données issues des régressions ont été intégrées au modèle SWAT afin d'évaluer si l'utilisation de cette interpolation des précipitations permettait d'affiner les prédictions du modèle. Afin de réaliser ce test, un sous bassin versant de 78 km², situé en tête de bassin et correspondant à l'aire d'alimentation de l'étang de la forêt a été sélectionné comme site pilote. Deux simulations, couvrant la période 2000-2005, ont été implémentées à un pas de temps mensuel. Lors de la première simulation, seules les données issues du réseau de stations météorologiques existant ont été intégrées au modèle. Parallèlement à cette simulation, une deuxième implémentation de SWAT a été mise en œuvre en utilisant le modèle de variation spatiale des précipitations.

Rollo N. et Quénot H.

Les résultats des deux simulations ont ensuite été comparés aux mesures issues du réseau de suivi du cours d'eau à l'aide du coefficient de corrélation linéaire de Bravais-Pearson et du critère d'efficacité de Nash-Sutcliffe (Nash *et al.*, 1970). D'après les traitements statistiques réalisés à partir de ces deux indicateurs, les deux simulations semblent relativement représentatives des mesures effectuées. Toutefois, on note que la deuxième simulation, utilisant la méthode d'interpolation des précipitations donne de meilleurs résultats (Tableau 2). En effet, Le coefficient r de Bravais-Pearson qui était de 0,91 lors de la première simulation, passe à 0,95 pour la deuxième. De même, le critère de Nash-Sutcliffe est de 0,79 pour la simulation intégrant le modèle de variation spatiale des précipitations alors qu'il n'était que de 0,62 pour la première simulation.

Tableau 2. Indicateurs d'ajustement des simulations

	Bravais-Pearson	Nash-Sutcliffe
Simulation 1	0,91	0,62
Simulation 2	0,95	0,79

Conclusion

La finesse des prédictions issues des modèles hydrologiques est étroitement liée à la finesse des données qui y sont intégrées. Cet élément est particulièrement vrai pour les précipitations dont l'influence sur le débit des cours d'eau est majeure. Toutefois, la densité du réseau de stations météorologique est souvent trop faible pour pouvoir appréhender leur variabilité spatiale. De plus, de nombreux modèles hydrologiques se contentent d'attribuer à leurs unités spatiales de calcul les données climatiques de la station la plus proche. Dans le cas de bassins versants hétérogènes, cette procédure peut induire de fortes approximations conduisant parfois à des simulations dont la fiabilité n'est pas satisfaisante. Cette application montre que les méthodes d'interpolation couramment utilisées en climatologie peuvent permettre de pallier à ces difficultés. En effet, la simulation intégrant les précipitations estimées à partir de cette régression multiple présente des résultats plus pertinents que l'implémentation « classique » du modèle qui a servi de simulation témoin lors de cette expérimentation. Dans le cadre de cette étude, les interpolations ont été réalisées mensuellement. Il serait toutefois intéressant de réajuster les régressions en y intégrant les types de temps afin de ne pas se limiter à l'influence saisonnière des variables explicatives.

Bibliographie

- Di Luzio M., Srinivasan R., Arnold J.G., Neitsch S.L., 2002 : *ArcView interface for SWAT 2000, User's guide*. Blackland Research and Extension Center - Grassland, Soil & Water Research Laboratory, 351p.
- Gassman P.W., Reyes M.R., Green C.H., Arnold J.G., 2007 : The Soil and Water Assessment Tool: historical development, applications, and future research directions. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers*, **50**, 1211-1250.
- Joly D., Thierry B., Cardot H., Cavailhès J., Hilal M., Wavresky P., 2009 : Interpolation par régressions locales : application aux précipitations en France. *Espace Géographique*, **38**, 157-170.
- Nash J.E., Sutcliffe J.V., 1970 : River flow forecasting through conceptual models. *Journal of Hydrology*, **10**, 282-290.
- Neitsch S.L., Arnold J.G., Kiniry J.R., Williams J.R., King K.W., 2002 : *Soil and Water Assessment Tool, Theoretical documentation*. Blackland Research and Extension Center - Grassland, Soil & Water Research Laboratory, 506p.
- Stone M., 1974 : Cross-validation choice and assessment of statistical predictions. *Journal of the Royal Statistical Society*, **36**, 111-147.

TABLES

Sigles et abréviations

Table des figures

Liste des tableaux

Table des photographies

Table des matières

Sigles et abréviations

ADES	: Accès aux Données sur les Eaux Souterraines
AEE	: Agence Européenne de l'Environnement
AELB	: Agence de l'Eau Loire-Bretagne
AEP	: Alimentation en Eau Potable
AGNPS	: <i>Agricultural Nonpoint Source Pollution Model</i>
AMM	: Autorisation de Mise sur le Marché
ANC	: Assainissement Non Collectif
ANR	: Agence Nationale de la Recherche
APB	: Arrêté de Protection de Biotope
ARS	: Agence Régionale de la Santé
ARS	: <i>Agricultural Research Service</i>
ASCE	: <i>American Society of Civil Engineers</i>
ASP	: Agence de Services et de Paiement
BASINS	: <i>Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources</i>
BDAT	: Base de Données Analyse des Terres
BEP	: Bretagne Eau Pure
BFI	: <i>Base Flow Index</i>
BNDE	: Banque Nationale des Données sur l'Eau
BRGM	: Bureau de Recherches Géologiques et Minières
CA56	: Chambre d'Agriculture du Morbihan
CAD	: Contrat Agriculture Durable
CAPARMOR	: Calcul Parallèle Mutualisé pour l'Océanographie et la Recherche
CAUE	: Conseil d'Architecture, d'Urbanisme et de l'Environnement
CCL	: Communauté de Communes du Loc'h
CCPA	: Communauté de Communes du Pays d'Auray
CEDAPA	: Centre d'Études pour un Développement Agricole Plus Autonome
CELRL	: Conservatoire des Espaces Littoraux et des Rivages Lacustres
CEMAGREF	: Centre National du Machinisme Agricole, du Génie Rural, des Eaux et des Forêts
CEVA	: Centre d'Etude et de Valorisation des Algues
CG	: Conseil Général
CIPAN	: Cultures Intermédiaires Pièges À Nitrates
CJCE	: Cour de Justice des Communautés Européennes
CJUE	: Cour de Justice de l'Union européenne
CLI	: Chair et Liquide Intervalvaire
CN	: <i>Curve Number</i>
CNC	: Comité National de la Conchyliculture

CORPEN	: Comité d'Orientation pour la Réduction de la Pollution des Eaux par les Nitrates
CORPEP	: Cellule d'Orientation Régionale pour la Protection des Eaux contre les Pesticides
CPAR	: Classement des Parcelles à Risques
CPER	: Contrat de Projets État-Région
CQEL	: Cellules Qualité des Eaux Littorales
CRCCH	: <i>Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology</i>
CRE	: Contrat de Restauration et d'Entretien
CREAMS	: <i>Chemical Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems</i>
CSEB	: Conseil Scientifique de l'Environnement de Bretagne
CTE	: Contrat Territorial d'Exploitation
DAISY	: <i>Danish simulation model</i>
DBO₅	: Demande Biologique en Oxygène sur 5 jours
DCE	: Directive Cadre sur l'Eau
DDAM	: Direction Départementale des Affaires Maritimes
DDASS	: Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales
DDEA	: Direction Départementale de l'Équipement et de l'Agriculture
DDTM	: Direction Départementale des Territoires et de la Mer
DGI	: Direction Générale des Impôts
DIA	: Directions Implicites Alternées
DIREN	: Direction Régional de l'Environnement
DPSIR	: <i>Driving forces - Pressures - State - Impacts - Responses</i>
DRAAF	: Direction Régionale de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt
DRASTIC	: <i>Depth Recharge Aquifer Soil Topography Impact Conductivity</i>
DREAL	: Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement
EH	: Équivalent Habitant
ENS	: Espace Naturel Sensible
EPA	: Engagement de Progrès Agronomiques
EPCI	: Etablissement Public de Coopération Intercommunale
EPIC	: <i>Erosion Productivity Impact Calculator</i>
ERB	: Eau et Rivières de Bretagne
ESRI	: <i>Environmental Systems Research Institute</i>
ETP	: Évapotranspiration Potentielle
FAO	: Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture
GEPMO	: Groupe d'Étude sur la Pollution des eaux par les Matières Organiques
GIBSI	: Gestion Intégrée des Bassins versants à l'aide d'un Système Informatisé
GIML	: Gestion Intégrée de la Mer et du Littoral
GIS	: Groupement d'Intérêt Scientifique
GLEAMS	: <i>Groundwater Loading Effects on Agricultural Management Systems</i>

GP5	: Grand Projet 5
GPA	: <i>Global Programme of Action</i>
GPNM	: <i>Global Partnership on Nutrient Management</i>
GR	: Modèles Hydrologiques du Génie Rural
GRASS	: <i>Geographic Resources Analysis Support System</i>
HAP	: <i>Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques</i>
HELCOM	: Commission issue de la convention d'Helsinki
HSPF	: <i>Hydrological Simulation Program - Fortran</i>
IBD	: Indice Biologique Diatomées
IBGN	: Indice Biologique Global Normalisé
ICPE	: Installation Classée pour la Protection de l'Environnement
IDW	: <i>Inverse Distance Weighting</i>
IFEN	: Institut Français de l'Environnement
IFREMER	: Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer
IGCS	: Inventaire, Gestion et Conservation des Sols
IGN	: Institut Géographique National
INERIS	: Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques
INRA	: Institut National de la Recherche Agronomique
INSEE	: Institut National de la Statistique et des Études Économiques
INSPIRE	: <i>Infrastructure for Spatial Information in the European Community</i>
IRDA	: Institut de Recherche en Agroenvironnement
ITEB	: Institut Technique de l'Élevage Bovin
LIDAR	: <i>Light Detection And Ranging</i>
MARS	: <i>Model for Application at Regional Scale</i>
MEDDTL	: Ministère de l'Écologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement
MISE	: Mission Interservices sur l'Eau
MNT	: Modèle Numérique de Terrain
MOREST	: Mortalité Estivale des huîtres
NDVI	: <i>Normalised Differential Vegetation Index</i>
NH₄	: Ion ammonium
NO₃	: Ion nitrate
NQE	: Norme de Qualité Environnementale
NRCS	: <i>National Resources Conservation Service</i>
OCDE	: Organisation de Coopération et de Développement Economiques
ODEM	: Observatoire Départemental de l'Environnement du Morbihan
OMS	: Organisation Mondiale de la Santé
ONCFS	: Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage
ONEMA	: Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques

OSPAR : Convention Oslo-Paris
PAC : Politique Agricole Commune
PCB : Polychlorobiphényles
PDRN : Plan de Développement Rural National
PERL : *Practical Extraction and Report Language*
PGB : Pratiques de Gestion Bénéfiques
PID : Pondération Inverse à la Distance
PLU : Plan Local d'Urbanisme
PMPOA : Programme pour la Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole
PNR : Parc Natural Régional
PNUE : Programme des Nations Unies pour l'Environnement
PO₄ : Ion phosphate
RCB : Réseau Complémentaire de Bassin
RCM : Réserve de Chasse Maritime
RDR : Règlement de Développement Rural
REBENT : Réseau Benthique
REMI : Réseau de contrôle microbiologique des zones de production conchylicole
REMM : Rapport des Extrêmes Moyennes Mensuelles
REPHY : Réseau de surveillance du phytoplancton et des phycotoxines
RG : Recensement Général de l'Agriculture
RGE : Référentiel à Grande Échelle de l'Institut Géographique National
RICA : Réseau d'Information Comptable Agricole
RMQS : Réseau de Mesures de la Qualité des Sols
RNB : Réseau National de Bassin
RNCFS : Réserve Nationale de Chasse et de Faune Sauvage
RNDE : Réseau National des Données sur l'Eau
RNN : Réserve Naturelle Nationale
RNO : Réseau National d'Observation de la qualité chimique du milieu marin
ROCCH : Réseau d'Observation de la Contamination Chimique du littoral
RPG : Registre Parcellaire Graphique
SAGE : Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux
SANDRE : Service d'Administration Nationale des Données et Référentiels sur l'Eau
SATESE : Service d'Assistance Technique aux Exploitants de Station d'Épuration
SAU : Surface Agricole Utile
SAUR : Société d'Aménagement Urbain et Rural
SCSS : Service Central des Enquêtes et Études Statistiques
SCS : *Soil Conservation Service*
SDAGE : Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux

SEEE : Système d'Évaluation de l'État des Eaux
SENEQUE : La Seine en Équation
SEQ : Système d'Évaluation de la Qualité
SHE : Système Hydrologique Européen
SHOM : Service Hydrographique et Océanographique de la Marine
SIAEP : Syndicat Intercommunal d'Alimentation en Eau Potable
SIAGM : Syndicat Intercommunal d'Aménagement du Golfe du Morbihan
SIE : Système d'Information sur l'Eau
SIG : Système d'Information Géographique
SIGM : Système d'Information sur la Géologie du Morbihan
SIRIS : Système d'Intégration des Risques par Interaction des Scores
SMLS : Syndicat Mixte du Loc'h et du Sal
SMVM : Schéma de Mise en Valeur de la Mer
SOGREAH : Société Grenobloise d'Études et d'Applications Hydrauliques
SPANC : Service Public d'Assainissement Non Collectif
SPE : Surface Potentiellement Épandable
SRSA : Service Régional des Statistiques Agricoles
STEP : Station d'Épuration
SWAIM : *Soil and Water Integrated Model*
SWAT : *Soil and Water Assessment Tool*
SWRRB : *Simulator for Water Resources in Rural Basins*
TCSL : Techniques Culturelles Sans Labour
UGB : Unité de Gros Bétail
UNESCO : Organisation des Nations Unies pour l'Éducation, la Science et la Culture
URH : Unité de Réponse Hydrologique
USACE : *United States Army Corps of Engineers*
USDA : *United States Department of Agriculture*
USLE : *Universal Soil Loss Equation*
WISE : *Water Information System for Europe*
ZAC : Zone d'Action Complémentaire
ZES : Zone d'Excédent Structurel
ZICO : Zone Importante pour la Conservation des Oiseaux
ZNIEFF : Zone Naturelle d'Intérêt Écologique, Faunistique et Floristique
ZPS : Zone de Protection Spéciale
ZSC : Zone Spéciale de Conservation

Table des figures

Figure 1. Localisation et configuration générale du bassin versant de la rivière d'Auray.....	19
Figure 2. Représentation schématique du cycle de l'eau.....	23
Figure 3. Délimitation d'un bassin versant.....	26
Figure 4. Influence de la forme du bassin versant sur l'hydrogramme de crue.....	27
Figure 5. Ordination du réseau hydrographique selon la méthode de Strahler.....	27
Figure 6. Compartimentation fonctionnelle d'un versant.....	31
Figure 7. Les principaux écoulements d'eau au sein des bassins versants.....	32
Figure 8. Formation d'organisations pelliculaires superficielles sous l'effet des pluies.....	35
Figure 9. Cheminements de l'eau, des sédiments, des nutriments et du plancton dans un écosystème estuarien.....	39
Figure 10. Structure trophique des écotones estuariens.....	42
Figure 11. Le cycle de l'azote dans le sol.....	59
Figure 12. Cycle simplifié du phosphore intégrant les activités anthropiques.....	61
Figure 13. Les modes de transfert du phosphore au sein d'un bassin versant.....	63
Figure 14. Principaux modes de transfert des produits phytopharmaceutiques après application.....	65
Figure 15. Identification d'une zone à risque en termes de pollution diffuse.....	94
Figure 16. Mécanismes de filtration d'une zone tampon enherbée.....	106
Figure 17. Localisation et configuration générale du Golfe du Morbihan.....	114
Figure 18. Diagramme ombrothermique de la station météorologique d'Auray.....	116
Figure 19. Formations géologiques du bassin versant de la rivière d'Auray.....	118
Figure 20. Niveau de la nappe de la haute vallée du Loc'h au piézomètre de Lost er Lenn.....	119
Figure 21. Caractéristiques topographiques du bassin versant de la rivière d'Auray.....	121
Figure 22. Caractéristiques pédologiques du bassin versant de la rivière d'Auray.....	123
Figure 23. Hydrographie du bassin versant de la rivière d'Auray.....	125
Figure 24. Débits moyens mensuels à la station hydrométrique du Pont de Brec'h.....	131
Figure 25. Hydraulicité du Loc'h au Pont de Brec'h par année hydrologique.....	131
Figure 26. Occupation du sol du bassin versant de la rivière d'Auray.....	133
Figure 27. Répartition de l'occupation du sol à l'échelle des sous bassins versants de la rivière d'Auray.....	134
Figure 28. Croissance démographique annuelle sur la période 1999-2008.....	137
Figure 29. Part des résidences secondaires et capacité d'accueil des communes.....	137
Figure 30. Répartition des emplois selon le secteur d'activité.....	138
Figure 31. Part du secteur primaire dans les emplois communaux.....	138
Figure 32. Part des surfaces agricoles sur les communes du bassin versant.....	139
Figure 33. Cheptels communaux en Unités de Gros Bétail par hectare de Surface Agricole Utilisée.....	141
Figure 34. Charge azotée d'origine animale des communes de la zone d'étude.....	143

Figure 35. Affiches de la campagne publicitaire du collectif d'associations France Nature Environnement.....	148
Figure 36. Échouages d'ulves observés sur le littoral breton en 2008.....	149
Figure 37. Points de suivi du bassin et de la ria d'Auray.....	152
Figure 38. Évolution des concentrations en nitrates à la station du Pont de Brec'h.....	156
Figure 39. Flux de nitrates observés à 33 points de suivi bretons sur la période 1973-2007.....	156
Figure 40. Évolution des flux spécifiques de nitrates pondérés par l'hydraulicité à la station du Pont de Brec'h.....	157
Figure 41. L'aquaculture en rivière d'Auray.....	164
Figure 42. Inventaires du patrimoine naturel et zonages de protection du Golfe du Morbihan.....	168
Figure 43. Champ d'application spatio-temporel des principaux modèles de bassin versant.....	180
Figure 44. Méthode de définition des Unités de Réponse Hydrologique.....	186
Figure 45. Représentation du cycle de l'eau dans le modèle SWAT.....	187
Figure 46. Cycles biogéochimiques de l'azote dans le modèle SWAT.....	189
Figure 47. Représentation du cycle terrestre du phosphore dans SWAT.....	190
Figure 48. Principales étapes d'implémentation du modèle SWAT.....	192
Figure 49. Localisation et configuration de l'aire d'alimentation de l'étang de la forêt.....	199
Figure 50. Localisation des stations météorologiques du secteur.....	202
Figure 51. Délimitation des principales composantes pédologiques du bassin versant.....	208
Figure 52. Chaîne de traitements pour l'élaboration de la cartographie de l'occupation des sols.....	209
Figure 53. Évolution du <i>Normalised Differential Vegetation Index</i> des différentes cultures en 2002.....	212
Figure 54. Classification de l'occupation du sol sur une portion de la tête de bassin du Loc'h.....	214
Figure 55. Incrustation d'un réseau hydrographique de référence sur une matrice topométrique.....	221
Figure 56. Comblement des dépressions-artéfacts présentes sur le Modèle Numérique de Terrain.....	221
Figure 57. Extraction d'un linéaire hydrographique à partir d'une matrice topométrique.....	222
Figure 58. Mesures hydrométriques et extrapolation spatiale des débits à l'amont du moulin de Kervilio.....	227
Figure 59. Série journalière des écoulements souterrains simulés par le modèle et établis à l'aide du <i>Base Flow Index</i>	235
Figure 60. Hydrogramme des débits journaliers simulés et mesurés à la station du Pont de Brec'h.....	236
Figure 61. Simulation des flux journaliers de phosphore minéral à la station du Pont de Brec'h.....	237
Figure 62. Simulation des flux journaliers de nitrates à la station du Pont de Brec'h.....	238
Figure 63. Exportations annuelles de phosphore simulées à l'échelle des sous bassins versants sur la période 2000-2006.....	243
Figure 64. Fuites annuelles d'azote simulées à l'échelle des sous bassins versants sur la période 2000-2006.....	245
Figure 65. Couplage entre <i>Soil and Water Assessment Tool</i> et <i>Model for Application at Regional Scale</i>	259
Figure 66. Bathymétrie intégrée au modèle MARS-3D du Golfe du Morbihan.....	261
Figure 67. Simulation des concentrations en nitrates à la station G540.....	262

Figure 68. Panache maximal sur la période de simulation.....	262
Figure 69. Panaches maximums du Loc'h (a) et du Sal (b).....	263
Figure 70. Précipitations calculées et mesurées lors de la validation croisée.....	266
Figure 71. Fréquence des résidus selon six classes : validation croisée (a), série indépendante (b).....	267
Figure 72. Hydrogrammes des débits extrapolés et simulés à partir des deux méthodes après une calibration préliminaire.....	267
Figure 73. Interface graphique de l'application EdiSWAT 1.0 bêta.....	279

Liste des tableaux

Tableau 1. Principales valeurs seuils entrant dans la composition des normes communautaires.....	48
Tableau 2. Principales sources des différentes substances impliquées dans la dégradation des masses d'eau.....	52
Tableau 3. Grille 71 d'appréciation de la qualité générale de l'eau.....	80
Tableau 4. Extrait de la grille d'interprétation SEQ-Eau relative aux classes d'aptitude à la biologie.....	81
Tableau 5. Extrait de la grille du SEEE portant sur les paramètres physico-chimiques de définition de l'état écologique d'une masse d'eau.....	82
Tableau 6. Grilles de détermination du rang SIRIS à l'échelle parcellaire.....	97
Tableau 7. Précipitations et températures moyennes mensuelles à la station d'Auray sur la période 1981-2010.....	116
Tableau 8. Caractéristiques hydrographiques des différentes entités constituant le bassin versant de la rivière d'Auray.....	126
Tableau 9. Démographie des communes du bassin versant de la rivière d'Auray.....	136
Tableau 10. Assolement moyen des exploitations du bassin versant de la rivière d'Auray.....	140
Tableau 11. Équivalence entre les principaux animaux d'élevage et les Unités de Gros Bétail.....	142
Tableau 12. Charge azotée organique des cantons du bassin versant.....	143
Tableau 13. Flux spécifiques en azote nitrique des principaux hydrosystèmes français : moyennes 1992-2002.....	146
Tableau 14. Protocole de suivi des principaux paramètres sur les bassins versants du Loc'h et du Sal.....	153
Tableau 15. Classement microbiologique réglementaire des zones conchylicoles et mesures de gestion associées.....	165
Tableau 16. Classement des zones conchylicoles de la rivière d'Auray.....	165
Tableau 17. Corrélations spatiales des réseaux extraits des Modèles Numériques de Terrain interpolés.....	205
Tableau 18. Calendrier culturel succinct du bassin versant de la rivière d'Auray au début des années 2000.....	210
Tableau 19. Matrice de confusion sur un panel de pixels issu de parcelles agricoles de référence.....	212
Tableau 20. Assolements de la classification, du Recensement Général Agricole, du Registre Parcellaire Graphique et des enquêtes de la Chambre d'Agriculture.....	213
Tableau 21. Itinéraires techniques types des exploitations du bassin versant de la rivière d'Auray durant la première moitié des années 2000.....	215
Tableau 22. Paramètres ajustés lors de la calibration hydrologique des simulations.....	232
Tableau 23. Variables réajustées au cours de l'optimisation des transferts particuliers et de solutés.....	233
Tableau 24. Indicateurs d'ajustement des simulations de l'écoulement souterrain.....	234
Tableau 25. Indicateurs d'ajustement des débits journaliers à la station du Pont de Brec'h.....	234
Tableau 26. Indicateurs d'ajustement des flux de phosphore minéral simulés à la station du Pont de Brec'h.....	237
Tableau 27. Indicateurs d'ajustement des flux de nitrates simulés à la station du Pont de Brec'h.....	238

Tableau 28. Exportations mensuelles d'azote et de phosphore au cours de l'année 2002.....	241
Tableau 29. Azote lessivé vers l'aquifère selon le type d'occupation des sols.....	246
Tableau 30. Principales pratiques de gestion bénéfiques par catégorie.....	256
Tableau 31. Transferts de nutriments simulés pour les différents <i>scenarii</i> implémentés.....	258
Tableau 32. Coefficients de Bravais-Pearson entre les précipitations annuelles et les variables explicatives sélectionnées.....	265
Tableau 33. Indicateurs d'ajustement des débits simulés.....	267

Table des photographies

Planche photo 1. Partie centrale du Golfe du Morbihan avec le goulet de Port-Navalo au premier plan et bassin occidental du Golfe à l'aval de la ria d'Auray.....	115
Planche photo 2. Axe orthogneissique des Landes de Lanvaux dominant l'étang de la forêt et pris depuis le hameau de Corn er Hoët.....	120
Photo 3. Axe granitique de Grand-Champ/Meucon dominant la vallée du Loc'h.....	120
Planche photo 4. Physionomie du plateau méridional du bassin versant du Loc'h.....	122
Planche photo 5. Le Loc'h à l'exutoire de l'étang de la forêt, au niveau de la cluse de Brandivy, au Pont de Brec'h et à l'aval de la retenue de Tréauray.....	126
Planche photo 6. Section recalibrée du Loc'h et ouvrage hydraulique installé sur son cours supérieur lors des opérations de remembrement.....	127
Planche photo 7. Le plan d'eau de Tréauray, le déversoir de la retenue et l'usine de production d'eau potable associée à ce réservoir.....	127
Photo 8. Le Sal au niveau du moulin de Kervilio.....	128
Planche photo 9. La rivière d'Auray à Saint-Goustan, au niveau des communes de Baden et de Locmariaquer et moulin à marée de Coët Courzo.....	129
Photo 10. Le marais saumâtre de Kerzo situé à l'amont du centre-ville d'Auray.....	130
Planche photo 11. Station hydrométrique du Pont de Brec'h située sur le cours principal du Loc'h à l'amont immédiat de la retenue de Tréauray.....	131
Photo 12. Porcherie en tête de bassin du Loc'h.....	142
Photo 13. Marée verte en Baie de Lannion à l'été 2010.....	147
Planche photo 14. L'étang de la forêt sur la commune de Brandivy.....	153
Photo 15. Station d'épuration à boues activées de Locqueltas.....	154
Photo 16. Prolifération algale dans les eaux de l'étang de la forêt au cours de l'été 2010.....	159
Planche photo 17. Échouage d'algues vertes constaté lors d'un survol de surveillance effectué le 27 juillet 2008 et accumulation d'ulves en 2008 à la confluence du Rohu et de la rivière du Bono....	162
Planche photo 18. Suppression d'un abreuvement direct et réhabilitation d'une berge dans le cadre du Contrat de Restauration et d'Entretien du Loc'h.....	171
Photo 19. Station météorologique complémentaire déployé sur le bassin versant.....	201
Photo 20. Sondage effectué à la tarière sur la commune de Pluvigner dans le cadre du programme « Sols de Bretagne ».....	207
Photo 21. Carrière de Poulmarc'h sur la commune de Grand-Champ.....	223

Table des matières

Remerciements.....	3
Sommaire.....	7
INTRODUCTION.....	9
PREMIÈRE PARTIE : ÉTAT DE L'ART.....	21
Chapitre 1 : NOTIONS ET PROCESSUS HYDROLOGIQUES.....	23
1. Le cycle de l'eau et le concept intégrateur de bassin versant.....	23
1.1. <i>Le cycle de l'eau et la notion de bilans.....</i>	<i>23</i>
1.1.1. Cycle de l'eau.....	23
1.1.2. Notion de bilans.....	24
1.2. <i>La notion de bassin versant.....</i>	<i>25</i>
1.2.1. Définition.....	25
1.2.2. Caractérisation.....	25
1.2.3. Approche systémique du bassin versant.....	29
2. Les processus hydrologiques au sein des bassins versants.....	30
2.1. <i>Compartimentation des bassins versants.....</i>	<i>30</i>
2.2. <i>Transferts au sein des bassins versants.....</i>	<i>32</i>
2.2.1. Les précipitations et l'évapotranspiration.....	32
2.2.2. L'infiltration.....	34
2.2.3. Le ruissellement.....	34
2.2.4. Les écoulements de subsurface et souterrains.....	36
2.2.5. L'écoulement en rivière.....	37
3. Les milieux estuariens et les eaux côtières : caractéristiques et fonctionnement.....	38
3.1. <i>Les milieux de transition estuariens.....</i>	<i>38</i>
3.1.1. Définition et caractérisation des estuaires.....	38
3.1.2. Les écotones estuariens.....	41
3.2. <i>L'hydrodynamique des masses d'eau côtières.....</i>	<i>42</i>
4. Conclusion.....	43
Chapitre 2 : LA POLLUTION DE L'EAU ET DES MILIEUX AQUATIQUES.....	45
1. La dégradation de la qualité de l'eau.....	45
1.1. <i>La notion de qualité et les cadrages réglementaires.....</i>	<i>45</i>
1.1.1. Éléments de définition de la qualité de l'eau et des milieux aquatiques.....	45
1.1.2. Retranscription réglementaire de la notion de qualité de l'eau.....	46
1.2. <i>Typologies et origines des pollutions aquatiques.....</i>	<i>50</i>
1.2.1. Typologie des pollutions.....	50
1.2.2. Origine des émissions de polluants.....	51
1.2.2.1. <i>les eaux pluviales.....</i>	<i>52</i>
1.2.2.2. <i>les rejets domestiques.....</i>	<i>53</i>
1.2.2.3. <i>les rejets industriels.....</i>	<i>55</i>
1.2.2.4. <i>les émissions agricoles.....</i>	<i>55</i>
2. Les formes et les transferts des principaux polluants.....	59
2.1. <i>Les nutriments.....</i>	<i>59</i>
2.1.1. L'azote.....	59
2.1.1.1. <i>le cycle de l'azote.....</i>	<i>59</i>
2.1.1.2. <i>le transfert et la transformation des nitrates.....</i>	<i>60</i>
2.1.2. Le phosphore.....	61
2.1.2.1. <i>le cycle et les formes du phosphore.....</i>	<i>61</i>
2.1.2.2. <i>les modes de transfert du phosphore.....</i>	<i>62</i>

2.2. Les autres paramètres.....	63
2.2.1. La matière organique.....	63
2.2.2. Les micropolluants.....	64
2.2.3. Les agents pathogènes.....	66
3. Les conséquences sanitaires, écologiques et économiques des pollutions.....	67
3.1. Les aspects sanitaires.....	67
3.2. Les perturbations écologiques.....	70
3.3. Les répercussions économiques.....	73
4. Conclusion.....	76

Chapitre 3 : LES APPROCHES DE SUIVI ET DE GESTION DE LA QUALITÉ DES MASSES D'EAU.....79

1. Le suivi de la qualité des hydrosystèmes.....	79
1.1. Historique du suivi des hydrosystèmes français.....	79
1.2. La surveillance qualitative des masses d'eau.....	83
1.2.1. Typologie et objectifs des réseaux de suivi.....	83
1.2.2. Substances échantillonnées, spatialité et temporalité des suivis.....	84
1.2.3. Données « primitives » et indicateurs de la qualité de l'eau.....	85
1.2.4. Suivi des eaux souterraines et marines.....	87
1.2.5. Stockage et diffusion des données relatives au suivi des hydrosystèmes.....	88
1.3. Les limites des réseaux de surveillance.....	89
2. Les approches de gestion de la qualité des milieux aquatiques et de priorisation des actions.....	92
2.1. La métrologie.....	93
2.2. L'analyse spatiale.....	94
2.3. La modélisation.....	97
3. Les démarches de limitation de la dégradation qualitative des masses d'eau.....	100
3.1. Les démarches portant sur la réduction des sources de pollution.....	101
3.2. Les actions de limitation des transferts.....	103
3.3. Le cadre des actions de gestion des pollutions d'origine agricole.....	106
4. Conclusion.....	109

DEUXIÈME PARTIE : HYDROSYSTÈME ALRÉEN & MODÈLE SWAT.....111

Chapitre 4 : PRÉSENTATION DU BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE D'AURAY...113

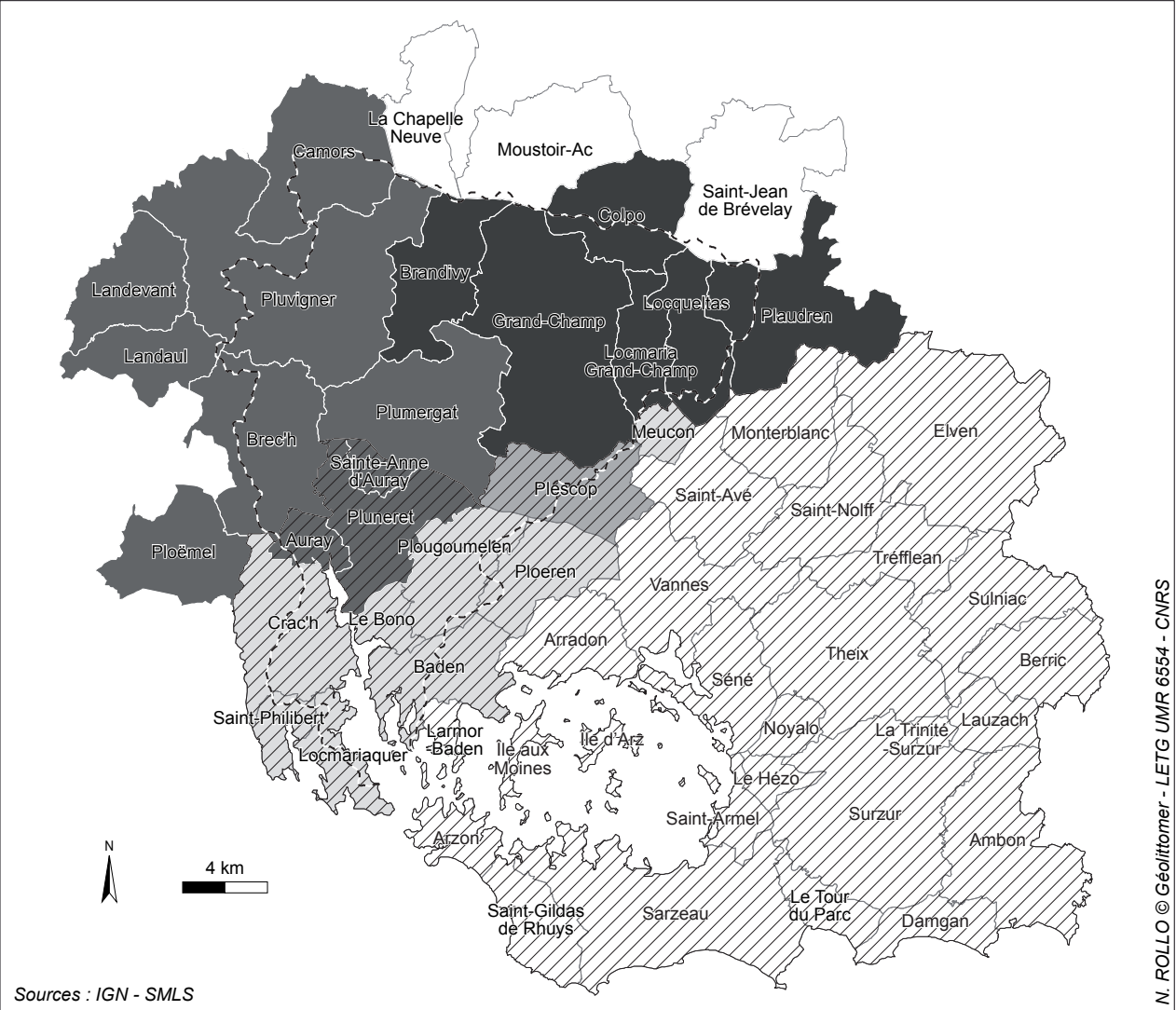
1. Les caractéristiques physiques et environnementales du bassin versant.....	115
1.1. Contexte climatique.....	115
1.2. Caractéristiques géologiques, topographiques et pédologiques.....	117
1.2.1. Géologie.....	117
1.2.2. Topographie.....	120
1.2.3. Pédologie.....	122
1.3. Propriétés hydrographiques du bassin.....	125
2. L'occupation des sols et le contexte socio-économique du secteur d'étude.....	132
2.1. Occupation du sol.....	132
2.2. Économie et démographie.....	135
2.2.1. Démographie.....	135
2.2.2. Tourisme.....	136
2.2.2. Emplois.....	138
2.3. Contexte agricole.....	139
2.3.1. Exploitations et Surfaces Agricoles Utilisées.....	139
2.3.2. Systèmes de cultures.....	140
2.3.3. Production animales et effluents.....	141
3. La qualité de l'eau des masses d'eau du bassin et ses enjeux.....	144
3.1. Contexte breton.....	144
3.1.1. Historique de la dégradation des masses d'eau bretonnes.....	144
3.1.2. Programmes d'actions mis en œuvre.....	145

3.1.3. Situation contemporaine.....	146
3.2. <i>Caractéristiques qualitatives des masses d'eau du bassin</i>	151
3.2.1. Réseau de surveillance des masses d'eau.....	151
3.2.2. Masses d'eau continentales.....	155
3.2.3. Masses d'eau de transition et côtières.....	160
3.3. <i>Enjeux liés à la qualité des eaux du bassin versant et mesures de gestion</i>	163
3.3.1. Enjeux liés à la qualité de l'eau de l'hydrosystème alréen.....	163
3.3.2. Programmes d'action mis en œuvre.....	169
4. Conclusion.....	171
Chapitre 5 : LE MODÈLE DE BASSIN VERSANT SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL.....	175
1. La notion de modèle.....	175
1.1. <i>Éléments de définition</i>	175
1.2. <i>Typologie des modèles hydrologiques</i>	176
1.3. <i>Couplages SIG-modèles</i>	179
1.4. <i>Critères de choix du modèle</i>	181
2. Le modèle Soil and Water Assessment Tool.....	183
2.1. <i>Description générale</i>	183
2.2. <i>Fonctionnement du modèle</i>	185
2.2.1. Discrétisation spatiale en unités homogènes.....	185
2.2.2. Composante hydrologique.....	186
2.2.3. Processus d'érosion.....	188
2.2.4. Cycle de l'azote.....	189
2.2.5. Cycle du phosphore.....	189
2.2.6. Transport au sein du réseau hydrographique.....	190
2.3. <i>Procédures d'implémentation et données en entrée</i>	191
3. Conclusion.....	192
TROISIÈME PARTIE : IMPLÉMENTATION, RÉSULTATS & PERSPECTIVES.....	195
Chapitre 6 : IMPLÉMENTATION DU MODÈLE SWAT SUR L'HYDROSYSTÈME ALRÉEN.....	197
1. Rappel des objectifs de l'approche et test de faisabilité de la modélisation.....	197
1.1. <i>Volonté d'une modélisation opérationnelle</i>	197
1.2. <i>Expérimentation sur un site pilote représentatif</i>	198
2. L'acquisition et la définition des protocoles de prétraitement des données en entrée.....	200
2.1. <i>Revue des données disponibles</i>	200
2.1.1. Variables d'entrée et de forçage.....	201
2.1.2. Caractéristiques des bassins.....	202
2.1.3. Variables de sortie.....	203
2.2. <i>Acquisition des données en entrée et optimisation de leur prétraitement</i>	203
2.2.1. Topographie.....	203
2.2.2. Pédologie.....	206
2.2.3. Occupation du sol.....	207
2.2.4. Pratiques agricoles et de gestion des espaces publics.....	214
2.2.4.1. <i>la définition d'itinéraires techniques types</i>	214
2.2.4.2. <i>la quantification et la spatialisation des effluents d'élevage</i>	215
2.2.4.3. <i>la gestion des espaces publics</i>	216
2.2.5. Données complémentaires.....	217
2.2.5.1. <i>les plans d'eau et le réseau hydrographique</i>	217
2.2.5.2. <i>les variables ponctuelles</i>	218
3. Le paramétrage et l'implémentation du modèle.....	218
3.1. <i>Modification du code source du modèle</i>	218
3.2. <i>Implémentation des simulations</i>	220

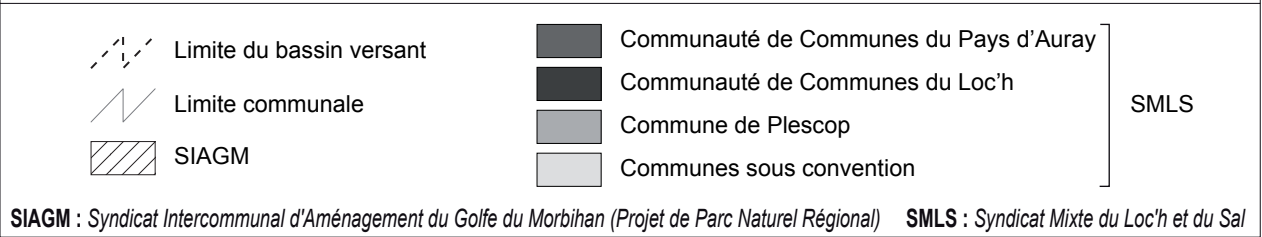
3.2.1. Délimitation des bassins versants.....	220
3.2.2. Définition des Unités de Réponse Hydrologique.....	222
3.2.3. Édition des fichiers en entrée.....	223
3.2.4. Exécution du modèle et calibration des simulations.....	225
4. Conclusion.....	229
Chapitre 7 : RÉSULTATS DES SIMULATIONS DU BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE D'AURAY.....	231
1. La simulation des régimes et des transferts.....	231
1.1. Phase d'optimisation des simulations.....	231
1.2. Simulation des régimes hydrologiques.....	234
1.3. Simulation des transferts de sédiments et des flux de nutriments.....	236
2. La quantification et l'origine des transferts nutritifs.....	239
2.1. Quantification et modes de transfert des flux biogéniques.....	239
2.2. Identification de l'origine des transferts et des secteurs les plus contributeurs.....	242
3. Limites et difficultés liées à l'implémentation d'un modèle de bassin versant.....	247
3.1. Contraintes associées aux démarches de modélisation et au modèle SWAT.....	247
3.2. Entraves liées à la disponibilité des données.....	248
3.3. Évolutions récentes d'accessibilité aux données.....	251
4. Conclusion.....	252
Chapitre 8 : APPLICATIONS POTENTIELLES ET PERSPECTIVES EN TERMES DE RECHERCHE ET DE GESTION.....	255
1. La mise en œuvre de scénarisations.....	255
1.1. Définition des scénarii implémentés.....	256
1.2. Résultats des simulations.....	258
2. Le couplage avec l'hydrodynamique côtière.....	259
2.1. Le modèle hydrodynamique MARS.....	260
2.2. Résultats du couplage.....	261
3. Les perspectives d'intégration de la variabilité météorologique.....	264
3.1. Approche méthodologique.....	264
3.2. Résultats de l'interpolation et des simulations.....	266
4. Conclusion.....	268
CONCLUSION.....	271
BIBLIOGRAPHIE.....	281
ANNEXES.....	319
TABLES.....	375
<i>Sigles et abréviations.....</i>	<i>377</i>
<i>Table des figures.....</i>	<i>383</i>
<i>Liste des tableaux.....</i>	<i>387</i>
<i>Table des photographies.....</i>	<i>389</i>
<i>Tables des matières.....</i>	<i>391</i>



Localisation du bassin versant de la rivière d'Auray



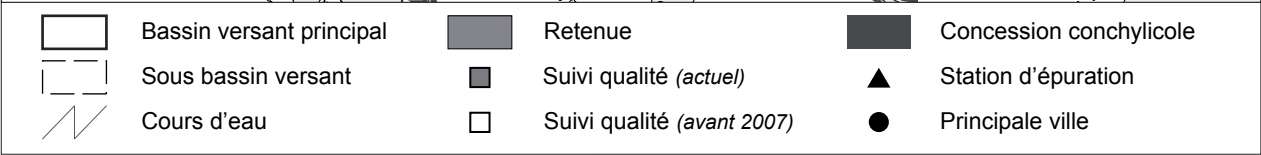
Sources : IGN - SMLS



SIAGM : Syndicat Intercommunal d'Aménagement du Golfe du Morbihan (Projet de Parc Naturel Régional) **SMLS** : Syndicat Mixte du Loc'h et du Sal
Composantes administratives de la zone d'étude



Sources : IGN - SMLS



Configuration de la rivière d'Auray et de son bassin versant



Le Loc'h au Pont de Brec'h



La rivière d'Auray à Locmariaquer

Modélisation des dynamiques de pollution diffuse dans le bassin versant de la rivière d'Auray : quantification, caractérisation et gestion des apports nutritifs terrigènes

RÉSUMÉ – La contamination des eaux marines par les apports terrigènes induit de nombreuses perturbations biogéochimiques. La conséquence la plus marquante de ces apports est très certainement le phénomène d'eutrophisation des masses d'eau côtières résultant de l'apport excessif de nutriments et accentuant les efflorescences algales. Néanmoins, la contribution des bassins versants ainsi que l'origine des polluants incriminés restent généralement difficiles à évaluer finement à partir des mesures intermittentes ponctuelles issues des réseaux de surveillance, particulièrement dans le cas d'émissions diffuses. Dans ce cadre, le recours à la modélisation des bassins versants apparaît comme une solution complémentaire pertinente en termes de gestion, notamment de par les possibilités de scénarisation qu'elle offre. En s'appuyant sur un site d'étude localisé en Bretagne Sud, constituant le principal hydrosystème à alimenter le Golfe du Morbihan, le modèle *Soil and Water Assessment Tool* a été mis en œuvre sur une période de six ans. Dans une optique opérationnelle, des protocoles de paramétrage ont été établis à partir de référentiels de données courants et différents utilitaires ont été développés afin de favoriser l'exploitation autonome de cet outil par les gestionnaires en charge du suivi et de la gestion des eaux littorales. Cette implémentation a notamment permis de quantifier de manière continue les apports nutritifs terrigènes et d'en déterminer les principales origines. Ainsi, l'identification des bassins versants élémentaires les plus contributeurs, peut constituer un appui pour la désignation de secteurs d'intervention prioritaires pour les actions de reconquête de la qualité des masses d'eau de l'hydrosystème alréen.

MOTS-CLEFS – Modélisation, bassin versant, pollution diffuse, nutriments, zone côtière, *Soil and Water Assessment Tool*, Golfe du Morbihan

Modelling of the non-point source pollution dynamics in the watershed of the Auray River : quantification, characterisation and management of the land-based nutrient loadings

ABSTRACT – In marine waters, several biogeochemical perturbations originate from land-based loadings. The eutrophication of coastal water bodies is one of the striking consequences of excessive nutrients inputs and is a major contributing factor to algal blooms. However, the data currently available mainly come from monitoring networks and are thus intermittent and punctual. They are therefore insufficient to accurately assess the contribution of any watershed to such pollutions as well as the origin of the pollutants, especially in the case of non-point source pollutions. In this context, watershed modelling approaches appear to be a complementary and relevant method in a management perspective, particularly regarding their abilities to implement scenarios. Through the example of a study site located in southern Brittany, which constitutes the main hydrosystem discharging in the Gulf of Morbihan, we implemented the *Soil and Water Assessment Tool* model over a six-year period. In an operational perspective, both parameter settings using common available datasets, and different computing applications were developed in order to be used by managers responsible for the monitoring and the management of littoral waters. This approach enabled to continuously quantify land-based nutrient discharges and to determine their origins. Identifying watersheds that contribute the most to these inputs may constitute a useful tool to design priority areas of intervention for any improvement of water quality in the hydrosystem of the Auray River.

KEYWORDS – Modelling, watershed, non-point source pollution, nutrients, coastal zone, *Soil and Water Assessment Tool*, Gulf of Morbihan
