



PNRZH



TY-FON

Typologie fonctionnelle
des zones humides
de fonds de vallée
en vue de la régulation
de la pollution diffuse

Septembre 2000

Rapport de synthèse final

Coordination – édition : Ph. MEROT, UMR INRA-ENSA Sol et Agronomie de Rennes-Quimper

Collaborations : BARRIUSO E., BEAUJOUAN V., BENOIT P., BIDOIS J., BOURRIE G., BUREL F., CHAPLOT V., CHARNAY M-P., CLEMENT B., CLEMENT 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., MEROT PH., MOLENAT J., QUIN A., PINAY G., PIVETTE E., REGIMBEAU C., RUIZ L., TROCCAZ O., TROLARD F., WALTER C., ZIDA M.

Ce programme a été mené en collaboration entre des équipes de différents instituts. Toutes les équipes de Rennes appartiennent à des unités réunies dans la Fédération de Recherche CAREN, Centre Armoricaïn de Recherche en Environnement

Le rôle de comité régional demandé par le PNRZH est rempli, pour le programme Ty-Fon par le conseil scientifique régional de l'environnement (CSRE). Ce conseil, composé de scientifiques, a été mis en place par le Conseil Régional de Bretagne. Son objectif est de fournir un certain nombre d'avis sur des questions ou des problèmes environnementaux soit suite à une saisine par le conseil régional, soit par auto-saisine. Il a naguère manifesté son intérêt pour les zones humides en faisant réaliser notamment un document, : « *les zones humides de fonds de vallées et la qualité des eaux en Bretagne. Réflexions et recommandations* » (Mars 97).

Table des matières

A : Objectifs du projet et contexte général	4
1 Justifications théoriques et pratiques	4
2 Plan de recherche ; Objectifs scientifiques et opérationnels.	7
B : Résultats	
Thème 1 : Caractérisation et fonctionnement hydrologique :	
- Approches de modélisation pour estimer la dynamique spatio-temporelle des zones humides de fonds de vallée et leur rôle de contrôle hydrologique.	17
Le fonctionnement hydrologique des zones humides en interaction avec le versant ; le cas du bassin versant de Naizin-Kervidy.	18
Etude et modélisation des relations hydrauliques entre réseaux de fossés, ouvrages hydrauliques et zones hydromorphes de fonds de vallons Cas du bassin Pilote de Ru de Cétrais (44)	25
Thème 2 : Caractérisation et fonctionnement pédologique	
- Organisation pédologique et dynamique interne des sols hydromorphes de fonds de vallée ; relations avec la géomorphologie	32
Apport de la géophysique à la caractérisation des sols hydromorphes de fond de vallée	36
Fonctionnement hydrodynamique	38
Fonctionnement géochimique : l'anoxie et les échanges ruisseau/zone hyporhéique	41
Thème 3 : Caractérisation et fonctionnement géochimique	
3.a Zones humides et régulation des flux d'azote	43
3 b Les éléments métalliques en trace (ETM) dans les zones humides	51
3 c Devenir des pesticides dans les zones humides de fonds de vallée,	56
Thème 4 : Caractérisation et fonctionnement biologique :	
Impact des apports diffus sur la biodiversité des zones humides de fonds de vallée.	63
Thème 5 : Relations entre les activités agricoles et l'utilisation des zones humides de fond de vallée	69
Thème 6 : Apport de la télédétection à l'inventaire des zones humides de fond de vallée	80
Thème 7 : Vers une typologie fonctionnelle des zones humides de fonds de vallée.	88
Influence de la forme du versant sur le fonctionnement des zones humides : étude théorique par modélisation	95
Typologie hydrologique des petites zones humides ripariennes	98
C : Valorisation, Publications, Congrès, Transfert	112

A : Objectifs du projet et contexte général

1 Justifications théoriques et pratiques

1.1 Objectif

Le projet proposé est centré sur la typologie et le fonctionnement des zones humides de fonds de vallée, et parmi celle-ci, de façon prioritaire aux zones humides situées dans les bassins versants d'ordre 1 à 3, où l'eau acquiert ses principales caractéristiques hydrologiques et géochimiques. L'objectif est d'aboutir à une typologie fonctionnelle des fonds de vallée dans une optique de contrôle des pollutions diffuses. Cette typologie sera construite en prenant en compte les structures spatiales dans lesquelles se trouvent ces zones, ainsi que les modalités d'utilisation et de gestion auxquelles elles sont soumises.

La situation des zones humides de fonds de vallée.

Oubliées des inventaires du fait de leur caractère diffus dans le paysage, ces zones humides ceinturent les rivières en un réseau dense et anastomosé composé d'étroites lanières humides s'élargissant en raquette dans les têtes de vallon. Elles sont particulièrement représentées dans les massifs anciens, mais pas uniquement. Dans l'Ouest, elles sont insérées au cœur d'un paysage agricole fortement intensif où elles couvrent cependant de 15 à 20 % de la surface des sols.

La problématique qui s'y développe est simple. Ces zones humides ont jusqu'à un passé très récent subi le développement d'une agriculture à la recherche d'espaces productifs intensifs qui a menacé leur existence même. Dans un retour de balancier, face à la dégradation notamment de la qualité des eaux, et après de nombreux travaux (qui seront rapidement évoqués dans la suite) la prise en compte de ces zones apparaît comme un élément essentiel dans la régulation du fonctionnement des paysages, sur différents plans : hydrologie, géochimie, biodiversité, paysage. Cependant les réponses que les chercheurs peuvent proposer pour quantifier ces fonctions et donc guider des aménagements (réhabilitation, conservation,...) sont malheureusement insuffisantes alors que la demande sociale est très forte.

De là découlent les grandes orientations du projet qui intègrent 2 contraintes :

- Nécessité de caractériser la diversité des zones humides, ce qui implique de travailler à l'échelle au moins régionale, sur différents sites. Un certain nombre de sites sont déjà l'objet de recherches. C'est sur ceux-ci que les recherches seront orientées. Leur bonne répartition permettra d'établir des méthodes de typologie et d'évaluation fonctionnelle à l'échelle du Massif armoricain, et qui seront confrontées à d'autres sites en France.

- Du fait de la bonne coordination sur ce thème en Bretagne, les différentes équipes ont construit cette réponse en l'articulant avec les propositions qu'elles ont faites à un grand programme de recherche finalisée développé au niveau régional dans le cadre de BEP II (Bretagne Eau Pure II). Ces dernières portent notamment sur la réhabilitation des zones humides et leur gestion dans une optique de contrôle de la qualité des eaux. L'ensemble de ces réponses permet d'avoir une démarche clairement finalisée. Dans le cadre du projet Ty-Fon par contre, certains aspects de ce programme ne sont pas directement finalisés, mais indispensables pour la cohérence générale de notre démarche.

1.2 Situation du sujet et étude bibliographique au moment du démarrage du projet.

En effet, si l'on a pu mettre en relation les changements dans les pratiques agricoles et les augmentations des flux azotés au cours de ces vingt dernières années, il n'en demeure pas moins qu'il est très difficile de mettre en relation la dynamique des flux d'azote dans les cours d'eau, la structure paysagère du bassin versant et les pratiques agricoles (Dermine & Lamberts, 1987). A cela, deux raisons : la première raison est que l'azote est un composé qui passe sous différentes formes, solides, dissoutes et gazeuses sous l'action de processus biologiques et ne constitue donc pas un "traceur" conservatif. Ainsi, il a pu être mis en évidence le rôle tampon des zones humides en général (voir Johnston 1991 pour une revue), et des zones riveraines de fonds de vallées en particulier (Peterjohn & Correll 1984 ; Pinay & Décamps 1988 ; Pinay et al. 1993) vis-à-vis des flux d'azote. Ces structures paysagères humides représentent donc des "puits" d'azote dans les bassins versants (Knowles, 1981). L'autre raison est la non-prise en compte de la connectivité existant entre les différentes structures du paysage, lors du recensement dans le paysage de ces "puits" d'azote (Jones 1976, Osborne 1988, Johnston et al. 1990). Il existe en effet une grande différence entre la capacité tampon potentielle de ces zones humides, liée à leurs caractéristiques intrinsèques (engorgement des sols, présence de carbone organique facilement minéralisable) et leurs capacités réelles, intimement liées au flux d'azote les traversant, véhiculés par le vecteur eau, donc liées à leur connectivité. Le caractère interstitiel des zones humides de fonds de vallée, au contraire des grandes zones humides, comme les marais du Cotentin ou les Marais de l'Ouest, sur la façade atlantique, en fait toute l'originalité, la multiplication des interfaces étant importante non seulement du point de vue écologique, mais aussi du point de vue agronomique, hydrologique, géochimique.

Ces zones tampons ne sont d'ailleurs pas les seules : les sédiments des cours d'eau, les haies-talus doivent aussi contribuer à la régulation des flux d'azote dans les paysages, parfois en synergie avec les zones humides (Vought et al. 1995, voir Merot et al. 1994 pour une revue).

Le rôle des zones humides apparaît ainsi majeur vis à vis de nombreux processus de régulation. On a illustré ce fait vis à vis de l'azote ; on aurait pu l'illustrer vis-à-vis des métaux lourds des pesticides ou du phosphore pour lesquels cependant le rôle tampon des zones humides est moins établi, et pour lesquels il existe d'ailleurs beaucoup moins de données.

En hydrologie, la notion de zone humide de fonds de vallée, traduite par celle de *zone contributive ou zone de source à surface variable* est un des concepts les plus fertiles des 20 dernières années : on considère qu'au sein d'un bassin versant la dynamique de la zone contributive contrôle et régule le cycle de l'eau. Ce concept de *zone contributive* trouve de nombreuses applications comme la caractérisation et l'inventaire des zones humides à travers, notamment, la modélisation hydrologique distribuée.

1.3. Mise en perspective du programme par rapport à l'état de l'art en 2000.

La tenue à Québec lors de l'été 2000 de "l'évènement du millénaire sur les terres humides", colloque réunissant plus de 2000 participants traitant des divers aspects des zones humides donne une bonne base pour mettre en perspective le programme Ty-Fon par rapport à l'état de l'art actuel.

La nécessité d'une caractérisation spatiale et fonctionnelle des zones humides, avec la recherche de méthodes très opérationnelles est incontestablement un des points forts actuel. Dans cette optique, *la prise en compte du bassin versant* pour délimiter, évaluer, hiérarchiser les zones humides est en plein développement notamment aux Etats Unis. C'est l'approche proposée par l'U.S Fish and Wildlife service (Tiner, 2000), l'US EPA (Leibowitz, 2000), le Maine state Planning Office (Hertz, 2000), le Penn state cooperative wetland center (Brooks et al, 2000) - qui propose le "Wetlands, Wildlife and Watershed Assesment techniques" -, le N.Y. city departement of environmental protection (Machung & Forgione, 2000). On pourrait encore citer des équipes de Caroline du sud, du Massachusset, de l'état de Washington. Dans cette optique opérationnelle, les SIG sont largement employés (Jenkins et al., 2000, Suter, 2000 ; Epps et al., 2000)). Ces travaux, en général à une échelle large, prennent en compte la position dans le paysage (notamment la distinction des zones humides de tête de bassin et les autres le long de la rivière), la géomorphologie et les chemins de l'eau. L'ordre des bassins est ainsi un élément qui peut contribuer à la classification des zones humides. Si la

plupart de ces méthodes restent empiriques, on notera au contraire la méthode proposée par Rohde et Seibert (1999) sur la prédiction des potholes (dépressions post glaciaires fermées) par un modèle analytique basé sur MNT, qui est la reprise directe de la méthode proposée naguère (Merot, et al., 1995).

A coté de ces approches pragmatiques reliant zones humides et bassin versant des travaux plus analytiques prennent en compte les *relations entre zones humides et nappes superficielles* et leurs conséquences sur la qualité des eaux. LaBaugh et al. (2000) avec d'autres, classent ainsi les zones humides par rapport au fonctionnement de la nappe (recharge, décharge ou transit). Puckett (a, 2000) montre les erreurs d'interprétation sur le rôle épurateur des zones humides, si l'on ne prend pas en compte le *temps de transfert* de l'eau et des éléments dissous dans les nappes peu profondes liées à la zone humide. La variabilité du fonctionnement de la zone humide en fonction des épisodes est également développée (Prior et Johnes, 2000).

La recherche d'indicateurs sur le *statut hydrique des sols* pour permettre l'identification des zones humides a fait l'objet de travaux originaux, à cotés de méthodes classiques de mesure par des capteurs locaux. Sprecher et Warns (2000)proposent ainsi de se baser sur un index des pluies antécédentes tirées de fichiers météorologiques nationaux. Richardson et al (2000) introduisent le concept de zones humides potentielles, basé sur des facteurs abiotiques. Huddleston et Verble (2000) attirent l'attention sur la difficulté de prévoir la localisation de zones humides en position de versant.

Bien le *rôle d'abattement* sur les nutriments qui est joué par les zones humides, est une question de recherche importante. Il n'y a pas encore de synthèse générale, les auteurs insistant en général sur la nécessité de prendre en compte les conditions locales. Certains auteurs (Brenner-Zalewski et al, 2000) proposent cependant des modèles simples pour prédire la taille optimale de la zone humide pour atteindre des objectifs fixés d'abattement, basés notamment sur la surface relative de la zone humide (lagune) par rapport au bassin versant et le taux de couverture végétale. En terme d'aménagement ou de création de zones humides visant à diminuer la charge des eaux (nutriment, bactérie,...), de nombreuses configurations sont proposées, tant pour la pollution diffuse que celle liée au siège de l'exploitation, souvent avec d'excellents résultats. Notons cependant que le contexte Nord-américain, différent sur le plan physiographique mais surtout sur le plan réglementaire, permet de tester un éventail très large de technique qui vont jusqu'au lagunage.

Les travaux sur les pesticides dans les zones humides ont fait l'objet d'une session, traitant de l'influence de pesticides sur la dénitrification, des phénomènes d'adsorption et de désorption en conditions anoxique, de persistance de DDT dans des zones humides anciennement traitées. Les conséquences les plus marquantes et sur le long terme ne sont mises en évidence cependant que lors d'épandage massif, comme ceux dans le delta du Mékong.

L'étude des émissions de gaz à effet de serre à partir des zones humides qui constitue un domaine de recherche en pleine expansion, avec quelques tentatives de synthèse pour exprimer le GWP (Global Warming Potential) des zones humides. De nombreuses références sont ainsi disponibles, l'essentiel des travaux étant orienté sur les émissions de méthane. Forsberg , et al. (2000) ainsi, associant imagerie satellitaire Radar et mesures locales estime sur l'Amazonie l'émission de méthane d'une zone inondable en la reliant à la vitesse de baisse du niveau d'eau sur 10 J. D'autres auteurs proposent de nouvelles techniques ou modèles pour mesurer ou prédire les émissions de gaz à effet de serre (par exemple Zhang et al., 2000).

Pour certains auteurs, le rôle de puits de carbone des zones humides est privilégié (Roulet et al. 2000).

1.3 Intérêt scientifique

L'objectif de cette proposition est de faire converger un ensemble de disciplines : hydrologie, hydrobiologie, écologie, science du sol, agronomie, géographie, écologie du paysage, pour établir un corpus de connaissances sur le fonctionnement hydrologique, géochimique, écologique de ces zones humides de fonds de vallée, sur les modalités de leur gestion, ainsi qu'une approche cohérente de leur typologie. Cet intérêt scientifique rejoint les grandes questions de recherche actuelle sur les zones humides dont un certain nombre ont été évoqué ci-dessus, à l'exception de l'incidence des zones humides sur l'émission de gaz à effet de serre, question que nous n'avons pas pu aborder malgré son intérêt.

1.4 Intérêt pour l'application. Relations avec les "questions d'Orléans".

Il s'agit de permettre la prise en compte des différentes fonctions des zones humides de fonds de vallée dans la gestion et l'aménagement rural en zone d'agriculture intensive, notamment vis à vis du contrôle de la qualité des eaux. La valorisation attendue en terme de transfert aux utilisateurs est de donner aux utilisateurs des outils pour l'inventaire zones humides de fonds de vallée et l'évaluation quantitative de leurs différentes fonctions. Ce programme devrait permettre d'établir un corpus de connaissances non contestables qui serviront de base aux actions de sensibilisation et de formation des acteurs du monde rural, actions qui se mettront en place dans les toutes prochaines années.

L'intérêt dépend également du contexte local. Sur le plan géographique, ce projet sera majoritairement centré sur le Massif Armoricaïn, dans la mesure où cette problématique y semble particulièrement pertinente. Cependant, il ne s'agit pas de faire une typologie régionale. Pour cela il sera intégré au travail une confrontation avec des sites couvrant le territoire national, notamment en région alpine.

Par rapport aux questions – thèmes posés lors du colloque d'Orléans, le projet Ty-Fon est particulièrement orienté pour répondre aux 2 premières questions :

- peut-on disposer d'indicateurs simples de terrain utilisable par les gestionnaires?
- peut – on évaluer de manière objective et standardisée la valeur de la zone humide?

Les questions de la réversibilité de la dégradation d'une zone humide ont été abordées moins directement. Cependant, on trouvera dans l'analyse du fonctionnement hydrologique d'une zone humide un certain nombre d'éléments utiles pour répondre à cette question, dans la mesure où ce fonctionnement hydrologique est la clé du fonctionnement général des zones humides.

Enfin si la question du niveau d'intervention acceptable dans une zone humide sans la dénaturer n'est pas une question qui se pose réellement sur les zones humides considérées dans le projet Ty-Fon, une question voisine, plus pertinente sans doute dans le contexte visé, a été traitée : il s'agit des relations entretenues par l'agriculteur avec les zones humides en fonction du type d'exploitation et des contraintes spatiales. Il s'agit là d'un enjeu important sur le long terme pour un maintien dynamique des zones humides en milieu agricole.

2 Plan de recherche ; Objectifs scientifiques et opérationnels.

Ce projet, axé sur la typologie fonctionnelle des zones humides de fonds de vallée en vue de la régulation de la pollution diffuse, s'articule autour des 6 grands thèmes suivants :

Caractérisation et fonctionnement hydrologique :

1 - Approches de modélisation pour estimer la dynamique spatio-temporelle des zones humides de fonds de vallée et leur rôle de contrôle hydrologique.

Caractérisation et fonctionnement pédologiques :

2 - Organisation pédologique et dynamique interne des sols hydromorphes de fonds de vallée ; relation avec la géomorphologie.

Caractérisation et fonctionnement géochimique

3 a - Mesure des capacités tampon des zones humides de fonds de vallée.

3 b - Contrôle des métaux lourds dans les zones humides de fonds de vallée.

3 c - Devenir des pesticides dans les zones humides de fonds de vallée.

Caractérisation et fonctionnement biologique :

4 - Impact des apports diffus sur la biodiversité des zones humides de fonds de vallée.

Gestion et aménagement :

5 - Intégration et fonctionnement des zones humides de fonds de vallée au sein de l'exploitation agricole.

Inventaire spatio-temporel des zones humides de fonds de vallée.

6 - Apport de la télédétection à l'inventaire des zones humides de fonds de vallée.

7 - *Vers une typologie fonctionnelle cohérente et intégrée des zones humides de fonds de vallée.*

Chaque thème est pris en charge par une équipe bien identifiée, à l'exception du thème 7, qui correspond à la synthèse des différentes approches proposées. L'ensemble de ces thèmes devra permettre d'une part de quantifier le fonctionnement hydrologique et géochimique de ces zones, et d'autre part de fournir un certain nombre d'indicateurs, hydrologique, pédologique, écologique... permettant une typologie cohérente de ces zones. L'approche interdisciplinaire se fera à travers une approche croisée sur les différents sites, et à travers la confrontation des modèles et des échelles d'approches.

2.2 Les sites

Comme cela a été présenté, nous avons privilégié une approche multisite, sur lesquels interviendront l'ensemble des participants, permettant de recouvrir une grande diversité, base indispensable à une typologie. Il s'agit cependant de sites qui bénéficient tous d'un suivi depuis une ou plusieurs années par l'une ou l'autre des équipes participantes. Ce choix permettra ainsi de valoriser les connaissances existantes. Ces sites sont les suivants :

Un site lourd : le bassin du Coët-Dan à Naizin (Morbihan), BVRE.

Des sites suivis dans le cadre du programme ARMOR de l'INRA, sur la rivière l'Oir (Normandie) et de la pointe du Finistère (Kerbernez).

Des sites suivis dans le cadre d'actions sur le bocage (Pleine Fougère, Ille et Vilaine).

Des sites suivis dans le cadre de BEP (Kervigen, Finistère).

Des sites anciennement caractérisés (Quintin, Côtes d'Armor).

Un site suivi dans le cadre d'une opération « Fertimieux », le Don (Loire Atlantique).

Ces sites permettent de recouvrir à la fois une diversité climatique, géologique (Schistes/Granites) et d'occupation des sols (ripisylve, prairie fauchée ou pâturée, avec différents degrés d'intensification agricole en amont, cultures annuelles, friches...).

Confrontation avec d'autres sites¹ :

Les travaux développés sur le bassin versant du Réal-Collobrier, dans le Var, ont montré tant sur le plan expérimental que numérique, le rôle des fonds de vallée dans la dynamique hydrologique (Taha, 1995 ;

¹ Par suite de la mutation de notre correspondant, la confrontation avec le Real Collobrier n'a pu avoir lieu. Par contre, des échanges fructueux se sont tenus avec J. M. Dorioz, notamment lors de la première réunion Ty-Fon, à Thonon les Bains.

Marc,1994). La confrontation de la caractérisation et du fonctionnement hydrologique des zones humides de fonds de vallée pourra ainsi être assurée dans des contextes climatiques et géologiques très contrastés.

Dans un contexte là aussi très différent, celui de la région lémanique, le rôle des zones humides de fond de vallée a été mis en évidence. Des travaux portant sur la typologie des structures de paysage jouant un rôle tampon dans la lutte contre la pollution diffuse ont été développés, qui s'appuient sur une grande connaissance de ces milieux (Parmeland, 1995). Il nous paraît fructueux d'élargir notre réflexion à ces régions, pour en assurer la validité, en s'attachant la collaboration de J. M. Dorioz. (INRA, Thonon les bains)

2.3 Description du programme

1 - Rôle hydrologique des zones humides de fonds de vallée : différentes approches de modélisation pour estimer leur localisation et leur rôle de contrôle hydrologique (M.P. Arlot, P. Durand, C. Gascuel-Odoux, J.M. Gresillon, Ph. Merot, Y. Nedelec)

Dans les régions ne présentant pas de grandes plaines alluviales, le rôle hydrologique des zones humides est essentiellement conditionné par la dynamique de l'extension verticale et latérale de la saturation en eau au cours du temps. Cette proposition vise à étudier cette dynamique par différentes approches complémentaires.

Le concept de zone contributive met en avant le rôle de la zone saturée en eau, dite contributive, généralement connexe au réseau de drainage naturel : cette extension variable traduit des processus de charge et décharge du bassin versant et permet de rendre compte simplement de la non-linéarité du système.

Sur la base de ce concept, plusieurs modèles hydrologiques ont été développés, mais le plus fécond est sans doute le TOPMODEL (Beven et Kirkby, 1979 ; Beven, 1986). Ce modèle, conçu plutôt comme un ensemble d'utilitaires d'hydrologie, a fait l'objet de nombreux développements et d'applications comme en a attesté le symposium qui lui a été consacré à Lancaster en septembre 1995. L'information topographique y est essentielle : à partir d'une base altimétrique à maille carrée, un indice morphométrique, défini comme le logarithme du rapport entre l'aire drainée et la pente locale est calculé ; la fonction de distribution de cet indice sur le bassin versant synthétise la géométrie du système ; le comportement hydrologique d'une maille donnée est entièrement conditionné par la valeur de cet indice. L'intérêt de cette approche est d'établir une relation entre des grandeurs géométriques, ici de nature topographique, et des grandeurs fonctionnelles, ici flux d'eau à l'exutoire et lame d'eau ruisselée correspondant aux surfaces saturées, et ainsi de mettre en évidence les composantes fondamentales d'un processus complexe.

Nous proposons d'utiliser cette approche de modélisation pour étudier les variations dans le temps et dans l'espace des zones contributives, selon différentes résolutions spatiales et temporelles des données - pas de temps sur les données hydrologiques, pas d'espace sur le modèle numérique de terrain-, selon différents niveaux d'analyse temporels -averses, train d'averses, variations intermensuelles, inter-annuelles-, et spatiaux -bassins versants emboîtés-. L'originalité de notre approche réside dans le croisement, à ces différentes résolutions, des résultats de la modélisation et de ceux dérivant de différentes sources de données de terrain : relevés pédologiques, teneur en eau, données radar. Ce croisement fera appel à des critères de surface, mais aussi de forme. En effet, l'importance des modifications de surface et de forme de ces zones -allongement, digitations, agrégation, connexité entre elles et avec le ruisseau- ont des conséquences en terme de fonctionnement, notamment vis à vis de processus géochimiques et du transfert de solutés.

Cette vision, 'vue du dessus du bassin versant', à travers la topographie et la saturation superficielle des sols, a cependant des limites si on veut comprendre dans le détail la genèse, la rétention et l'évacuation des crues, l'impact hydrologique des aménagements -fossés, drains- et les processus biogéochimiques associés (Durand et Juan Torres, 1996). De nombreuses zones humides de faible extension se caractérisent par une forte hétérogénéité de leurs caractéristiques hydrodynamiques et des flux qui les parcourent, tant latéralement que verticalement. Dans une certaine mesure, cette hétérogénéité peut être décrite par l'organisation de la couverture pédologique en horizons relativement contrastés (Curmi et al., 1995). Une représentation hydraulique reste également nécessaire, pour décrire les échanges dans le sol, entre le sol et le réseau hydrographique, et entre le sol et l'atmosphère. Deux approches seront ainsi testées de façon complémentaire :

- une étude de l'influence de la saturation sur les échanges sol-atmosphère, accompagnée de travaux sur la connaissance des interactions sol-réseau hydrographique est proposée. En effet, fortement dominé par les phénomènes d'infiltration et d'évaporation, le bilan des échanges sol-atmosphère doit être décrit en tenant compte des spécificités du milieu 'zone humide' : hauteur d'eau, végétation, faible vitesse verticale, température. Les mécanismes de transfert d'eau dans les sols à excès d'eau, en interaction forte avec des prélèvements dans la zone saturée par l'évapotranspiration, ou en présence de ruissellement dû à une nappe perchée temporaire, ou en présence de fossé de drainage, ont été étudiés et modélisés à la division Ouvrages pour le drainage et l'étanchéité du Cemagref d'Antony, en parcelles drainées et non drainées. L'extension de la connaissance de ces mécanismes au cas des zones humides sera appliquée pour obtenir un modèle global de comportement de la zone humide et des méthodes de quantification des différents flux. Cette démarche sera effectuée en collaboration avec le Cemagref d'Antony.

- une représentation bidimensionnelle de fond de talweg, simplifiée en compartiments, pour renseigner un modèle hydrologique mécaniste, est également proposée afin d'analyser le comportement en crue d'une telle zone en terme de flux, de contribution relative au débit total, et en terme de connexion entre ces différents compartiments. Les résultats pourront être comparés avec les signaux hydrochimiques obtenus à l'exutoire, dans la mesure où il est possible d'affecter à ces compartiments une 'signature chimique' différente.. Cette démarche sera effectuée en collaboration avec J.M. Grésillon de l'Université de Bordeaux.

En définitive, la première partie de cette proposition met l'accent sur la dynamique de l'extension latérale des zones saturées de bas-fond, fortement liée à la topographie locale et amont -pente locale, aire contributive amont-. La seconde partie, à l'opposé, insiste sur le fonctionnement de la zone saturée et ses implications hydrologiques, en relation avec de fortes différenciations pédologiques, le réseau hydrographique, et la topographie aval-dénivelé et distance par rapport au ruisseau-. Leur confrontation permettra de mieux définir les chemins de l'eau et les flux à travers la zone humide, qui conditionne sa fonction hydrologique et géochimique, et permet de raisonner l'impact d'éventuels aménagements.

Les différentes approches pourront être appliquées à des sites expérimentaux qui présentent des caractéristiques différentes, en particulier : le bassin versant du Coët-Dan (56), celui du Real Collobrier et ceux de la région de Nozay (44).

2 - Organisation pédologique et dynamique interne des sols hydromorphes de fonds de vallée ; relation avec la géomorphologie (Curmi, Walter, Arousseau, Hollier -Larrouse, Cote, Palma-Lopez).

Les bassins versants d'ordre 1, qui représentent dans le massif armoricain la moitié du réseau hydrographique (24000 km / 46000 km), sont occupés dans leur partie basse par des zones humides de petite taille. Ces zones résultent d'une part de la transformation de sols bien drainés sous l'effet de l'engorgement en eau, le modèle d'organisation spatiale de ces sols a été établi (Curmi, 1993; Widiatmaka, 1994), et d'autre part de sols alluviaux qu'il reste à caractériser.

Des cartographies à différentes échelles, allant du 1/1000 au 1/25000 ont montré que le caractère discriminant de ces systèmes est l'étendue du domaine de transition entre les sols bien drainés et les sols hydromorphes. Cette étendue apparaît étroitement corrélée à la topographie fine du versant. De plus, le fonctionnement hydrologique et géochimique du domaine hydromorphe est vraisemblablement corrélé au type de limite avec le domaine bien drainé.

L'objectif scientifique de ce projet est d'établir une typologie fonctionnelle de ces milieux qui soit aisément extrapolable parce que basée sur des indicateurs faciles d'accès. Pour cela, des corrélations seront recherchées entre d'une part l'organisation interne de ces zones humides, leur étendue et leur fonctionnement (variation saisonnière, capacité dénitrifiante) et d'autre part les facteurs géologiques, topographiques et climatiques.

Cette corrélation sera basée: - d'une part (thèse de V. Chaplot) sur une analyse détaillée de l'organisation du sol le long de transects topographiques et sur l'utilisation des Modèles Numériques de

Terrain, à partir d'observations ponctuelles (sondages et fosses). Des tests de terrain concernant de potentiel d'oxydo-réduction et la teneur en fer II dissous permettront de préciser l'extension des processus de dénitrification. Nous souhaitons coupler cette caractérisation discrète de la couverture pédologique à une cartographie de détail des secteurs limités de bassins versants en réalisant des mesures en continue de la résistivité apparente du proche sous-sol (collaboration LCPC Nantes, A Hollier Larousse). Ces mesures permettront d'appréhender de manière précise l'organisation spatiale des différents horizons pédologiques rencontrés, leur épaisseur (par mesures électriques ou sondages) et éventuellement, en travaillant à différentes saisons, les variations spatio-temporelles de l'état hydrique.

- d'autre part sur le suivi du fonctionnement hydrodynamique de ce domaine humide à l'échelle de la saison et à l'échelle de l'averse, de son extension spatiale et des cheminements de l'eau dans ce domaine en fonction de son organisation interne en volumes (horizons pédologiques) aux propriétés hydrodynamiques contrastées. L'évolution pédologique conduit naturellement dans la zone humide (lorsque les matériaux sont limoneux) au développement d'un volume subsuperficiel à très faible conductivité hydraulique qui va favoriser les écoulements hypodermiques (thèse de M. Zida).

On établira à partir de ces travaux une typologie de comportement des zones humides des bassins versants d'ordre I du massif armoricain qui sera basée sur des variables faciles d'accès (carte géologique, MNT, données climatiques). Cette typologie sera spatialisée sur de vastes domaines du massif armoricain en s'appuyant en particulier sur les modèles numériques de terrain à résolution fine (P. Aourousseau).

3a Mesure des capacités tampons des zones humides vis à vis des pollutions azotées diffuses (Pinay, Durand, Grimaldi)

Le rôle des zones riveraines dans la régulation des pollutions azotées diffuses est maintenant bien établi. Cependant à ce jour peu d'études ont été menées sur les capacités réelles de rétention de l'azote dans les zones de fonds de vallée. La présente étude a pour but de mesurer l'importance de ce phénomène de rétention dans des zones humides de fonds de vallée situées dans des contextes géomorphologiques différents (granite, schiste, grès) et soumis à des apports diffus de nutriments plus ou moins importants. Pour ce faire, il est essentiel de répondre à deux questions complémentaires: 1) Quelles sont les capacités tampons réelles de zones riveraines de fonds de vallée dans des situations hydrologiques typiques ? 2) Quel est l'impact des apports diffus d'azote sur la diversité végétale des zones humides ?

L'évaluation des capacités tampons de zones humides typiques (boisement riverain de bas-fond, prairie humide), sera faite notamment grâce à un suivi de leur activité dénitrifiante, processus majeur relatif à la capacité tampon des zones humides, couplé à une mesure des flux d'azote et de traceur naturel entrant et sortant de ces structures paysagères potentiellement considérées comme des "puits" d'azote. Une attention particulière sera portée sur les zones d'écotones entre bassin versant agricole et zone humide d'une part et entre zone humide et cours d'eau d'autre part.

Un suivi mensuel des capacités de dénitrification *in situ* sera réalisé selon deux méthodes ; la méthode des enceintes closes (Mosier & Heinemeyer, 1981) et la méthode d'incubation de carottes de sols (Yoshinari & Knowles, 1976) pour le suivi des profils de sol. Ces deux méthodes utiliseront la technique du blocage à l'acétylène. De plus, la disponibilité en azote des sols des zones humides sera estimée à partir du suivi des processus impliqués dans le cycle de l'azote (minéralisation, immobilisation microbienne, mesures des biomasses aériennes et racinaires et évaluation des productivités primaires). Il sera ainsi possible de mettre en relation les capacités dénitrifiantes des sites et les autres processus biologiques impliqués dans le cycle de l'azote.

Par le biais de données phyto-sociologiques (§ 4) et de l'étude du rôle hydrologique des zones humides de fonds de vallée (§ 1) il sera possible de relier l'importance de la zone réellement en contact entre une zone humide et son bassin versant (terres agricoles jouxtant la zone humide, cours d'eau longeant ou traversant la zone humide) en utilisant l'azote comme traceur de l'impact des activités du bassin versant. Ce couplage des différentes approches permettra de déterminer les raisons de l'ampleur petite ou grande de la zone de contact. En effet, une faible zone d'impact vis à vis de la biodiversité peut être le soit le fait d'une

dénitrification importante qui empêche toute intrusion d'azote plus avant dans la zone humide soit d'une faible connexion hydraulique entre la zone humide et le bassin versant limitant ainsi les apports.

3b - Contrôle des métaux lourds dans les zones humides de fonds de vallée. (Trolard ; Bourrié)

L'extension importante des zones humides, reconnues comme zones actives dans la dénitrification, a fait naître l'idée de mieux utiliser leur potentiel épurateur en favorisant le maintien ou l'apparition de conditions réductrices. Ceci entraîne :

- (i) la réduction des « oxydes » de fer et la libération des métaux associés (Cu, Zn, Cd...)
- (ii) la modifications des conditions d'oxydation de la matière organique.

Or, d'une part, les augmentations des teneurs dans le sol sont particulièrement préoccupantes pour le cuivre et le zinc en raison de la généralisation des élevages intensifs. La phytotoxicité due au cumul de ces deux éléments (Cu EDTA + Zn EDTA) est irréversible et pourrait apparaître à échéance de moins d'un siècle (Coppenet *et al.*, 1993). D'autre part, la migration de ces métaux et en particulier de Cu vers les eaux des rivières entraîne l'apparition de phénomène d'intoxication chez les salmonidés.

La dynamique oxydo-réductrice dans les zones humides est ordonnée dans le paysage et est différentes selon qu'elle est observée dans les zones humides de fonds de vallées ou de pente (Maître, 1991a ; Bourrié *et al.*, 1994). Des préleveurs d'eau libre du sol ont été mis au point et ils permettent d'obtenir des échantillons d'eau chimiquement très faiblement perturbés par rapport aux conditions de terrain (la photosensibilisation est empêchée et le potentiel redox reflétant les conditions du sol préservé) (Maître, 1991b).

Le potentiel d'oxydo-réduction est contrôlé par des formes métastables où le fer joue un rôle prépondérant (Bourrié et Maître, 1994 ; Soulier, 1995 ; Trolard *et al.*, 1995 ; 1996). L'existence de ces formes est fortement dépendante de facteurs biogéochimiques et hydrochimiques du milieu (concentrations en Si, C, pH, flux d'eau...)(Trolard *et al.*, 1995 ; Durand et Torres, 1996). Or les « oxydes » de fer sont connus comme des pièges privilégiés pour les métaux lourds et leur capacité d'adsorption est d'autant plus grande que leur degré de cristallinité est plus faible. On a montré ainsi, qu'une partie du fer présent sous forme solide dans les sols de zones humides correspond à un « réservoir chimique » alimenté par la précipitation du fer lors des périodes de réoxydation, et alimentant lui-même à son tour la formation des « oxydes » de fer bien cristallisés (Soulier, 1995 ; Trolard *et al.*, 1995). Les caractéristiques et la réactivité de ce compartiment sont étroitement liées aux conditions hydriques et oxydo-réductrices in situ dans les différents horizons (Soulier, 1995 ; Trolard *et al.*, 1996).

D'autre part, de tous premiers résultats sur l'étude des métaux lourds montrent que Cu et Zn migrent dans des proportions importantes et rapidement à la suite d'un épandage de lisier entre la zone cultivée et la zone humide située juste à l'aval et que cette migration s'accompagne de variations du pH, du Eh, du fractionnement de la matière organique et des autres paramètres hydrochimiques du milieu (thèse Jaffrezic, en cours).

Aussi, dans le cadre de ce projet, on mettra l'accent sur l'acquisition de données biogéochimiques et sur la modélisation des interactions dans le système « oxyde » de fer - éléments métalliques - carbone et ses relations avec les processus d'oxydo-réduction dans les zones humides.

Des méthodes de prélèvement et d'analyse ont été développées et permettent la spéciation des éléments dans les eaux et les solides (mise en œuvre de l'ultrafiltration pour les eaux et des extractions sélectives en conditions oxydo-réductrices contrôlés ; mise au point de tests de terrain de contrôle *in situ* du potentiel redox ; méthodes d'analyse du fer II...). Sur cette base, on cherchera :

- (i) à établir les dynamiques saisonnières de Fe, Si, C, Cu et Zn dans les eaux libres du sol par une acquisition régulière dans le temps et in situ de données chimiques multi-élémentaires ;
- (ii) à étudier la répartition des métaux dans les différents compartiments minéraux du sol par extractions chimiques sélectives ; (iii) à étudier l'incidence sur ces eaux et sur ces solides d'apports anthropiques de métaux en amont d'une zone humide ;

(iv) à étudier les relations qui pourraient exister entre la mobilisation et immobilisation des métaux, celles des autres éléments et conditions hydriques et oxydo-réductrices du milieu.

3 c - Devenir des pesticides dans les zones humides de fonds de vallée.(Barriuso, Benoit, Charnay, Houot)

Les zones humides de fonds de vallée représentent des milieux naturels particulièrement exposés aux pollutions diffuses par les pesticides. Des informations précises sur le comportement des pesticides dans ces milieux sont à notre connaissance extrêmement rares (Chung et al., 1995 ; Ro et al., 1995 ; Topp et al., 1995). En raison du ralentissement de la circulation des eaux, d'une activité biologique intense et de l'alternance des conditions oxydantes et réductrices, les zones humides sont le siège de transformations physico-chimiques et biologiques importantes, dont les conséquences sur le devenir des pesticides sont peu ou pas connues. Dans ces conditions les matières organiques vont jouer très probablement un rôle déterminant dans les phénomènes de rétention et de dégradation des pesticides, tant au niveau des solutions (interactions entre matières organiques solubles et pesticides - Barriuso et al., 1992) qu'au niveau des sols et des sédiments (modifications de l'adsorption et de la dégradation - Benoit et Barriuso, 1995 ; Benoit et al., 1996).

Cette proposition répond à deux objectifs : 1) Étudier les phénomènes impliqués dans la rétention et les transformations des pesticides en mettant l'accent sur le rôle des conditions d'oxydoréduction et de la nature des matières organiques présentes et sur l'effet des variations saisonnières liées au fonctionnement hydrologique et biogéochimique des zones humides de fond de vallée. 2) Identifier les facteurs contrôlant la disponibilité des molécules retenues dans les sédiments par rapport à d'éventuels transferts en aval ou vers la nappe.

La caractérisation de la rétention des pesticides et de sa réversibilité se fera au laboratoire, en fonction des conditions des conditions physico-chimiques, en particulier les conditions d'oxydoréduction, des zones étudiées. Des incubations en conditions contrôlées de laboratoire (Eh, pH, température) les plus proches possibles de celles observées sur le terrain devraient permettre de caractériser l'évolution des propriétés de rétention en fonction du temps, et en particulier, les phénomènes de stabilisation des résidus de pesticides (Barriuso et al., 1992 ; Barriuso et Koskinen, 1996).

Parallèlement, on se propose de caractériser les grandeurs correspondant à la dégradation des pesticides : cinétiques et taux de dégradation (Charnay et Fournier, 1994 ; Barriuso et Houot, 1996. Ces grandeurs seront mesurées au laboratoire dans des sols, des sédiments et des eaux en faisant varier les conditions d'oxydo-réduction, autour des conditions mesurées sur le terrain. Ces données devraient permettre d'estimer les capacités intrinsèques de dépollution biologique en conditions d'anaérobiose plus ou moins poussée. Le prélèvement des eaux, des sols et des sédiments à différents temps et à différents endroits dans la zone étudiée doit permettre de déterminer la répartition spatio-temporelle des propriétés biologiques impliquées dans la dégradation des pesticides.

Cette partie du projet s'appuiera sur les connaissances acquises par les autres équipes, en particulier sur le fonctionnement hydrologique (§1), pédologique (§2) et géochimique (§3a et §3b). Lors de la première année notre activité consistera à la mise au point méthodologique d'échantillonnage et de traitement des échantillons en vue de minimiser les modifications physico-chimiques lors des études de laboratoire. Ceci se fera sur un site (bassin du Coët-Dan) sur lequel sera réalisé un suivi approfondi pendant la deuxième année. Ce site est étudié depuis plusieurs années par les autres équipes participantes et des résultats acquis sur la pollution par les pesticides serviront pour le choix des molécules à étudier (Cann, 1995). A l'issue des deux premières années, l'objectif est de définir un protocole de caractérisation simplifiée qui pourra être appliqué à la caractérisation du devenir de pesticides dans d'autres situations hydrologiques et biogéochimiques contrastées (autres sites du projet) permettant de fournir des éléments pour proposer une typologie des différentes zones humides vis à vis de leur capacité de stockage, leur pouvoir épurateur et les risques indirects dans la pollution des eaux par les pesticides.

4 - Impact des apports diffus sur la biodiversité des zones humides de fonds de vallée (Clément, Burel, Pinay).

Une controverse importante s'est fait jour depuis que l'on a pu montrer que les zones humides en général et les zones riveraines en particulier pouvaient constituer système tampon vis-à-vis des pollutions azotées diffuses. En effet, une des craintes à cet égard a trait au fait que si ces zones humides sont soumises à des apports de plus en plus importants d'azote il peut en résulter une diminution de la richesse spécifique de ces zones et une banalisation de leur flore avec des espèces plus nitrophiles. Un changement, une banalisation de la végétation vont avoir pour conséquence de modifier la cohorte d'insectes phytophages associés. De fait, les habitats des espèces de zones humides vont diminuer, se fragmenter et les espèces emblématiques, caractéristiques de ces zones vont se raréfier. Il paraît donc intéressant de suivre l'incidence des changements de végétation sur la distribution de phytophages et la dynamique des populations directement affectées par cette transformation de leur ressource.

L'objectif de cette partie de l'étude est de suivre les conséquences des apports en nutriments et en métaux depuis les bassins versants sur la diversité végétale et animale.

La sélection de sites clés est faite sur la base de critères phyto-sociologiques et hydrogéologiques. Elle tend à choisir la plus grande diversité de conditions existant dans les quatre bassins versants retenus pour l'étude. L'évolution fonctionnelle de la zone humide sera menée en référence aux travaux de Maltby et al. (1994) qui considèrent qu'une zone humide, notamment celle de fonds de vallée, comprend une mosaïque de milieux ou unités hydrogéomorphiques (H.G.M.U.) ; une H.G.M.U. étant une entité géomorphique élémentaire caractérisée par une hydrodynamique et des caractéristiques pédologiques homogènes. A chaque H.G.M.U., il est le plus souvent possible de définir une communauté végétale bio-indicatrice de l'unité fonctionnelle (Murphy et al. 1994).

L'analyse des principales caractéristiques fonctionnelles de la végétation, biomasses aériennes et racinaires, productivité nette, taux de décomposition de la matière organique, flux de nutriments (en relation avec § 3a) nous permettront de rechercher les facteurs actifs de la biodiversité. La caractérisation des types biologiques, des tactiques et attributs vitaux des principales espèces permettra de définir les groupes fonctionnels ou stratégies adaptatives des plantes. De plus nous évaluerons la qualité et l'abondance des peuplements d'insectes, et plus particulièrement des phytophages associés aux communautés végétales. Ceci nous permettra, d'un point de vue fondamental, de mesurer les transferts de diversité biologique lors du passage d'un réseau trophique au niveau supérieur. En ce qui concerne la conservation du patrimoine naturel, ceci nous permettra d'identifier des modalités de gestion des zones humides favorables au maintien des espèces d'intérêt patrimonial.

5 - Interactions entre activités agricoles et zones humides (Baudry,).

La plupart des zones humides de bas-fond sont situées dans le territoire d'exploitations agricoles. De ce fait, les agriculteurs sont des gestionnaires essentiels de ces milieux. Ils interviennent dans leur aménagement (formes de drainage, présence de haies, relations avec les parcelles sur le versant...) et leur usage (pâturage, fauche, mise en culture, itinéraires techniques). Ce sont là des facteurs essentiels de la qualité écologique des zones humides.

Nous proposons, pour les différents types de zones humides, de préciser leur place dans les types de systèmes de production agricoles. Leur importance dans le territoire des exploitations peut être telle que la présence des zones humides est un des déterminants du choix du système de production. Dans tous les cas nous étudierons leur fonction dans le système technique. La fonction c'est d'une part le type d'usage, d'autre part la contribution à la production globale du système. Par ailleurs, nous étudierons la gestion des éléments « non productifs » associées aux zones de bas fonds (talus de ceinture, rive) dont le rôle est mis en avant dans les fonctionnements écologiques.

Ces travaux doivent déboucher d'une part sur la connaissance de la contribution de l'agriculture à l'organisation des paysages de bas fonds, d'autre part à une appréhension des contraintes techniques liées à une modification de l'usage de ces zones. Par ailleurs, la connaissance des pratiques agricoles à l'échelle parcellaire est nécessaire à la compréhension de la distribution actuelle des espèces animales et végétales

Hypothèses : Les contraintes techniques liées à la présence de zones de bas fond dans les exploitations sont de deux ordres: 1) celles liées à la part des zones humides dans le territoire de l'exploitation (plus elle est grande, plus il est difficile de modifier leur usage), 2) celles liées à la fonction de production (si, dans les systèmes d'élevage, elles sont utilisées par les vaches laitières, les contraintes sont plus fortes que si elles sont utilisées par les jeunes bovins).

Méthodes et protocoles : Les informations seront recueillies par enquêtes et par observations de terrain. Pour chaque site d'étude nous choisirons les exploitations à étudier (une dizaine par site) à la fois selon des caractéristiques des zones humides (occupation, entretien apparent, relation avec le réseau bocager) et des caractéristiques de systèmes de production (type de production, taille...), de façon à cerner au mieux la diversité des situations.

Les enquêtes porteront sur les caractéristiques générales de l'exploitation et sur l'usage des parcelles. Chaque parcelle sera repérée sur le plan cadastral. Cette spatialisation est indispensable 1) à l'analyse des activités agricoles et 2) au lien avec les autres approches.

Pour chaque exploitation enquêtée, nous analyserons sur le terrain l'état des zones de fond de vallée. Ces états seront cartographiés.

6 - Apport de la télédétection à l'inventaire des zones humides de fonds de vallée (Hubert-Moy).

La télédétection est un outil puissant pouvant contribuer à l'inventaire des zones humides de fonds de vallée. La problématique de l'apport de la télédétection se situe à 3 niveaux :

- *un problème méthodologique* : La caractérisation des zones humides de fonds de vallée par télédétection doit s'effectuer à partir de la mise au point de méthodes spécifiques de traitement de données diverses liées à l'exiguïté des sites d'étude et à leur complexité : structure très variable du parcellaire, du réseau bocager, diversité des modes d'occupation des sols et des pratiques agricoles avec la présence plus ou moins résiduelle d'une végétation hygrophile à la structure très hétérogène... L'inventaire, la caractérisation et le suivi de chacun des sites d'étude seront cartographiés à partir de données à différentes résolutions spectrales et spatiales : - images satellites Landsat Thematic Mapper, SPOT, (ERS1 ?) ; - photographies aériennes à grande échelle en IRC ; - données CASI (Compact Airborn Spectrographic Imager : capteur H. R. visible).

Les potentialités et la complémentarité des données seront évaluées, en particulier l'apport des données CASI pour la caractérisation des associations végétales naturelles ou prairiales hydrophiles par rapport aux photographies aériennes.

Des cartographies synthétiques de chacun des sites seront réalisées à partir de la mise au point de méthodes de fusion de ces données multi-résolution.

- *une contribution à l'inventaire d'un milieu évolutif* : à la différence des zones humides de larges vallées alluviales ou de plaines intérieures françaises dont la localisation est bien connue, les nombreuses zones humides de fonds de vallée du Massif Armoricaïn, inscrites au sein de paysages agricoles intensifs, ne sont pas encore toutes inventoriées. Par ailleurs, le rythme soutenu des modifications des pratiques agricoles et de l'extension des surfaces artificialisées rendent rapidement obsolètes les cartographies de ces sites (limites et caractérisation) généralement très espacées dans le temps.

- *une contribution à l'identification de l'état actuel des zones humides* : des outils tels que les M. N. T. peuvent extraire des zones humides "potentielles" selon des critères morphologiques ; des données de télédétection issues de capteurs à haute résolution permettent de définir la répartition spatiale sur des espaces assez vastes des zones humides "réelles" ou "actuelles" selon des critères hydrologiques (détection de l'hydromorphie de surface), phyto-écologiques (identification d'une végétation hydrophile), agronomiques (occupation du sol et pratiques agricoles). La confrontation de la cartographie de ces zones humides "actuelles" avec les zones humides "potentielles" permettra de définir, parallèlement à des études diachroniques à partir de séries de photographies aériennes, leur degré d'évolution au sein d'une typologie.

Des scénarii prospectifs sur l'évolution de chacun des sites se fera à travers l'intégration de l'ensemble de ces documents dans un SIG.

7 - Vers une typologie fonctionnelle cohérente et intégrée des zones humides de fonds de vallée.

Il s'agira ici de confronter les différentes approches présentées précédemment. Il s'agira là d'un réel travail interdisciplinaire, à la fois sur le plan de la connaissance scientifique et sur le plan de l'approche opérationnelle.

Cette synthèse sera orientée vers :

- l'établissement des complémentarités des différentes approches : confrontation des échelles d'études et des modèles proposés.
- la validation intersite des différentes approches.
- l'intérêt relatif d'une approche fonctionnelle vue sous l'angle d'une discipline vis à vis d'une autre discipline.
- Une réflexion sur la signification des indicateurs et la recherche des indicateurs les plus adaptées en fonction du contexte (échelle, précision, objectif, état des connaissances, outils disponibles...).

2.4 Bibliographie du chapitre A.

- ANONYME (1988) COM(708)88 Control of nitrate from diffused sources. E.C., 22nd General Report, point 572.
- BEVEN J.K. and KIRKBY M.J. 1979. 'A physically based, variable contributing area model of catchment hydrology', *Hydrol. Sci.*, 24, 43-69.
- BEVEN, K.J. 1986. Hillslope runoff processes and flood frequency characteristics. In *Hillslope processes*, Abrahams (Ed), Allen and Unwin, Boston, 187-202.
- BRENNER-ZALEWSKI E.K., ZALEWSKI D.W., BRENNER F.J., 2000, Determination of optimum wetland size for achieving reduction in non point pollution. Québec, Wetland Millenium Event, univ. Laval,
- BROOKS R.O., HELLER WARDROP B., COLE C.A., REISINGER K., 2000 Using reference wetlands for integrating wetland inventory, assessment and restoration for watersheds, Québec, Wetland Millenium Event, univ. Laval, 216
- CANN C. 1995 Etude du transfert des triazines vers les eaux superficielle, exemple du bassin versant du Coët Dan. Cémagref, Rennes, 75 pp.
- CHUNG K.H., RO K.S., et ROY D. 1995. Atrazine biotransformation in wetland sediment under different nutrient conditions-I: anaerobic. *J. Environ. Sci. Health*, A30, 109-120.
- COPPENET M., GOLVEN J., SIMON J.C., LE CORRE L. et LE ROY M. (1993) Evolution chimique des sols en exploitations d'élevage intensif : exemple du Finistère. *Agronomie*, 13, 77-83.
- DERMINE B. & LAMBERTS L. 1987. Nitrate nitrogen in the Belgian course of the Meuse River - fate of the concentrations and origins of the inputs. *Journal of Hydrology*, 93: 91-99.
- EPPS O., EIDSON J., COCKRELL K., 2000, Wetland functional evaluation : a GIS-based approach for the 401 certification program., Québec, Wetland Millenium Event, univ. Laval, 310.
- FORSBERG B.R., ROSENQVIST A., PIMENTEL T.P. AND RICHEY, 2000 Modeling of flooding patern and methane emissions in the Jau River floodplain (central amazon) using JERS1 imagery. Québec, Wetland Millenium Event, univ. Laval, 131
- HERTZ E., 2000 A watershed-based wetlands characterisation method and planning tool, Québec, Wetland Millenium Event, univ. Laval, 216
- HUDDLESTON J.H. & VERBLE K.K., 2000 Identifying hydric soil in hillslope landscape positions. Québec, Wetland Millenium Event, univ. Laval, 228
- JENKINGS B., BLEIL D., BURKA D., 2000, A GIS-based integrated wetland assessment and restoration targeting tool., Québec, Wetland Millenium Event, univ. Laval, 217
- JOHNSTON C.A. 1991. Sediment and nutrient retention by freshwater wetlands: effects on surface water quality. *Critical Reviews in Environmental Control*, 21 (5,6): 491-565.
- JOHNSTON C.A., DETENBECK N.E. & NIEMI G.J. 1990. The cumulative effect of wetlands on stream water quality and quantity. A landscape approach. *Biogeochemistry*, 10: 105-141.
- JONES J.R., BOKOFKA B.P. & BACHMANN R.W. 1976. Factors affecting nutrient loads in some Iowa streams. *Water Res.*, 10:117-122.
- KNOWLES R. 1981. Denitrification. *Ecol. Bull.* 33: 315-329.
- LABAUGH J.W., WINTER T.C., ROSEN BERRY D.O., 2000 The importance of groundwater in determination of wetland chemical characteristics, 328

- LEIBOWITZ S., An approach to geographic prioritisation of wetlands given limited effort and information, Québec, Wetland Millenium Event, univ. Laval, p.215.
- MACHUNG L., FORGIONE H.M., 2000 A landscape level approach to wetland functional assessment for the New York city water supply watersheds, Québec, Wetland Millenium Event, univ. Laval, 216.
- MALTBY E., HOGAN D.V., IMMIRZI C.P., TELLAM J.H. AND VAN DER PEIJL M.J. 1994. Building a new approach to the investigation and assessment of wetland ecosystem functioning. In "Global Wetlands: Old world and New", Mitsch W.J. Ed. Elsevier Amsterdam Publ. p. 637-658.
- MEROT PH. REYNE S. AND BAUDRY J. 1994. Les structures linéaires boisées: environnement physique et agronomique, méthodes et perspectives d'étude des transferts. Séminaire Agroforestrie / forêt paysanne, Paris Décembre 1994. Réponse à l'appel d'offre AIP nouvelles fonctions de l'agriculture et de l'espace rural.
- MEROT PH., EZZAHAR B., WALTER C., AUROUSSEAU P., 1995 Mapping waterlogging of soils using digital terrain model, Hydrol. Proc., 9, 27-34.
- MOSIER A.R. & HUTCHINSON G.L. 1981. Nitrous oxide emissions from cropped fields. Journal of Environmental Quality, 10: 169-175.
- MURPHY K.J., CASTELLA E., CLEMENT B., HILLS J.M., OBRDLIK P., PULFORD I.D., SCHNEIDER E. AND SPEIGHT M.C.D. 1994. Biotic indicators of riverine wetland ecosystem functioning. In "Global Wetlands: Old world and New", Mitsch W.J. Ed. Elsevier Amsterdam Publ. p. 659-682.
- OSBORNE L.L. & WILEY M.J. 1988. Empirical relationships between land use cover and stream water quality in an agricultural watershed. Journal of Environmental management, 26:9-27.
- PETERJOHN W.T. & CORRELL D.L. 1984. Nutrients dynamics in agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. Ecology 65: 1466-1475.
- PINAY G. & DECAMPS H. 1988. The role of riparian woods in regulating nitrogen fluxes between alluvial aquifer and surface water: a conceptual model. Regulated Rivers, 2: 507-516.
- PINAY G., ROQUES L. AND FABRE A. 1993. Spatial and temporal patterns of denitrification in a riparian forest. Journal of Applied Ecology 30 (4): 581-591.
- PRIOR H., & JOHNES P.J., 2000 Nitrogen and phosphorus dynamics in U.K. wetlands : observations on the role of storm events, Québec, Wetland Millenium Event, univ. Laval, 177
- PUCKETT L.J., 2000 Role of riparian wetlands in removing nitrate from groundwater discharging to the Otter Tall River, Minesotta, Québec, Wetland Millenium Event, univ. Laval, 179.
- RIDCHARDSON J.L., FEIGUM C., HOPKINS D., HURT G.W., 2000 Estimating original site hydrology and soil features for wetland restoration. Québec, Wetland Millenium Event, univ. Laval, 228
- RO K.S. et CHUNG K.H. 1995. Atrazine biotransformation in wetland sediment under different nutrient conditions-II: aerobic. J. Environ. Sci. Health, A30, 121-130.
- ROHDE A, SEIBERT J., 1999 - Wetlands occurrence in relation to topography : a test of topographic indices as moisture indicators, Agric and For. Meteorol., 325-340.
- ROULET N.Y., MOORET.R., HILBERT D., 2000 Sensitivity of the carbon stored in peatlands to climate variability and change. Québec, Wetland Millenium Event, univ. Laval,
- Sprecher S. & Warn D., 2000 Antecedent precipitation for evaluation of wetland hydrology, Québec, Wetland Millenium Event, univ. Laval, 228.
- Sutter L.A., A GIS-based conceptual model for evaluating wetland significance, Québec, Wetland Millenium Event, univ. Laval, 310
- Tiner R., 2000 Enhancing wetlands inventory for watershed-based wetland characterisations and preliminary assessments of wetlands functions, Québec, Wetland Millenium Event, univ. Laval, 215
- TOPP E., GUTZMAN D.W., BOURGOIN B., MILLETTE J. et GAMBLE D.S. 1995. Rapid mineralization of the herbicide atrazine in alluvial sediments and enrichment cultures. Environ. Toxicol. Chemistry, 14, 743-747.
- Vought L.B.M. Pinay G., Fuglsang A. and Ruffinoni C. 1995. Structure and function of buffer strips from a water quality perspective in agricultural landscapes. Landscape and Urban Planning, 31: 323-331.
- Yoshinari T. & Knowles R. 1976. Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction by denitrifying bacteria. Biochem. Biophys. Res. Comm. 69: 705-710.
- Zhang Y., Li C., Trettin C.C, Sun G., 2000 Modeling soil carbon dynamics of forested wetlands, Québec, Wetland Millenium Event, univ. Laval, 410

Caractérisation et fonctionnement hydrologique :

1 - Approches de modélisation pour estimer la dynamique spatio-temporelle des zones humides de fonds de vallée et leur rôle de contrôle hydrologique.

C. GASCUEL-ODOUX, P. DURAND, C. KAO ET P. MEROT

Ce compte-rendu comprend deux parties portant sur l'analyse de la dynamique des zones humides et leur fonctionnement hydrologique, couplant des approches expérimentales et de modélisation, abordant spécifiquement les interactions avec le versant puis avec la rivière, développant ensuite une approche plus générique mettant en relation les caractéristiques morphologiques du versant avec les fonctionnalités de la zone humide.

Ces 2 parties sont respectivement :

☞ Le fonctionnement hydrologique des zones humides en interaction avec le versant.

Le cas du bassin versant de Naizin-Kervidy.

*J. Molénat, C. Gascuel-Oudoux et P. Durand,
INRA, Unité Sol et Agronomie de Rennes-Quimper*

☞ Le fonctionnement hydrologique des zones humides en interaction avec le cours d'eau. Le cas du bassin versant du ru de Cétrais

*C. Kao,
Cemagref, Division Ouvrage pour le drainage et l'étanchéité, Antony*

Les principaux acquis de ces deux études ont permis l'établissement d'une typologie hydrologique qui a servi de synthèse et de base à l'ensemble des thèmes et qui est donc présentée dans la partie 7.

☞ L'influence de la forme du versant sur le fonctionnement des zones humides: étude théorique par modélisation

*Durand, P., Beaujouan, V., Ruiz, L.
INRA, Unité Sol et Agronomie de Rennes-Quimper*

Typologie hydrologique des petites zones humides ripariennes

P. Durand ⁽¹⁾, C. Gascuel-Oudoux ⁽¹⁾, C. Kao ⁽²⁾, P. Mérot ⁽¹⁾

Le fonctionnement hydrologique des zones humides en interaction avec le versant ; le cas du bassin versant de Naizin-Kervidy.

J. Molénat, C. Gascuel-Odoux et P. Durand,

L'étude a porté sur l'analyse des temps et des vitesses de transfert de l'eau sur le versant, sur la quantification et le déterminisme des flux d'eau entrant dans la zone humide. Le travail a été réalisé sur le bassin versant de Kervidy-Naizin. Ce site de 5km² présente une couverture limoneuse allant de sols bien drainés sur le versant à des sols hydromorphes et dégradés à l'aval, sur altérite de schiste d'une dizaine de mètres, elle-même sur substrat schisteux. On reprend ici essentiellement les conclusions se rapportant au fonctionnement de la zone humide, parmi les travaux de thèse de J. Molénat (1999) sur la dynamique de la nappe et son rôle sur les transferts de nitrates.

Site et instrumentation

Trois toposéquences du bassin versant de Kervidy-Naizin ont été équipées de chacune 4 ou 5 piézomètres implantés à 3-4 mètres de profondeur (Fig. 1). Ces toposéquences vont du haut du versant jusqu'à la zone humide. Une toposéquence a été suivie de 1996 à 2000, les deux autres n'étant suivies que depuis 1997. Les hauteurs piézométriques ont été acquises au pas de temps de 15 minutes, tandis que des échantillons pour analyses des majeurs ont été prélevés tous les quinze jours. Ces chroniques très importantes nous ont permis l'analyse de la dynamique hydrologique et chimique de la zone humide, par comparaison au versant.

Résultats

La position de la nappe

Dans l'espace, le domaine d'affleurement de la nappe présente une extension très variable (Fig. 2) : soit, il apparaît assez bien délimité par la concavité de bas de versant, quand cette dernière existe, et c'est alors en période hivernale une zone d'exfiltration ; soit, à l'opposé la topographie est relativement linéaire et ce domaine s'étend et se rétracte continûment en fonction de la succession des averses.

Dans le temps, différentes phases sont identifiées. Quatre saisons ont été définies en fonction des variations climatiques : une saison hivernale (décembre à mars) ; une saison printanière (avril à juin) ; une saison estivale (juillet à septembre) et une saison automnale (octobre à novembre), l'ensemble constituant une année hydrologique. Pour chaque saison et chaque piézomètre, on a établi la fonction de distribution des profondeurs de nappe selon différentes classes de profondeur. Ces classes sont définies avec des intervalles de 30 cm jusqu'à 1,5 m, de 50 cm entre 1,5 et 3 m puis de 1 m entre 3 et 10 m. La fonction ainsi définie représente le temps relatif que la nappe passe à un niveau donné (Fig. 3). En été, la nappe, située souvent au-delà du mètre, n'apparaît pas sensible aux précipitations. En début d'automne, on assiste à une phase de remplissage du domaine de bas-fond, remplissage assez strictement relié aux apports de pluie, avec des transferts latéraux limités. En fin d'automne, en hiver et au printemps, la nappe montre dans ce domaine une très forte réactivité verticale, avec des battements rapides mais de faible amplitude, suggérant une recharge prépondérante par le biais d'écoulements préférentiels.

Ainsi, à Guériniec, la nappe reste en général superficielle. Les variations de profondeurs de nappe sont très marquées le long du transect et d'une saison à l'autre. Ceci traduit une variabilité spatio-temporelle très marquée le long du transect. Les légères différences observées au cours des saisons résultent des variations des conditions climatiques au cours des années. Ainsi dans le bas fond (PG1, PG2, PG3), la nappe reste au-dessus de 60 cm, en hiver et au printemps, pour 89 % du temps. Elle ne descend pas en dessous de 2,5 m pendant l'été. Au niveau du versant (PG4, PG5), la nappe est au-dessus de 1,2 m pour 78% du temps en hiver. Elle reste supérieure à 2 m pour 87 % du temps au cours du printemps et reste au-dessus de 5 m pendant l'été. Sur le plateau (PG6) la nappe reste inférieure à 1,5 m en hiver, à 3 m au printemps et à 6 m en été.

Sur le transect de Kerolland, la nappe présente un comportement similaire à celui des piézomètres de bas fond à Guériniec. Ces deux transects présentent une pente douce de 4 % caractéristique de la partie Nord du BV. En hiver, la nappe reste superficielle tout le long du transect. Elle ne descend pas en dessous de 1,2 m et

reste supérieure à 90 cm pour en moyenne 81 % du temps. Au printemps, la nappe garde la même distribution des profondeurs qu'en hiver, mais avec des temps d'occupation différents au niveau de PJ2 et PJ3. En été, dans l'ensemble la nappe reste assez superficielle et ne descend pas en dessous de 2 m.

Par contre sur le transect de Fournello, la nappe reste à des niveaux assez bas. Les profondeurs de nappe varient de très peu au cours des saisons. Pour la plus grande partie du temps, la nappe reste inférieure à 3 m et à 4 m au printemps sur tout le versant en hiver. Au cours de l'été elle reste inférieure à 4 m dans la partie aval du versant (PI1 et PI2) et à 8 m dans la partie amont (PI3).

Ainsi, la profondeur de la nappe présente une variabilité temporelle très différente au sein d'un même transect et d'un transect à l'autre. Ces variations sont plus marquées sur le transect de Guériniec car il intègre plusieurs unités morphologiques. Ainsi à Guériniec la distribution des profondeurs de nappe montre deux domaines aux comportements différents. Un domaine aval où la nappe reste superficielle et un domaine amont où la nappe reste à des niveaux plus profonds. Dans le domaine aval les positions de la nappe sont distribuées sur une petite gamme de profondeurs et dans le domaine amont elles sont distribuées sur une gamme de profondeurs assez importante. Ce transect apparaît très différent du transect de Fournello.

Position de nappe et indice topographique

Pour comprendre l'origine de cette hétérogénéité spatiale des profondeurs de nappe, au sein d'un transect, mais surtout d'un transect à l'autre, l'indicateur le plus simple que l'on puisse utiliser est une information topographique souvent synthétisée par l'indice de Kirkby (1976), égal $\ln(A/tg \beta)$ avec A l'aire drainée amont et β la pente aval. Cet indice topographique constitue la base de plusieurs modèles actuellement très utilisés comme TOPMODEL, Topog, etc. Une des hypothèses de base de ces modèles est que les gradients topographiques sont parallèles aux gradients hydrauliques. Autrement dit plus l'indice topographique est fort, plus le déficit hydrique est faible, par conséquent plus la profondeur de nappe est faible. Ceci devrait ainsi se traduire par une relation linéaire entre les profondeurs de nappe et les indices topographiques. Pour vérifier la pertinence de cette hypothèse, nous avons étudié la relation entre l'indice topographique et les profondeurs de nappe sur les trois transects. Sur les transects de Fournello et de Kerolland la distribution des profondeurs de nappe ne respecte pas cette relation. Sur ces transects la nappe peut être à la même profondeur pour deux points aux indices topographiques différents. De même à des niveaux d'indices topographiques similaires, la nappe peut être à des profondeurs différentes. L'information topographique n'explique pas les profondeurs de nappe. Sur le transect de Guériniec, la relation entre les indices topographiques et les profondeurs de nappe est linéaire dans le domaine aval, mais s'estompe fortement dans le domaine amont. Ainsi, dans le domaine aval, le toit de la nappe suit la surface topographique. A l'amorce du versant le toit de la nappe se déconnecte de la surface topographique et évolue différemment de la pente topographique. Cette déconnexion provoque un épaississement progressif de la ZNS vers l'amont laissant un champ de battement plus important à la nappe. En conclusion, l'indice topographique constitue un bon indicateur pour prédire les profondeurs de nappe dans le domaine aval et de versant, mais échoue fortement au niveau du plateau et des transects de Fournello et de Kerolland. Des études antérieures portant sur la dynamique de la nappe ont permis de montrer qu'en ces endroits, la distribution des profondeurs de nappe est plutôt liée à la géométrie des matériaux et plus particulièrement à la répartition des altérites (Molénat, 1999). Ainsi dans le domaine amont (transect de Guériniec), les profondeurs de nappe importantes seraient la conséquence d'un épaississement de la couche des altérites. La base de cette couche altérée serait alors déconnectée de la surface topographique actuelle. Les variabilités spatiales des propriétés hydrodynamiques comme la conductivité hydraulique entre l'amont et l'aval peut également expliquer cette discordance. Des drainages profonds vers le socle fissuré peuvent également influencer sur la forme et la profondeur de la nappe. Ces résultats montrent que l'information topographique a des limites importantes pour la prédiction des profondeurs de nappe et suggèrent la nécessité d'autres facteurs liés à la géométrie du milieu comme la variabilité des propriétés hydrodynamiques qui peut être un bon indicateur des profondeurs de la nappe.

Réactivité de la nappe

La réactivité de la nappe à une averse varie en fonction des saisons et le long du transect. Ainsi en hiver la nappe réagit assez rapidement aux précipitations sur l'ensemble du bassin. Donc a priori la position de la nappe importe peu sur la réactivité de la nappe. Cependant les battements de nappe impliqués dans cette réponse sont plus importants en amont qu'en aval. Le facteur contrôlant cette réponse de la nappe se révèle être la quantité de pluie, l'intensité et la durée intervenant de façon moindre, ces deux facteurs étant bien corrélés avec le cumul de la pluie. Pendant l'hiver, dans le bas fond, la nappe est essentiellement dans la couche de labour et vers l'amont les profondeurs de nappe descendent plus bas dans des milieux moins poreux. Cette variation de la porosité peut expliquer la différence entre la réponse dans le bas fond et celle

dans le domaine amont. Ainsi la porosité importante dans la couche de labour provoque une faible réaction dans le bas fond et en amont la porosité faible du milieu amplifie la réponse de la nappe.

On voit également que la nappe réagit de façon instantanée dans le bas fond et avec un effet de seuil à l'amont. Ceci est lié à l'état de saturation des sols avant la pluie. Dans le domaine aval les sols sont saturés ou proches de la saturation et le profil de sol au-dessus de la nappe est faible. Dans ces conditions la nappe réagit de façon instantanée, la recharge se faisant ou non directement. A l'amont les sols sont moins saturés et le profil de sol est très épais. La pluie qui s'infiltré provoque d'abord une réhumectation du profil de sol avant d'atteindre le toit de la nappe. Ainsi les pluies de faible quantité vont seulement provoquer une humectation du profil de sol mais n'atteindront pas le toit de la nappe. Ce seuil pourrait donc être défini comme la quantité d'eau nécessaire pour une saturation du profil de sol qui précède la réponse de la nappe. Cet effet de seuil est plus marqué au printemps du fait de profondeurs de nappe importantes et du moindre humidité des sols.

Durant le printemps et l'été, la nappe est plus mobilisable dans le domaine aval que sur le versant. Sur le versant, les coefficients de corrélation entre la réponse de la nappe et le cumul de la pluie sont moins bons. Pendant cette période de l'année, les sols sont secs, l'évapotranspiration importante. La nappe étant assez basse, une partie de la pluie qui s'infiltré est absorbée par les sols secs. Seule une partie de l'eau d'infiltration atteint le toit de la nappe, provoquant les réponses de faible amplitude qu'on observe au début du printemps. Pendant l'été, ces conditions deviennent extrêmes. Ceci explique le fait que seules les pluies de fort cumul et de longue durée provoque une réaction de la nappe pendant l'été.

Les variations des amplitudes de fluctuation de la nappe le long du transect sont bien corrélées avec les réponses de la nappe. On voit donc que l'étendue de la zone de recharge de la nappe varie considérablement au cours des saisons et le long du transect. Pendant l'hiver cette recharge s'opère sur l'ensemble du transect. Elle est plus importante en amont qu'en aval. Au cours du printemps cette zone diminue progressivement et se limite au domaine aval au cours de l'été. Cette recharge est en premier ordre fonction du cumul de la pluie, en second ordre de la porosité du milieu et de la position de la nappe par rapport à la surface. L'intensité et la durée de la pluie, l'indice des pluies antécédentes interviennent de façon beaucoup moindre par rapport à la pluie.

Interaction entre la zone humide et le versant, entre la zone humide superficielle et les couches profondes

Les flux entre la zone humide et la rivière apparaissent contrôlés par le gradient hydraulique dans la zone humide quand la nappe n'est pas affleurante. A l'opposé, quand la nappe affleure, les débits dans la rivière apparaissent contrôlés par les gradients hydrauliques de la nappe dans le versant, gradient qui apparaît sensiblement différent du gradient topographique. La mise en œuvre d'un modèle d'écoulement de nappe (MODFLOW) montre que les vitesses de transfert dans ce domaine de bas de versant sont rapides, de l'ordre du demi-mètre par jour dans le sol, de l'ordre de quelques mètres par jour dans l'altérite. Les temps de parcours de l'eau dans ces domaines étroits, connexes au réseau hydrographique et souvent larges de quelques dizaines de mètres seulement, apparaissent par modélisation donc assez courts, de l'ordre de quelques jours à dizaines de jours. Cependant la forte hétérogénéité des conductivités des sols peut également isoler une partie de l'eau, à côté de circulations majoritairement rapides dans la zone humide. Par ailleurs, on montre que l'apport d'eau profonde, en provenance du schiste, estimé par modélisation de l'ordre de 20-25 %, pourrait représenter dans ce domaine une composante non négligeable en regard des apports par le sol et l'altérite. L'analyse de la chimie des eaux montre que le domaine de bas de versant correspond à une diminution des teneurs en nitrates corrélée à une augmentation des teneurs en sulfates. Cette constatation, complétée par d'autres observations, conduit à formuler deux hypothèses. La première est celle de l'apport en aval d'une eau profonde, eau du socle appauvrie en nitrate du fait d'une dénitrification autotrophe avec réduction de la pyrite. La seconde hypothèse est celle d'un apport d'eau de surface appauvrie en nitrate du fait d'une dénitrification hétérotrophe par réduction de la matière organique. Ces hypothèses, sans doute plus complémentaires que contradictoires, devraient présenter des amplitudes très différentes selon que l'on est en crue ou hors crue, selon l'état hydrique du bassin versant. Le bilan des flux dans la zone humide doit ainsi prendre en compte des apports notable provenant du schiste.

Conclusions

La zone humide a une dynamique spatio-temporelle marquée : la localisation et la réactivité de la nappe correspondent à deux dynamiques majeures, l'averse et la saison, pour lesquelles le cumul pluviométrique apparaît comme un des facteurs majeurs.

Il existe une forte hétérogénéité des différentes zones humides d'un bassin versant, certaines apparaissant bien reliées à des caractéristiques topographiques, d'autres étant peu prédictible sans doute du fait de la géométrie du milieu et de ses caractéristiques physiques.

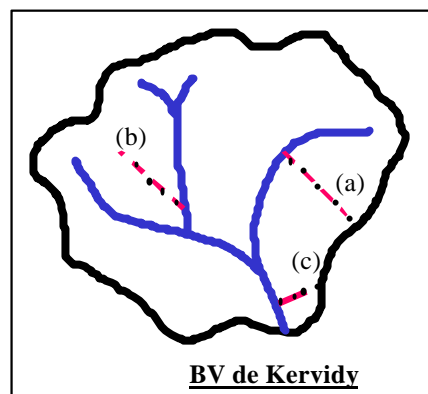
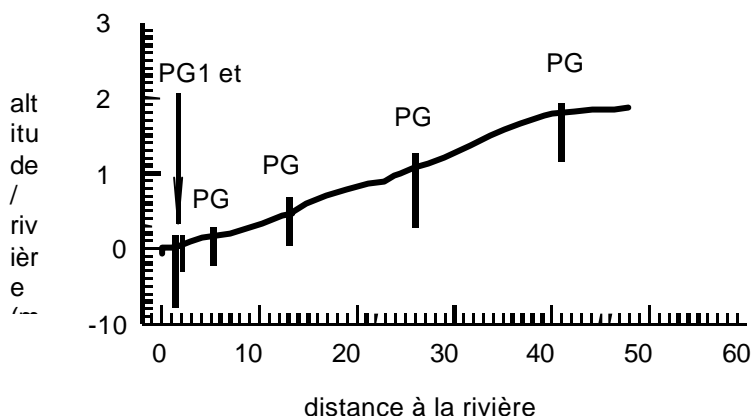
La zone humide est en interaction forte avec le versant du fait des vitesses importantes dans la nappe d'altérite, dans le bas de versant et la zone humide. Le temps de séjour moyen est ainsi de l'ordre de quelques jours dans la zone humide en période d'écoulement important. La zone humide apparaît également en interaction avec les eaux des couches profondes.

Bibliographie

Molénat, 1999. Rôle de la nappe sur les transferts d'eau et de nitrate dans un bassin versant agricole. Etude expérimentale et modélisation. Thèse de doctorat de l'université de Rennes 1.

Dioum, O., 2000. Dynamique des nappes superficielles et leur rôle dans la contamination des eaux par les pesticides.

(a) Guériniec



(b)

(c)

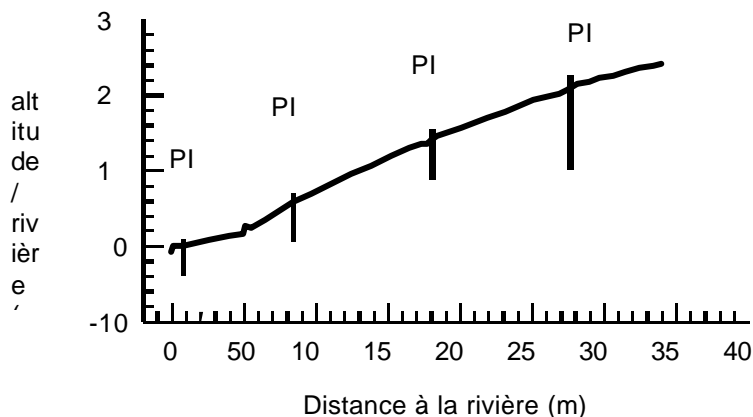
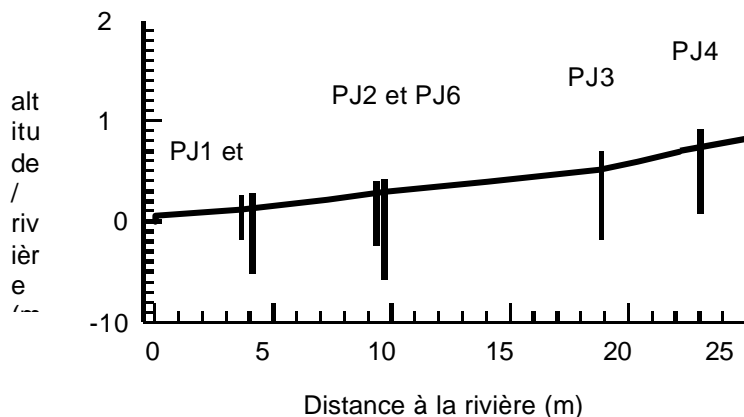


Fig. 1. Bassin versant de Kervidy-Naizin (56). Installation piézométrique sur les versants de Guériniec, Kerrolland et Fournello.

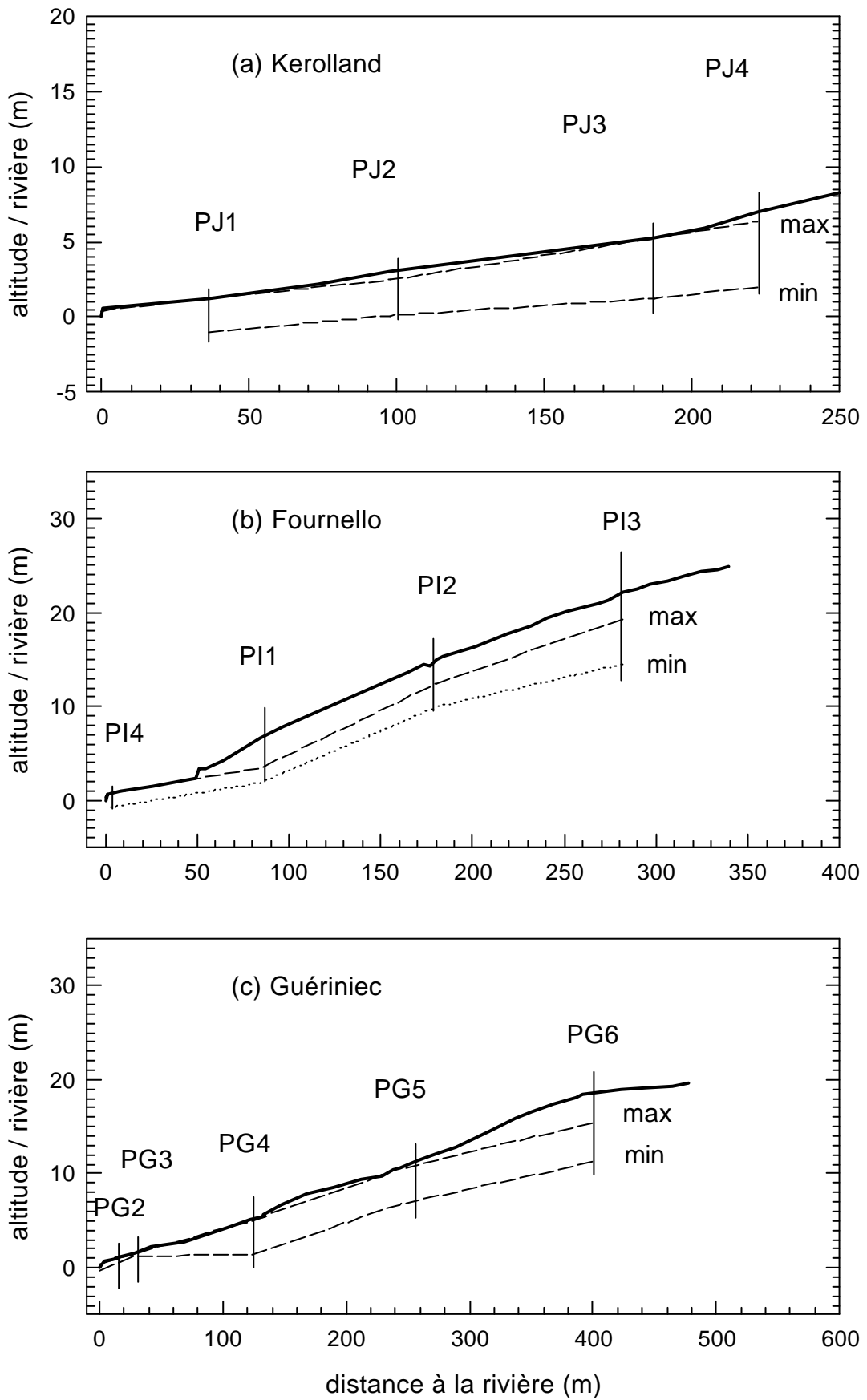


Fig. 2. Profils de nappe sur les transects. La surface topographique est représentée en trait gras, les niveaux maxi et mini observés en 1997/98 en traits pointillés.

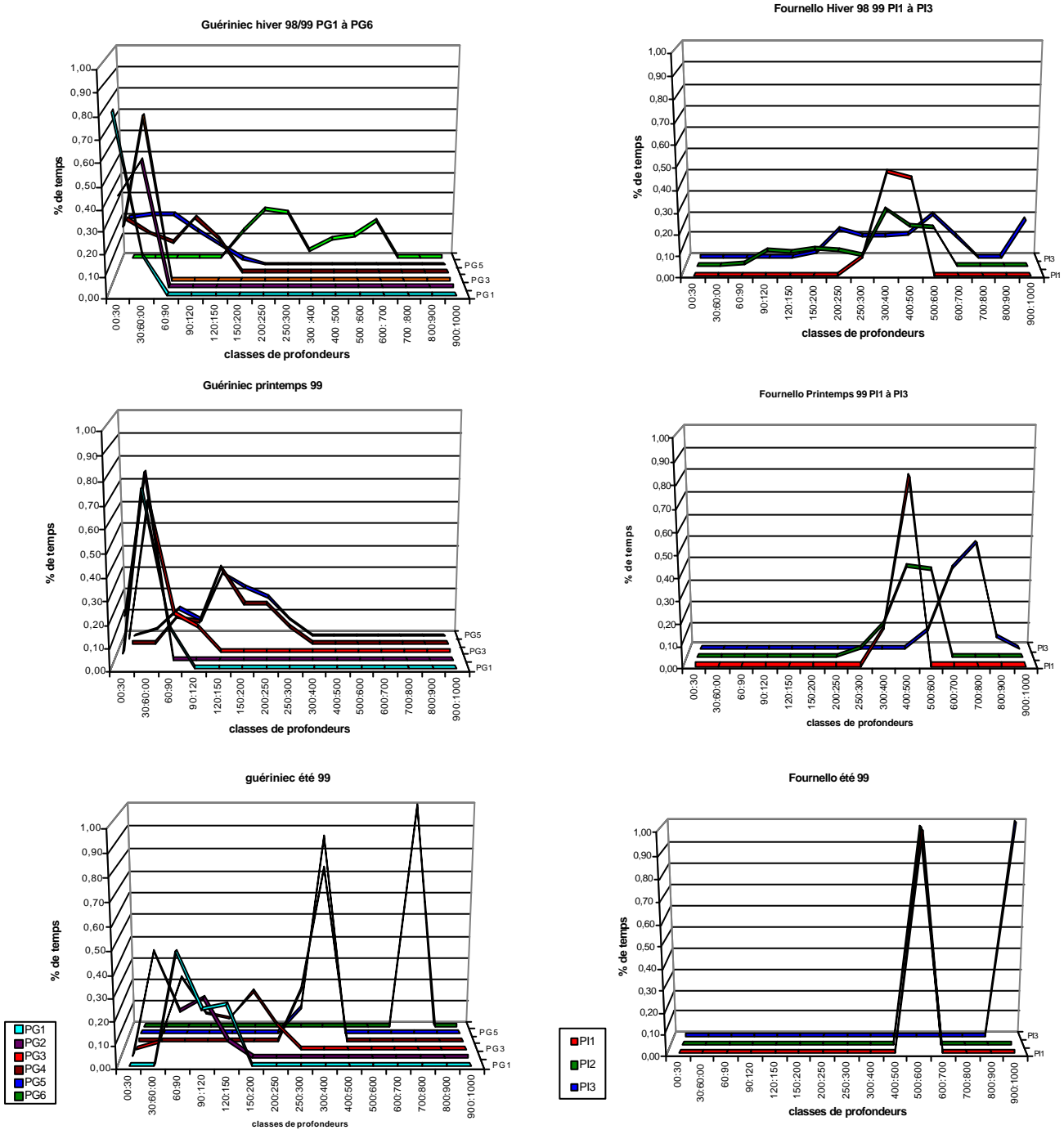


Figure 3. Fréquence relative de la position de la nappe selon les différents piézomètres de Guériniac et Fournello.

Etude et modélisation des relations hydrauliques entre réseaux de fossés, ouvrages hydrauliques et zones hydromorphes de fonds de vallons Cas du bassin Pilote de Ru de Cétrais (44)

C. Kao

L'objectif de cette étude est de déterminer, parmi les moyens d'atténuer les impacts du dimensionnement des fossés d'assainissement, l'efficacité du ralentissement des crues par un ensemble d'obstacles ponctuels à l'écoulement et de déterminer la fonction de stockage longitudinal d'une zone hydromorphe de fonds de vallons.

1. Démarche

Afin de déterminer les moyens de ralentir la propagation des crues dans un réseau d'assainissement agricole, nous avons étudié un bassin versant drainé de quelques dizaines de km² : le bassin du ru de Cétrais, dans le département de la Loire Atlantique. Le travail a été réalisé en deux temps : le réseau a d'abord été étudié en l'état actuel afin de comprendre son fonctionnement. Ensuite, ce réseau a été modifié virtuellement afin de tester des scénarios d'aménagement permettant de mieux utiliser les capacités de stockage du réseau et d'une zone hydromorphe de bas fond située en milieu de bassin (Figure 1 et 2) et susceptible d'être soumise à des submersions temporaires (cette zone sera par la suite désignée par le sigle ZHBF). Le modèle réalisé tient compte de la présence d'une zone de bas fond comme une zone d'épandage des crues (ce qui se traduit par une meilleure connaissance de la topographie du lit moyen). Le bassin versant du ru de Cétrais est sensiblement caractéristique du grand ouest car il a été, en partie, remembré et drainé, les solutions qui y sont préconisées pourraient servir de base à des opérations dans la région. Le ru de Cétrais (Figure 3) regroupe deux ruisseaux : celui de la Mare de l'Aune et celui de Cétrais. La superficie totale drainée par ce réseau est de 36 km². En travers des ruisseaux et fossés ont été régulièrement aménagés dans le passé pour les besoins de l'agriculture, on trouve des buses pour permettre le franchissement des rus par les engins agricoles qui, sans que se soit leur objectif, influencent aussi le fonctionnement hydraulique du réseau d'assainissement. Le bassin versant du Cétrais est inclus dans le bassin versant du Don (affluent de la Vilaine, 600 km²), représentatif des bassins versants hydromorphes sur schistes et grès altérés de l'ouest de la France, se caractérisant par une hydromorphie marquée et des transferts rapides et superficiels. L'hydromorphie favorise la présence de petites zones hydromorphes de bas fonds, s'étendant sur quelques dizaines d'hectares. L'hydromorphie affecte également les terres de plateau, qui sont alors souvent drainées.

2. Méthodologie

2.1 Modélisation

L'étude des transferts de crues dans le ru de Cétrais est réalisée à l'aide d'un logiciel d'hydraulique transitoire, en écoulement à surface libre unidirectionnel (ISIS). Ce logiciel permet la résolution des équations de Saint-Venant par la méthode de Preissmann. La simulation se déroule en deux phases : tout d'abord un calcul de la ligne d'eau initiale par la résolution des équations de Saint-Venant en régime permanent, puis un calcul en régime transitoire à partir de la ligne d'eau initiale.



Figure 1 : Photo d'un fossé d'assainissement agricole en amont de PZ7



Figure 2 : Vue du ru du Cétrais et de la zone de fond de vallon en amont de la buse PZ1

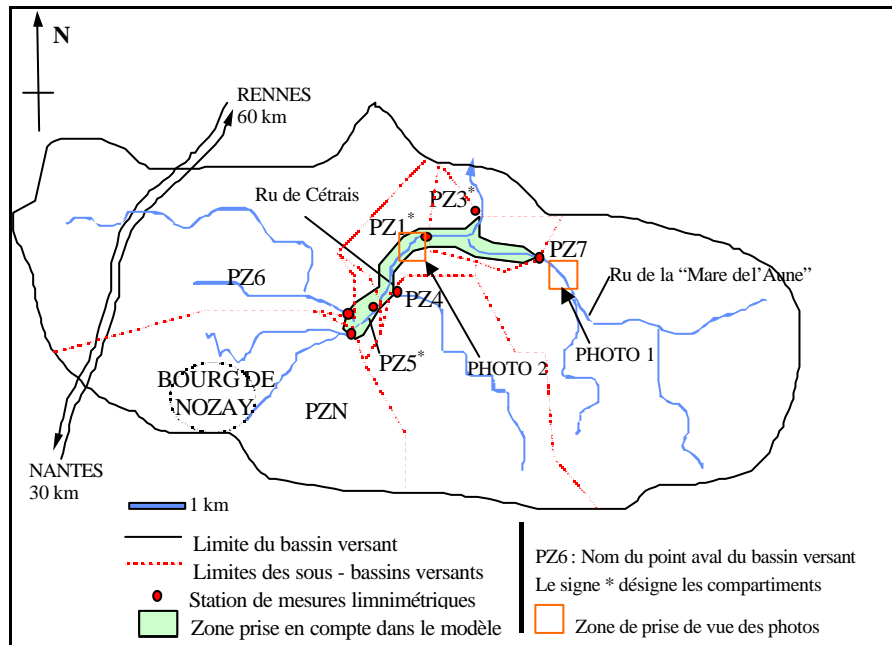


Figure 3 : Carte du bassin versant de Cétrais

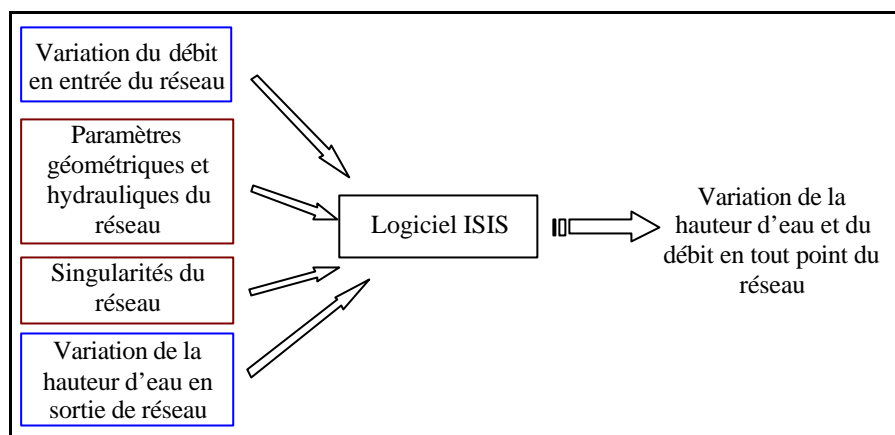


Figure 4 : Fonctionnement du logiciel ISIS

L'utilisation du logiciel ISIS nécessite la connaissance de la topographie et des caractéristiques hydrauliques du réseau (un lit mineur où se situent les écoulements en conditions normales, et un lit moyen où les eaux débordent lors des crues, ce débordement s'accompagne de la circulation des eaux en excès), des débits entrant dans le réseau et de la hauteur d'eau au point le plus à l'aval du réseau (Figure 4).

2.2 et.3 Topographie ; Mesures de hauteurs d'eau et de débit

Le but est de modéliser seulement le fossé principal de drainage agricole et la zone de bas fond qu'il côtoie (Figure 3) à partir de la mesure de la topographie du lit moyen. La description de l'état du ru de l'amont vers l'aval permet une première évaluation des coefficients de Strickler.

En certains points du réseau (Figure 3), des dispositifs permettant de suivre l'évolution de la ligne d'eau au cours du temps, au pas de temps d'un quart d'heure ainsi que le débit ont été effectués.

2.4 Ouvrages

La prise en compte des singularités présentes en travers du lit du fossé (buses, franchissements et confluences) est le point le plus délicat de la modélisation. Dans notre modèle, les buses et les tronçons du lit moyen qui leur sont parallèles ont été représentés par l'insertion, à l'emplacement des buses, d'un déversoir orifice simulant la buse dans le lit mineur et d'un déversoir représentant le lit moyen. La cote de la crête du déversoir a été prise égale à la cote de débordement du lit mineur à l'amont de la buse. La largeur de la crête a été prise égale à la largeur de la section amont qui est située à cette cote. En ce qui concerne les confluences, leur rôle en tant que zones de débordement nous a incités à les définir de façon précise sous forme de relations largeurs – cotes, afin d'obtenir une continuité des écoulements de part et d'autre de la confluence. Cette définition précise des confluences permet de limiter des erreurs dans les calculs de volumes débordés.

2.5 Calage et validation

Le calage du modèle a été réalisé en comparant les limnigrammes simulés par le modèle à ceux observés au niveau des points de mesures, pour un événement de la saison 1997/1998. Cet événement présente de faibles débits et ne provoque pas de débordement. Le modèle a ensuite été validé avec un événement de la saison 1997/1998 qui se rapproche de la crue de période de retour 1 an et provoque des débordements.

2.6 Caractérisation du transfert des crues

Les simulations permettant de caractériser la capacité du réseau (en l'état actuel ou virtuellement modifié) à transférer ou à ralentir les crues sont réalisées avec une crue triangulaire représentative des événements de période de retour 1an. Le débit de pointe de cet événement est estimé à 1 l/s/ha. Les temps de montée et de descente de l'hydrogramme ont été fixés par rapport à ceux observés sur le bassin pour des événements - crues de même fréquence, ils sont respectivement égaux à 7 et à 42 heures. Les résultats des simulations par le logiciel, tant sur le réseau en l'état actuel que sur le réseau modifié, sont comparés, entre l'entrée et la sortie du modèle, au travers des modifications apportées au

débit de pointe, au volume maximum stocké dans le réseau et du temps de submersion des zones de débordement.

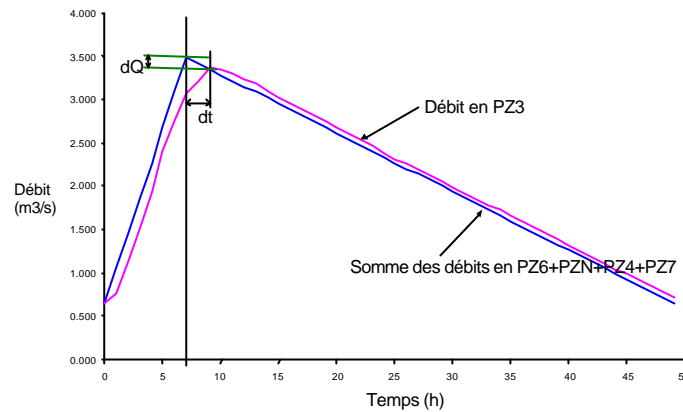


Figure 5 : Eléments de comparaison des débits de pointe

En terme de débit de pointe, on calcule la différence (dQ) entre la valeur du débit de pointe en PZ3 (positionnement des points de mesure cf. Figure 3) (débit dit « de sortie ») et le maximum de la somme des valeurs des débits en PZ6, PZN, PZ4 et PZ7 (débits dits « d'entrée »), le décalage dans le temps des deux pointes (dt) et le rapport du débit de sortie au débit d'entrée (exprimé en %). Plus ce rapport est faible, plus le laminage par le réseau est important.

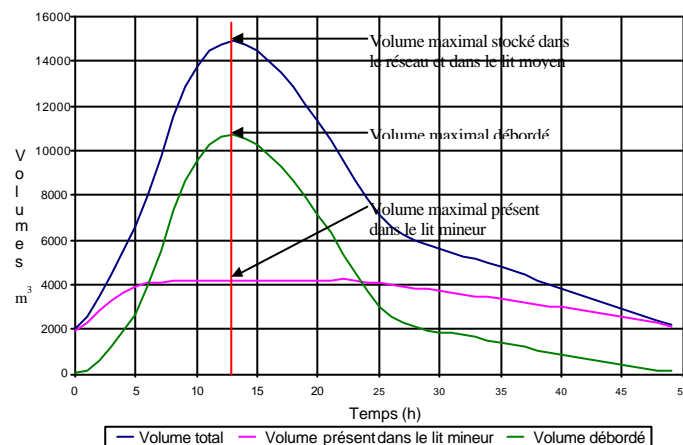


Figure 6 : Eléments de comparaison des volumes stockés

En terme de volume, on utilise les volumes instantanés maximum présents dans le lit mineur et dans l'ensemble lit mineur / lit moyen ainsi que leur rapport exprimé en % (détermination voir Figure 6). Par exemple pour le cas ci-dessus :

Volume maximal stocké dans le lit mineur : $4\,250\text{ m}^3$

Volume maximal stocké dans l'ensemble lit mineur + lit moyen : $14\,900\text{ m}^3$

Rapport des volumes : 29 % (ce qui signifie que 29 % du volume instantané maximum présent dans le réseau est dans le lit mineur)

3. RESULTATS

3.1 Réseau actuel

Le réseau actuel lamine très peu. Le décalage dans le temps des deux débits de pointe est de l'ordre de l'heure et la différence des deux débits de pointe est de l'ordre de la centaine de l/s, soit 3 % de l'amplitude du débit d'entrée. La faiblesse du laminage est liée d'une part à l'importance des sections du ru (dimensionnement) et d'autre part à l'absence de sections particulières très étroites par rapport à

la section du lit mineur. Les simulations montrent que le réseau dans son état actuel est, à peu près, dimensionné pour les crues de période de retour 1 an. En effet, les premiers débordements, localisés au niveau des confluences, apparaissent pour des débits de l'ordre de 1 l/s/ha.

3.2 Simulation d'un réaménagement du réseau

L'objectif est de déterminer quelles transformations pourrait subir le réseau pour améliorer sa capacité de laminage et utiliser la ZHBF en tant que zone de stockage des eaux de crues. Pour y arriver, deux facteurs peuvent être favoriser d'une part les débordements en lit moyen et d'autre part le stockage dans l'ensemble du réseau.

Favoriser le stockage dans le lit mineur

Etant donnée la section des rus, le passage des crues est très rapide, il y a donc une sous-utilisation de la capacité de stockage du lit mineur. Or, dans un réseau de faible longueur, le laminage est le résultat de la rétention d'eau à l'amont des ouvrages tels que les buses. qui favorisent la montée de la ligne d'eau et des débordements. L'influence de la buse est d'autant plus grande que son diamètre est petit par rapport à la largeur de la section amont.

Dans notre cas, lors des débordements dans le lit moyen, le débit qui y transite est élevé du fait de l'importante section mise en jeu et de la continuité du lit moyen. Les débits de crues restent donc élevés.

Dans cette partie, les simulations ont été réalisées en réduisant le diamètre des buses dans le réseau existant mais en conservant les cotes de débordement dans le lit moyen au niveau des buses. Aussi, la différence entre la cote de mise en charge de la buse et la cote de débordement dans le lit moyen varie-t-elle de 10 cm à 80 cm pour PZ5 et de 10 cm à 90 cm pour PZ1, ces valeurs concernent respectivement le cas de la buse réelle et celui de la buse réduite au maximum. Ces différences de hauteurs donnent une indication sur l'amplitude des plages de débits qui peuvent être laminés.

Toutes les simulations sont réalisées une crue triangulaire représentative des événements de période de retour 1an.

Les simulations montrent que le diamètre des buses joue peu. Pour les diamètres initiaux et réduits de 40 %, il n'y a pas de débordement dans le lit moyen au-dessus des buses. C'est pourquoi, le laminage observé est léger (décalage et abaissement du débit pointe). Par contre, la réduction du diamètre de la buse de 60 % entraîne des débordements mais, en l'absence de frein à l'écoulement dans le lit moyen, le transfert de la crue reste rapide.

La diminution du diamètre des buses entraîne certes un effet de laminage, mais dès que les débordements apparaissent, l'écoulement dans le lit majeur est si important que le gain au niveau des débits de pointe n'est plus visible. L'augmentation du laminage par le réseau, passe donc par une amélioration de la capacité de stockage du lit moyen, en y réduisant les débits.

Favoriser le débordement et le stockage dans le lit moyen : effet conjoint de l'implantation d'un ouvrage et de la réduction du diamètre des buses

La limitation de l'écoulement dans le lit moyen peut donc être une façon d'augmenter le laminage par le réseau. Cette limitation peut être réalisée par la mise en place, dans le lit moyen et à l'aplomb des buses, d'ouvrages perpendiculaires au sens de l'écoulement, tels que des talus (Figure 7). Dans notre modèle, cette implantation d'ouvrage est simulée par un rehaussement de la crête du seuil.

La seule implantation d'ouvrage dans le lit moyen n'a qu'une très faible influence sur le débit de pointe (diminution de l'ordre de la dizaine de litres par seconde). En fait, lorsque le diamètre des buses n'est pas réduit, la quasi - totalité du débit transite par le réseau sans mise en charge des buses et donc sans débordement. Or, la mise en place de talus, à l'aplomb des buses, dans le lit moyen a pour objectif de stocker temporairement une partie du volume débordé dans le lit moyen . Donc, l'influence de la présence de ces ouvrages n'est sensible que dans le cas où des débordements dans le lit moyen sont observés, c'est à dire quand les diamètres des buses sont faibles.

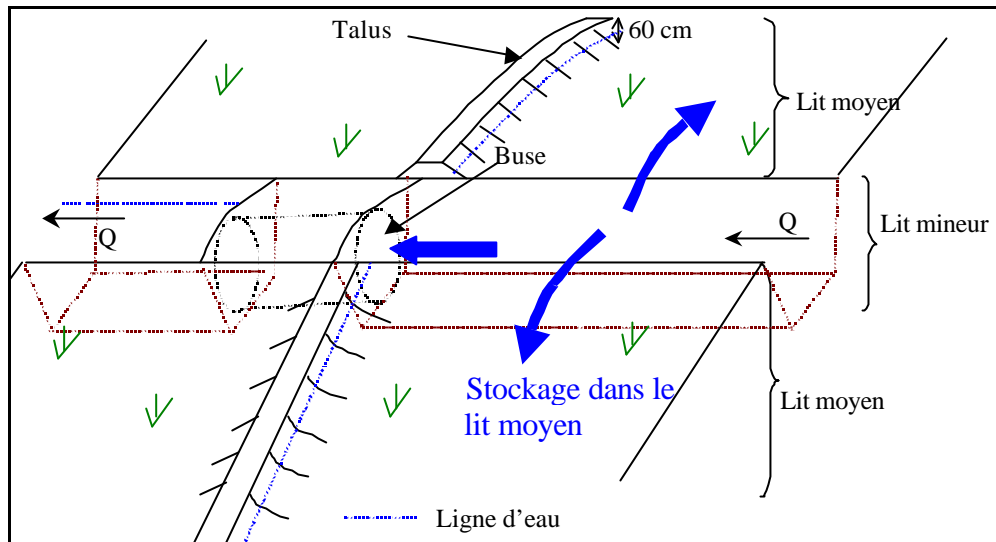


Figure 7 : Schéma de l'ouvrage simulé

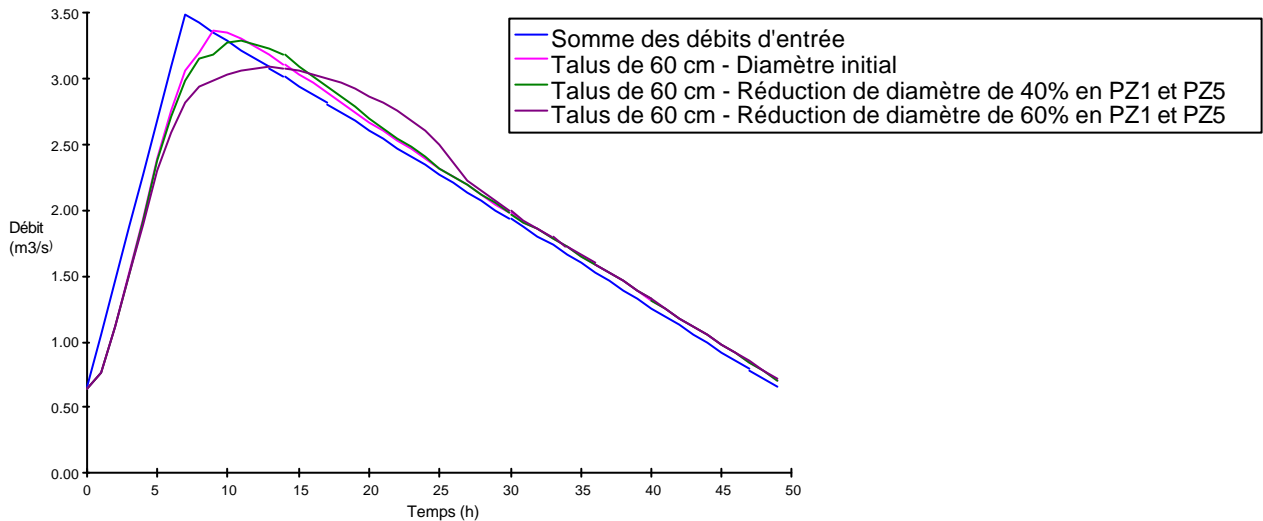


Figure 8 : Comparaison du laminage obtenu par implantation d'un ouvrage (de hauteur 60 cm) dans le lit moyen et par réduction du diamètre des buses

	Talus de 60 cm $\phi_{PZ5} = 1,2 \text{ m}$ $\phi_{PZ1} = 1,4 \text{ m}$	Talus de 60 cm $\phi_{PZ5} = 0,70 \text{ m}$ $\phi_{PZ1} = 0,80 \text{ m}$	Talus de 60 cm $\phi_{PZ5} = 0,50 \text{ m}$ $\phi_{PZ1} = 0,60 \text{ m}$	Talus $\phi_{PZ5} = 0,5 \text{ m}$ $\phi_{PZ1} = ,06 \text{ m}$ $\phi_{buse 3} = 0,35 \text{ m}$ $\phi_{buse 4} = 0,7 \text{ m}$
Pointe de la somme des débits injectés à l'amont (m ³ /s)	3,49	3,49	3,49	3,49
Débit de pointe en PZ3 (m ³ /s)	3,36	3,29	3,09	3,11
Rapport des débits de pointe (%)	96	94	89	89
Temps de submersion	38 h	46 h	46 h	49 h
Stockage max. dans lit mineur (m ³)	4 550	4 450	4 250	4 300
Vol. inst. max. dans réseau (m ³)	9 300	10 500	14 900	16 900
Rapport des volumes (%)	49	42	29	25

Tableau 1 : Résultats des simulations de la crue annuelle

Quand le diamètre de la buse diminue, le volume débordé augmente. Mais, comme des ouvrages sont placés dans le lit perpendiculairement à l'écoulement, ce volume est principalement conservé dans le lit moyen à l'amont des buses qui se comportent alors comme des réservoirs dont le débit de fuite est proportionnel à la section de la buse (Tableau 1). Dans ces conditions, plus le diamètre est faible, plus le laminage par le réseau est important.

Augmentation du nombre d'ouvrages (buses + talus)

Afin de rechercher une meilleure efficacité du laminage par le réseau, deux ouvrages supplémentaires ont été implantés : l'un sur le ruisseau en provenance de PZ7 et l'autre à l'aval de la confluence des ruisseaux venant de PZ7 et PZ1. Ces ouvrages sont constitués de buses de diamètres respectifs 0,35 m et 0,70 m et de talus de hauteurs respectives 0,35 m et 0,10 m. La diminution de la hauteur des talus est due à un manque de données topographiques concernant le lit moyen en rive droite du ruisseau en provenance de PZ7 puis de celui allant jusqu'à l'exutoire. Les conséquences de ces implantations sont l'augmentation du laminage et la création de nouvelles zones de stockage à l'amont des ouvrages. Cependant, la zone de simulation étant petite par rapport à la totalité du bassin versant, l'augmentation du nombre d'ouvrage a un effet très modeste. La mise en place de l'ouvrage à l'aval de la confluence a aussi une influence sur les ouvrages à l'amont. En effet, les débordements au niveau de la confluence entraînent l'élévation de la ligne d'eau dans les biefs situés à l'amont. Or, le débit au travers des buses est sensible à la hauteur d'eau à l'aval de l'ouvrage. En conséquence de quoi, la mise en place d'ouvrages dans les lits mineur et moyen entraîne une diminution du débit traversant les ouvrages situés à leur amont.

Cependant, cette solution, si elle a l'avantage de favoriser le laminage par le réseau, entraîne deux inconvénients majeurs. L'un est une augmentation de la durée d'inondation (cf. Tableau 1) et de la superficie inondée (voir Annexe 3) ; mais le positionnement des ouvrages permet de déterminer les zones qui vont être inondées. En effet, les débordements sont localisés à l'amont des ouvrages, on peut donc choisir la zone qui va être inondée en implantant un ouvrage (buse à diamètre réduit dans le lit mineur + talus dans le lit moyen) à son aval. Toutefois, un équilibre doit être trouvé entre le laminage désiré en sortie de réseau et la durée raisonnable d'inondation du fond de vallée. L'autre inconvénient est une remontée de la ligne d'eau à l'amont des ouvrages qui risque de mettre en charge les réseaux de drainage qui y débouchent.

4. Conclusions et préconisations

L'objectif de l'étude est de déterminer des moyens pratiques de diminution des effets des dimensionnements des fossés d'assainissement agricole suite à la mise en place de drains et de collecteurs enterrés. Les solutions proposées portent à la fois sur le réseau de fossés et sur la zone hydromorphe de bas fond. Les préconisations obtenues par l'étude du bassin versant de Cétrais et détaillées ci-dessous, pourront être appliquées à l'ensemble de la région. Les résultats sont les suivants :

- Le ralentissement dynamique de l'écoulement par le réseau actuel est très faible. La capacité de stockage en crue de la zone de fond de vallon est très peu utilisée du fait de la grandeur des buses posées.
- Une meilleure utilisation de la zone de fond de vallon consiste à inonder cette zone par intermittence et à s'en servir comme zone de stockage temporaire de l'eau. Pour être utilisé de cette façon, le ru de Cétrais devrait subir quelques modifications. Tout d'abord, les diamètres des buses posées doivent être plus faibles que ceux des buses déjà présentes (section de la buse à planter équivalente à 30% de la section du ru). Cette mesure permet d'utiliser de façon plus importante la capacité de stockage du lit mineur et engendre des débordements à l'amont des buses. L'eau qui déborde s'écoule rapidement dans le lit moyen. Ensuite, il faut, pour favoriser le ralentissement hydraulique, planter dans le lit moyen des ouvrages freinant l'écoulement. Ces ouvrages sont des petits talus en terre disposés perpendiculairement à l'écoulement à l'aplomb des buses. Ils permettent lors des crues, la création de petits réservoirs à l'amont des buses.

On notera toutefois que la zone modélisée, qui pourrait faire l'objet d'un tel réaménagement, est trop restreinte vis-à-vis de l'ensemble du bassin versant, pour qu'une multiplication des ouvrages, qui valoriserait la dynamique du stockage y soit pertinente.

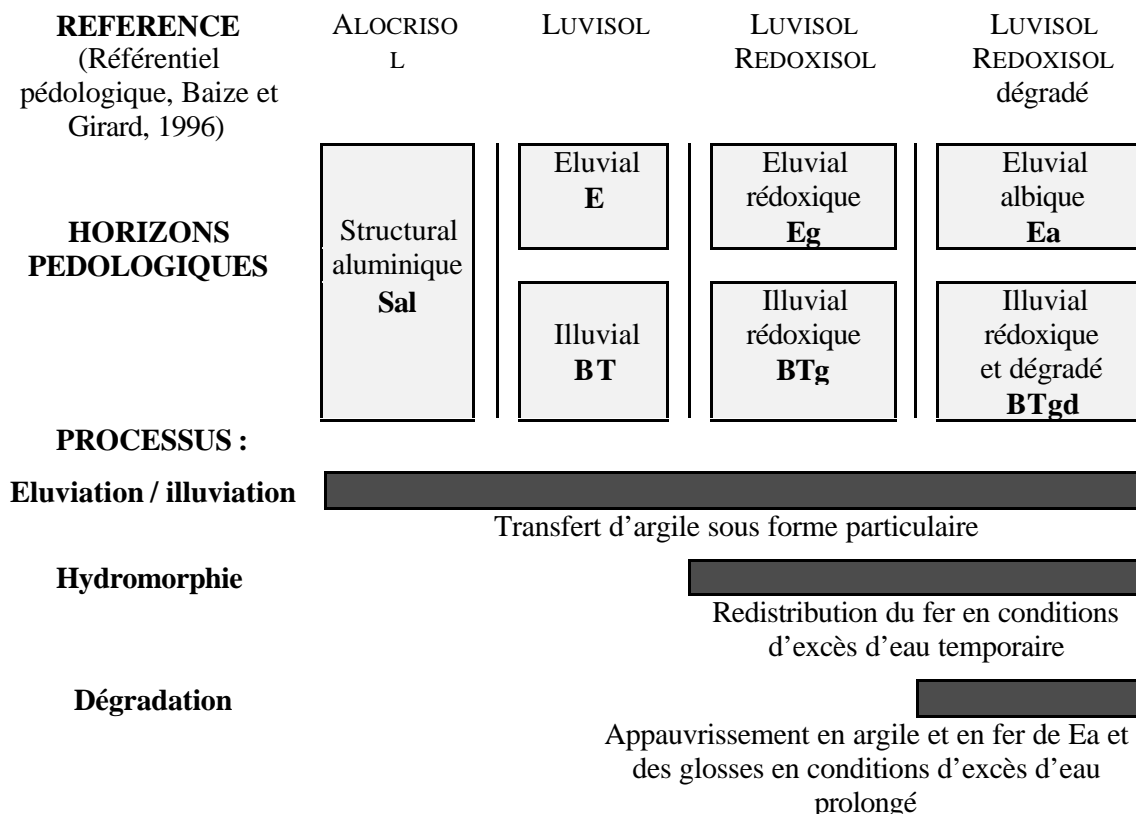
Caractérisation et fonctionnement pédologique

2 Organisation pédologique et dynamique interne des sols hydromorphes de fonds de vallée ; relations avec la géomorphologie

P. CURMI, C. WALTER, A. HOLLIER LAROUSSE, C. GRIMALDI, V. HALLAIRE, M. GRIMALDI
 V. CHAPLOT, M. ZIDA, V. ADAMIADÉ, S. ESNEAULT

Prédiction de la distribution spatiale des sols hydromorphes

Le *Modèle d'Organisation des Sols* établi par Curmi et Widiatmaka (1998) à partir d'études détaillées sur des sites de référence distingue deux domaines, un domaine bien drainé et un domaine mal drainé, constitués d'un nombre réduit de types de sols résultant de l'expression de trois processus pédologiques (lessivage, hydromorphie et dégradation) (Fig. 1). Ce modèle décrit la transformation des couvertures pédologiques par hydromorphie sous la dépendance de l'émergence d'une nappe (Fig. 2).



**Figure 1. Le modèle conceptuel d'organisation des sols : le système pédologique
 « Alocrisol - Luvisol / Luvisol Rédoxisol - Luvisol Rédoxisol dégradé »**

Dans les matériaux de texture limoneuse cette transformation conduit au développement d'un horizon de subsurface à structure massive (l'horizon éluvial albique Ea) induisant une modification de la

direction des flux d'eau : l'infiltration qui est verticale dans le domaine bien drainé présente une composante latérale dans le domaine mal drainé.

Ce modèle a été complété par l'étude des horizons organo-minéraux de surface et celle du domaine colluvio-alluvial.

- (1) La teneur en matière organique des horizons organo-minéraux de surface s'accroît avec le développement de l'hydromorphie. Un modèle de prédiction du carbone séquestré dans les sols hydromorphes prenant en compte un indicateur morphologique d'hydromorphie et la topographie a été proposé (Chaplot *et al.*, 2001).
- (2) Le domaine colluvio-alluvial est constitué d'horizons structuraux rédoxiques ou réductiques et d'horizons histiques (ces derniers étant limités aux substrats granitiques). Les propriétés hydrodynamiques de ces horizons varient en fonction du substrat: la conductivité hydraulique à saturation est plus élevée sur substrat granitique que sur substrat schisteux (Grimaldi & Chaplot, 2000).

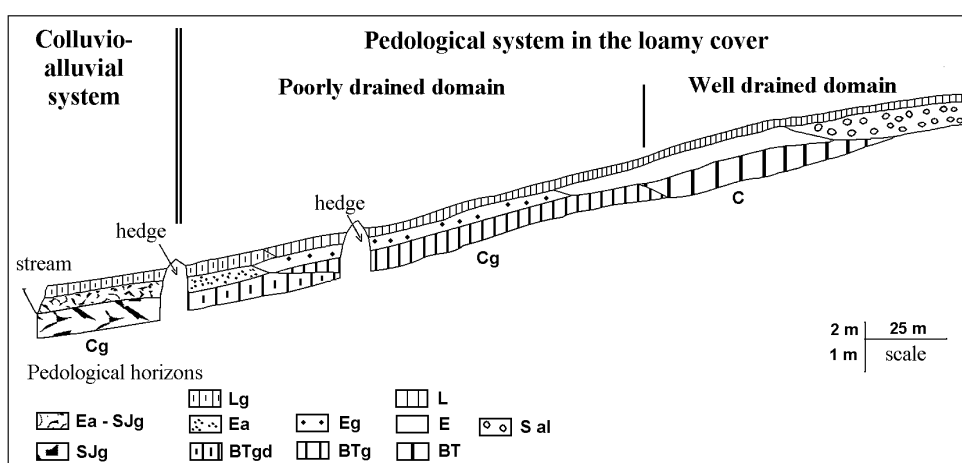


Figure 2. Schéma d'une toposéquence montrant l'organisation des sols le long du versant

Ce modèle peut être extrapolé à l'ensemble du Massif armoricain. Ce résultat a été obtenu par l'analyse statistique de la distribution des sols en fonction du relief et du substrat géologique à partir de cartes pédologiques au 1/25000 existantes choisies dans les différents compartiments tectoniques du Massif armoricain (Fig. 3) (Chaplot, 1998). La proportion relative de sols hydromorphes estimée sur 280 toposéquences tirées au hasard sur les 7 cartes montre l'influence sur l'extension des sols

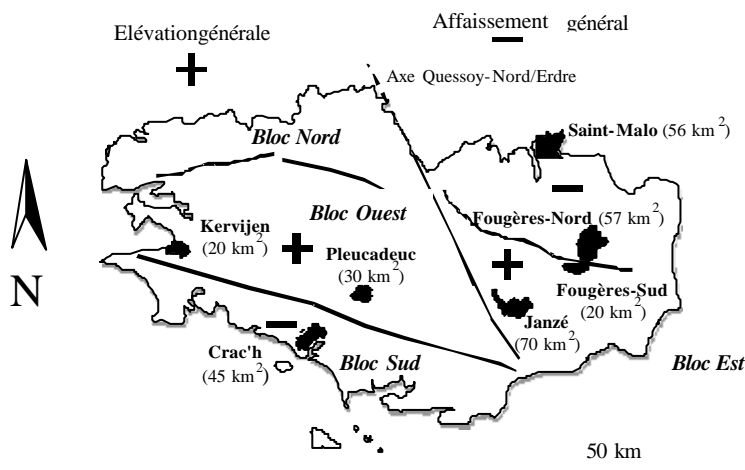


Figure 3. Situation des différentes cartes en fonction des blocs tectoniques

hydromorphes des facteurs suivants :

- (1) la forme du versant - leur proportion augmente lorsque l'on passe d'une forme convexe à une forme concave puis à une forme rectiligne ;
- (2) le type de substrat - la proportion de sols hydromorphes croît lorsque l'on passe des granites au schistes et limons puis aux micaschistes, c'est-à-dire de manière inversement proportionnelle à la perméabilité des substrats ;
- (3) la tectonique récente - l'extension spatiale du domaine hydromorphe est positivement corrélée à la conservation de grandes épaisseurs d'altérite dont la partie apicale la plus évoluée est plus argileuse et peu perméable, le profil d'altération complet est conservé dans les blocs tectoniques en voie d'affaissement tandis que ce profil est érodé dans les blocs en cours de surrection, rapprochant de la surface les racines d'altérite plus grossières et plus perméables (Fig. 4) (Chaplot *et al.*, 1999 ; Chaplot *et al.*, 2000d).

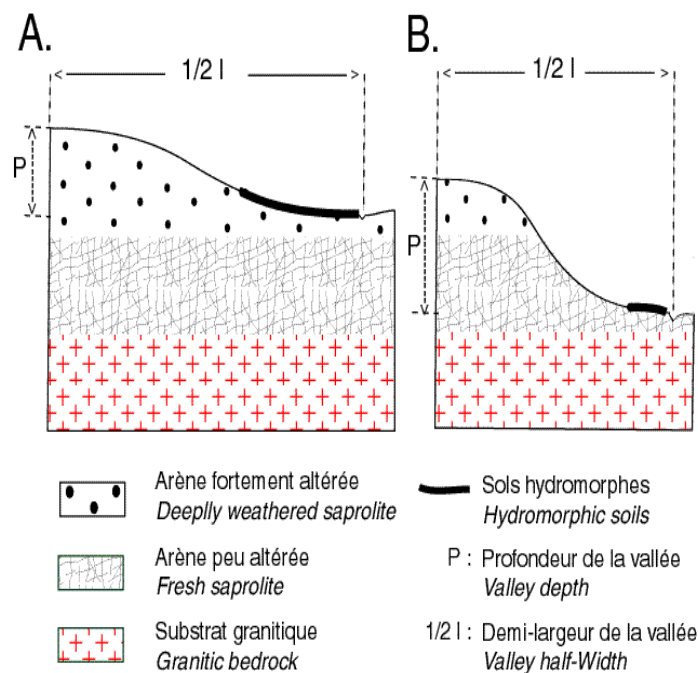


Figure 4 . Représentation schématique du profil d'altération et de l'extension des sols hydromorphes d'un versant situé au sein d'un bloc tectonique en voie d'affaissement relatif (A) ou de surrection relative (B)

La distribution spatiale des sols hydromorphes de fond de vallée a été modélisée à partir de l'information topographique. Pour ce faire, le développement de l'hydromorphie, qui discrimine des différents termes du système pédologique, a été synthétisée par un indice quantitatif et continu $HI(x)$ basé sur la couleur de l'horizon de surface et l'épaisseur du sol affectée par l'hydromorphie (équ. 1).

$$HI(\mathbf{x}) = \frac{P(\mathbf{x})}{V_I(\mathbf{x}) \times C_I(\mathbf{x})} \quad (1)$$

ou:

$P(\mathbf{x})$ en %, est l'épaisseur cumulée des horizons hydromorphes divisés par l'épaisseur totale du sol; un horizon hydromorphe est défini comme un horizon organo-minéral avec une matrice grise (value < 2) ou un horizon minéral avec des mottes claires (chroma > 6) et rouille (hue redder than 10YR). L'épaisseur totale du sol inclut l'épaisseur des horizons limoneux et du saprolite.

- $V_I(\mathbf{x})$ est la valeur MUNSELL de l'horizon de surface observé à \mathbf{x} ;

- $C_I(\mathbf{x})$ est la chroma MUNSELL de l'horizon de surface observé à \mathbf{x} .

On montre ensuite que la distribution spatiale de cet indice $HI(x)$ est fonction de la combinaison de trois paramètres topographiques : l'aire drainée spécifique $Amu(x)$, le dénivelé $ES(x)$ et la pente $DG(x)$ par rapport au cours d'eau.

$$HI(x) = 3,1 \ln[Amu(x) / DG(x)] - 3,4 ES(x) \quad (r^2 = 0,80) \quad (2)$$

La valeur prédictive de ce modèle de régression (équ. 2) est très sensible à la résolution des Modèles Numériques de Terrain : aux fortes résolutions (pas < 30 m), les erreurs de prédiction sont faibles tandis qu'aux faibles résolutions, ce modèle surestime l'hydromorphie. La prise en compte d'une information pédologique par cokrigage améliore sensiblement la prédiction pour les MNT de faible résolution (Tableau 1).

Tableau 1 – Erreurs de prédiction de l'indice HI pour les différents MNT techniques de prédiction à 41 points de validation (erreur moyenne: ME; erreur moyenne absolue: MAE; mean rank : rang moyen de la technique de prédiction pour un MNT donné, Co-kriging 10, 60: Co-krigeage prenant en compte respectivement 10 et 60 sondages pédologiques).

DEM cell size (m)	Prediction technique	ME	MAE	Mean rank
DEM 10CNT	Regression	1.5	5.3	2.4
	Co-kriging 10	-0.5	4.2	2.2
	Co-kriging 60	-0.5	2.7	1.5
DEM 20CN	Regression	1.9	5.2	2.3
	Co-kriging 10	0.2	4.3	1.9
	Co-kriging 60	-0.2	3.0	1.6
DEM 30CN	Regression	-6.7	7.6	2.3
	Co-kriging 10	-0.1	5.5	2.1
	Co-kriging 60	-0.7	2.6	1.4
DEM 50CN	Regression	17.6	22.5	2.8
	Co-kriging 10	5.4	12.6	2.0
	Co-kriging 60	-0.6	2.6	1.2
	Ordinary kriging 10	1.9	12.7	
	Ordinary kriging 60	1.7	5.0	

Cependant la densité d'information pédologique requise reste très importante, de l'ordre de 7 sondages par ha. (pour co-kriging 10), ce qui signifie que si l'on souhaite prédire la distribution de l'hydromorphie sur de grandes étendues, il faudra disposer de MNT à forte résolution (pas < 30 m.) (Chaplot *et al.*, 1999b,c ; Chaplot *et al.*, 2000c).

Apport de la géophysique à la caractérisation des sols hydromorphes de fond de vallée

Les méthodes géophysiques, par leur caractère non destructif, suscitent de grands espoirs pour l'identification des structures du proche sous-sol et les suivis de comportement.

Le croisement d'une cartographie de la résistivité apparente par *Radio Magnéto-Tellurique (RMT)* et d'une prospection pédologique sur différents sites a montré que la résistivité apparente était corrélée à l'humidité de surface (Hum_{0-10}) (Fig. 5) et à l'épaisseur de la couverture limoneuse (E_{cp}) (Fig. 6) selon le modèle de régression suivant (Equation 2).

$$R_{est} = 783,33 - (5,3 \times Hum_{0-10}) - (1,5 \times E_{cp}) \quad r^2 = 0,68 \quad \text{Equation 2}$$

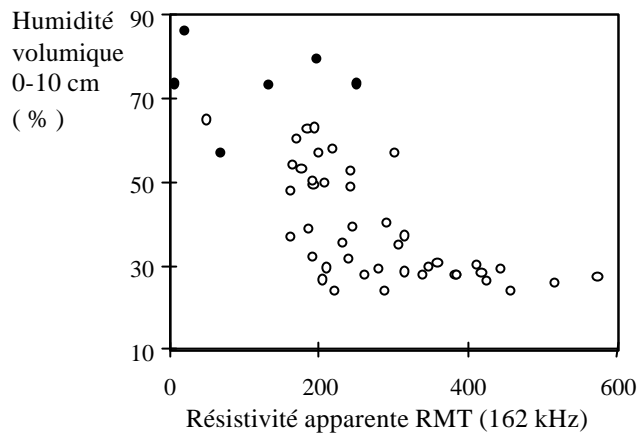


Figure 5. Humidité volumique entre 0 et 10 cm de profondeur estimée en chacun des 182 sondages pédologiques (TDR, Trade system) en fonction de la résistivité apparente RMT. (les points noirs correspondent à la tourbe)

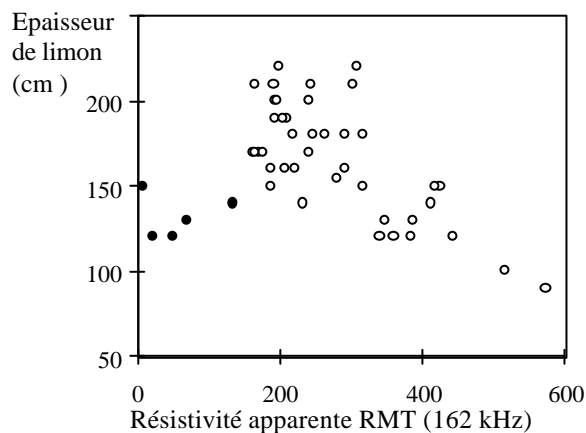


Figure 6. Epaisseur de la couverture limoneuse en chacun des 182 sondages pédologiques en fonction de la résistivité apparente RMT. (les points noirs correspondent à la tourbe)

Les écarts au modèle sont fonction de l'horizon pédologique de subsurface (Fig. 7) (Chaplot *et al.*, 1997; Chaplot *et al.*, 2000a,b). *Pour prédire la nature de l'horizon pédologique de subsurface*, la RMT devra donc être associée à d'autres méthodes de prospection renseignant sur l'humidité de surface et l'épaisseur du sol.

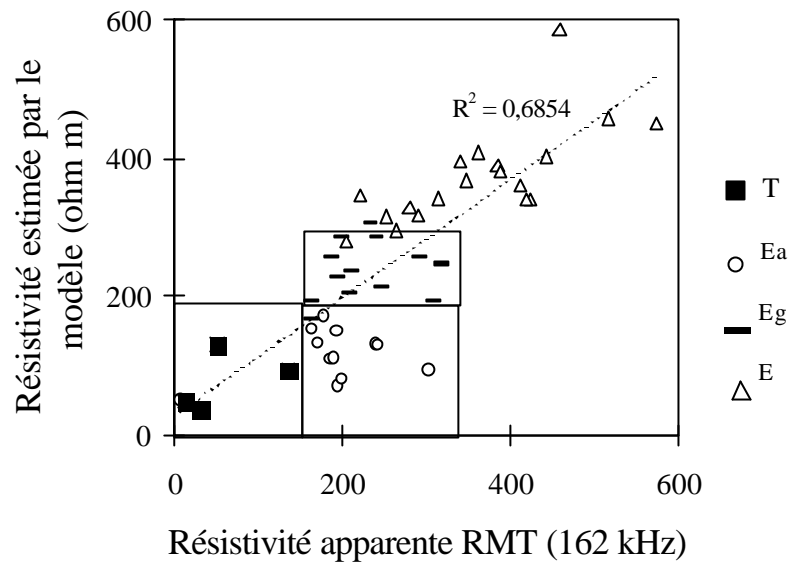


Figure 7. Relation entre la résistivité apparente mesurée et celle estimée au moyen du modèle de régression tenant compte de l'humidité de surface et de l'épaisseur de la couverture limoneuse. Un symbole indique le type d'horizon de subsurface observé en chaque point

Les travaux réalisés sur le bassin versant du Don ont porté sur l'aide à la cartographie pédologique que ces méthodes pouvaient apporter dans les zones de fond de vallée difficiles à prospecter, en permettant de raisonner l'échantillonnage en fonction de la variabilité du milieu mise en évidence par la RMT (Esneault, 1998). De même cette technique est particulièrement adaptée à la mise en évidence d'ancien chemins, fossés comblés etc...(Fig. 8) et devrait être utilisée de manière systématique avant toute installation de suivi de longue durée in situ.

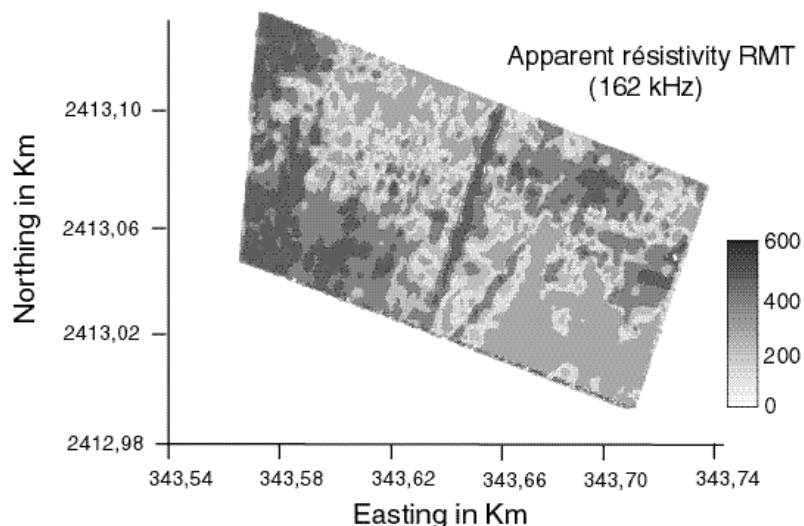


Figure 8 – Carte de résistivité apparente (Radio-MT, 162 KHz) mettant en évidence, outre les variations pédologiques du sol, deux structures linéaires orientées grossièrement Nord-Sud (ancien chemin ou fossé comblé)

Fonctionnement hydrodynamique

Le fonctionnement hydrodynamique du système pédologique a été suivi pendant deux années hydrologiques en équipant une toposéquence courte de trois stations tensiométriques (Fig.9), une à l'aval du segment bien drainé (III), la seconde sur le segment de transition (II) et la troisième dans le segment hydromorphe et dégradé (I). La réalisation des fosses pédologiques à l'issue des campagnes de mesure a montré à l'aval immédiat de la station B la trace d'un ancien fossé bordant une haie arasée depuis longtemps (l'existence d'une haie à la limite des domaines bien drainés et hydromorphes est très classique dans ce type de paysage).

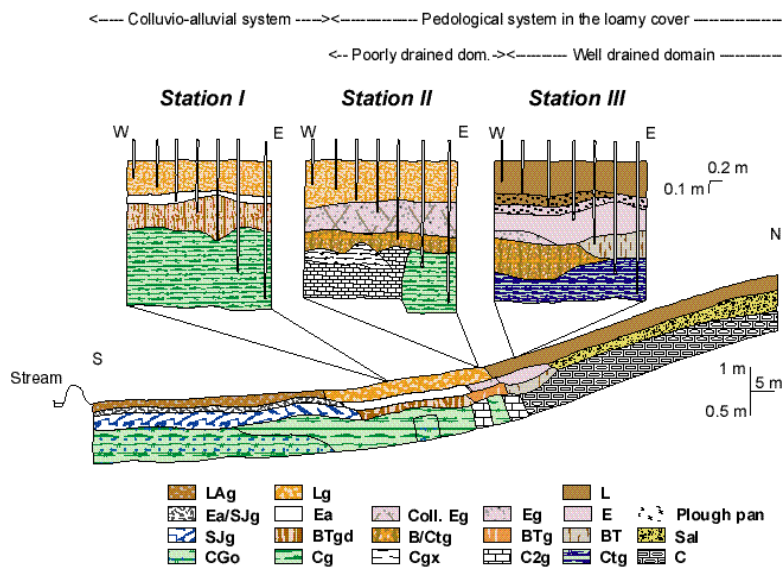


Figure 9 - Distribution des horizons sur la toposéquence du Mercy (BV de Kervidy-Naizin) et localisation des tensiomètres.

Les variations saisonnières du niveau de la nappe

A l'aval, dans le domaine hydromorphe et dégradé, la nappe est présente toute l'année à moins d'un mètre de profondeur et le sol est saturé jusqu'en surface tout l'hiver. Dans le domaine de transition et le domaine amont bien drainé, la nappe n'apparaît vers un mètre de profondeur que pendant l'hiver.

Le fonctionnement à l'échelle de l'averse

L'importance de la discontinuité de conductivité hydraulique de subsurface liée à l'évolution pédologique et/ou à l'activité anthropique sur le régime hydrique de l'horizon de surface (couche labourée ou mât racinaire de la prairie) est bien mis en évidence par les suivis tensiométriques à l'échelle de l'averse sur les différents segments du versant (Fig. 11) et par la détermination des propriétés hydrodynamiques des différents types d'horizons (Fig. 10) (Zida, 1998 ; Zida *et al.*, 1998).

Dans le domaine hydromorphe et dégradé, la perte en fer et en argile de ce matériau à texture limoneuse, perte liée à l'évolution pédologique, conduit à la formation en subsurface de l'horizon éluvial albique Ea, massif, à très faible conductivité hydraulique (Fig. 10). Parallèlement, dans le domaine bien drainé, c'est le travail du sol qui conduit à la formation d'une semelle de labour dans ce matériau limoneux très sensible au compactage en fonction de son état hydrique, créant aussi une discontinuité de perméabilité en subsurface (Fig. 10).

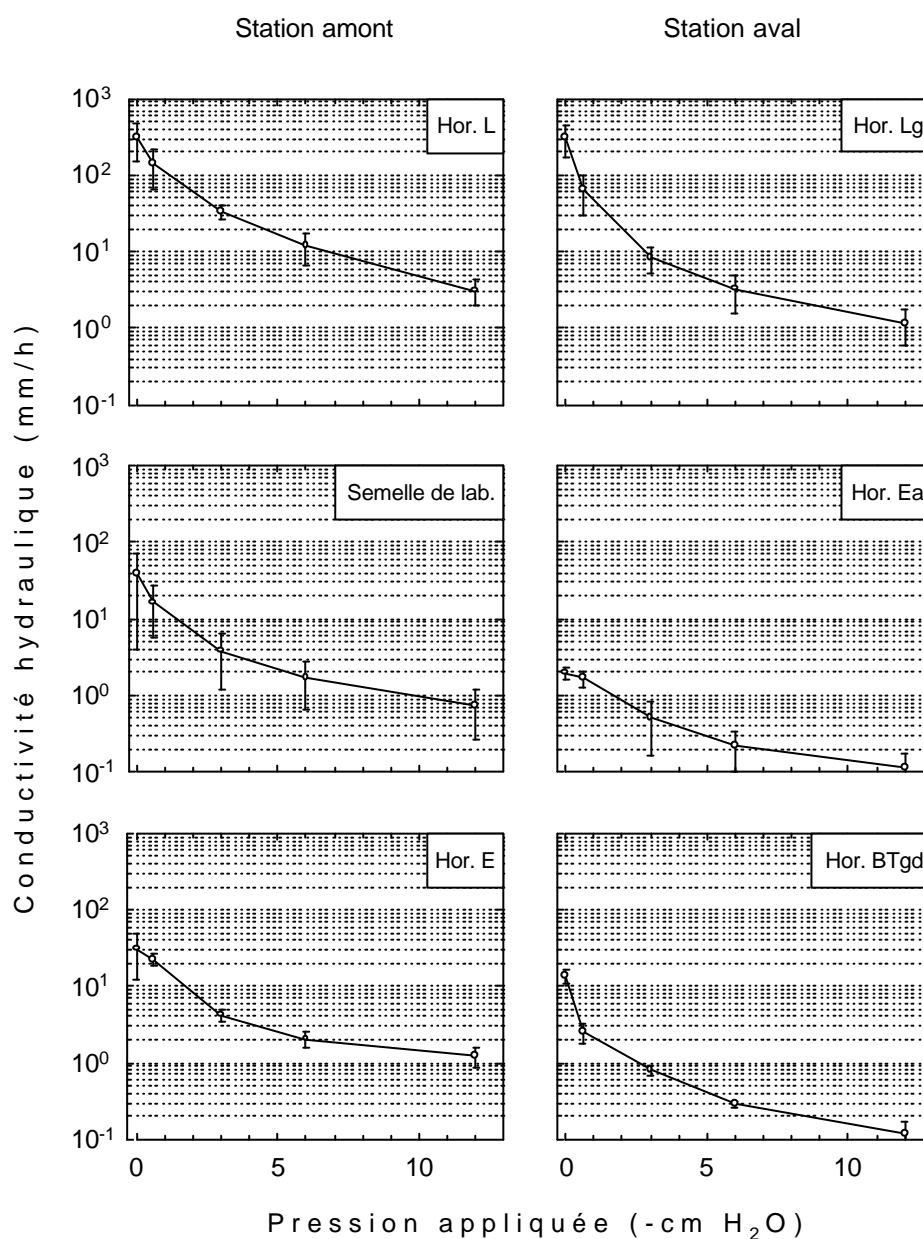


Figure 2 : Conductivités hydrauliques (moyennes et écart-types) de quelques horizons du système pédologique étudié.

Figure 10 - Conductivité hydraulique

Une nappe perchée au-dessus de ces horizons à faible conductivité liée aux épisodes pluvieux, d'une durée variable de quelques heures à plusieurs jours en fonction de la situation topographique et de l'événement climatique, est ainsi mise en évidence (Fig. 11).

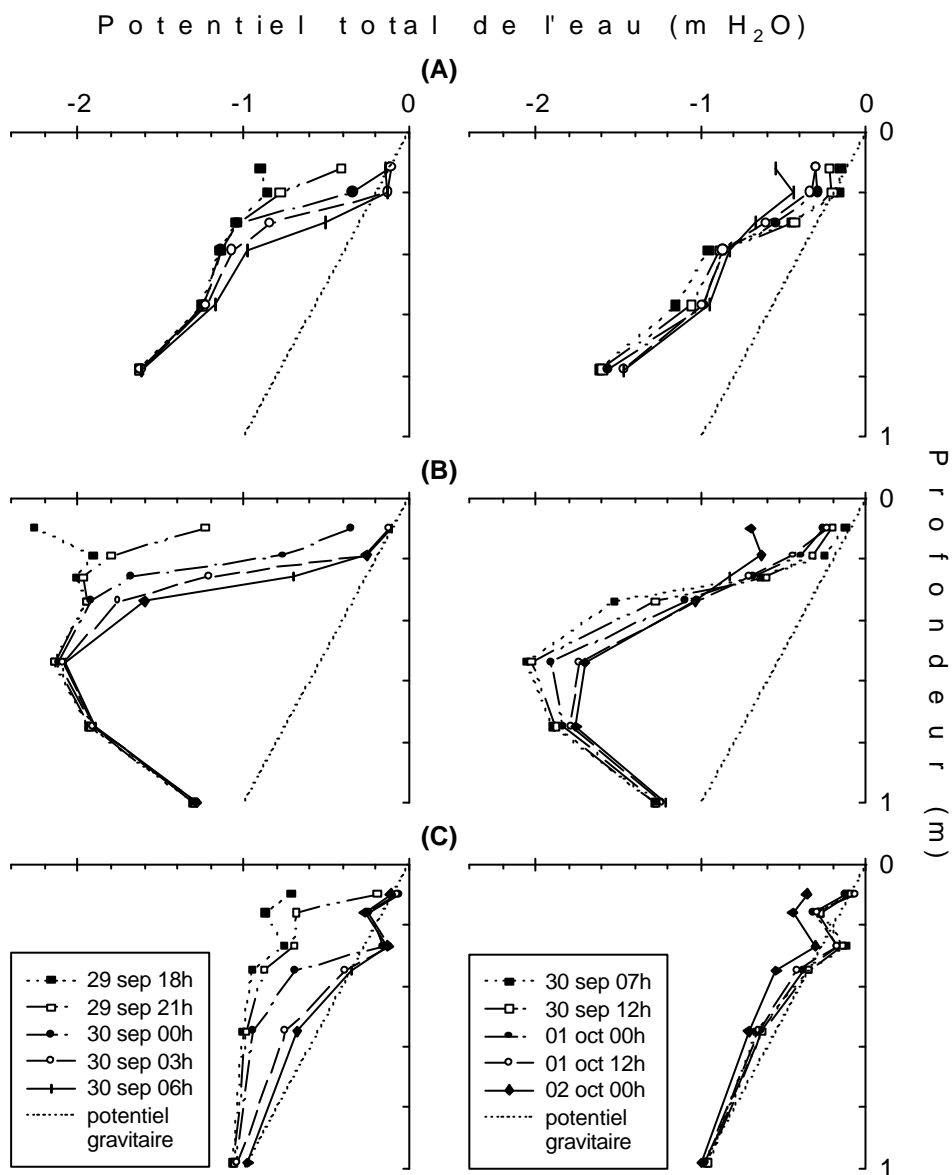


Figure 3 : Variations du potentiel total de l'eau dans les stations amont (A), intermédiaire (B) et aval (C) pendant et après une averse (8 mm précipités entre le 29/09/95 à 18h et le 30/10/95 à 07h).

Figure 11 - Profils tensiométriques

La modélisation 1D de ce fonctionnement fait ressortir pour le domaine hydromorphe la nécessité de prendre en compte une alimentation latérale de l'horizon de surface (Adamiade, 1998). L'importance d'un écoulement hypodermique à la limite entre le domaine bien drainé et le domaine hydromorphe fait encore l'objet de discussions : l'existence d'anciens travaux d'aménagement (haies arasées et fossés comblés) dont les traces restent visibles dans le sol de nombreuses années, viennent fréquemment perturber la continuité latérale entre ces deux domaines (Zida, 1998 ; Zida et al., 1998).

Fonctionnement géochimique : l'anoxie et les échanges ruisseau/zone hyporhéique

L'extension spatiale et temporelle des zones anoxiques favorables au processus de dénitrification dans la couverture pédologique a été suivi pendant deux années hydrologiques sur deux toposéquences limoneuses du Massif armoricain, l'une sur schiste et l'autre sur granite, à l'aide d'un test de terrain mettant en évidence la présence de Fe(II). Ce suivi révèle que dans les deux situations les volumes réduits sont localisés exclusivement dans les parties basses du paysage au sein du domaine mal drainé. Ces volumes ont une extension maximale au sein des horizons organo-minéraux de surface d'une part et des altérites d'autre part (Fig. 12). La présence de Fe (II) dans les volumes de surface peut s'expliquer par une rapide consommation de l'oxygène, liée à leur richesse en matière organique. En profondeur, dans l'altérite, la permanence d'une nappe peut être invoquée. L'absence de Fe (II) dans les horizons intermédiaires peut être à la fois liée à de faibles teneurs en matière organique et à une saturation moins fréquente, ou moins complète qu'en profondeur.

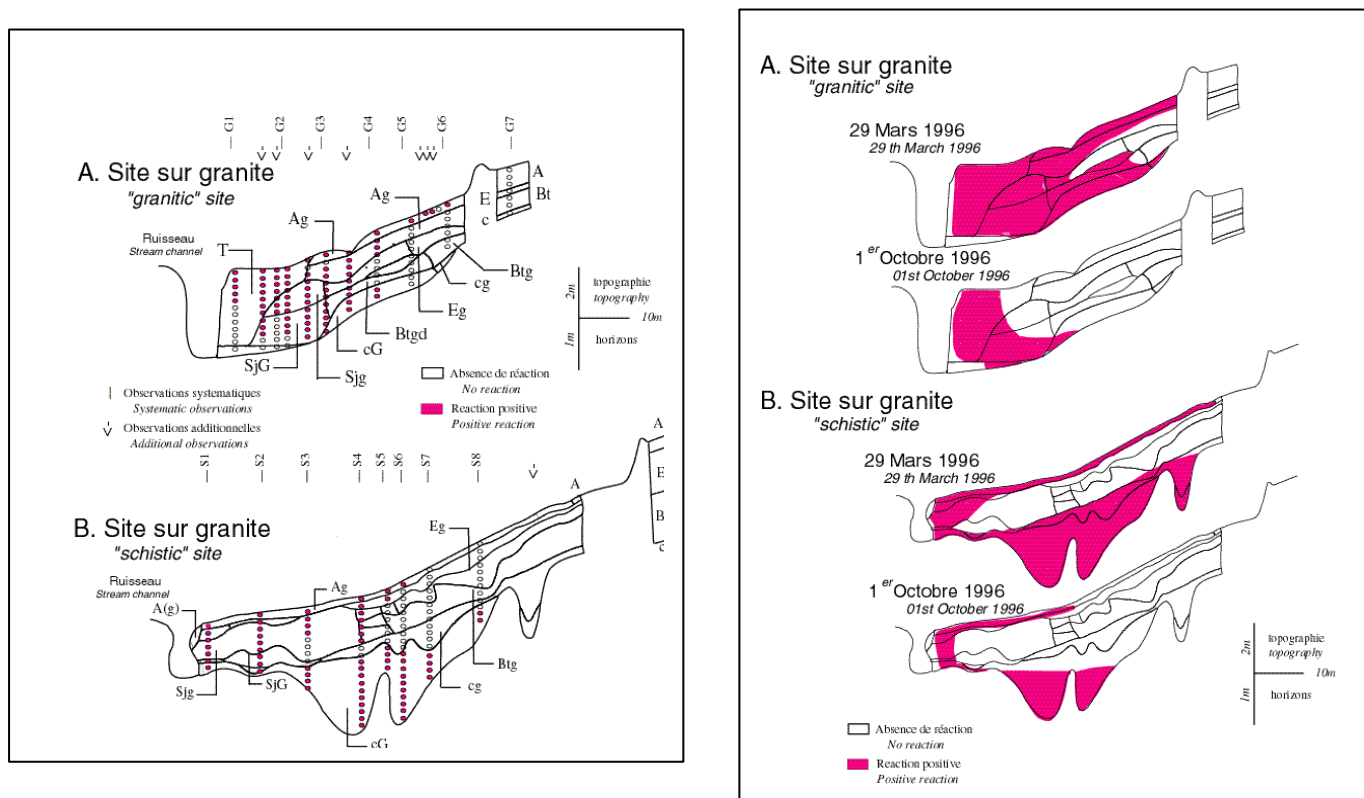


Figure 12. Cartographie de la présence de Fe(II) sur les toposéquences sur schiste et sur granite à deux dates

Un comportement différencié en fonction du substrat a été mis en évidence : (1) les variations temporelles des conditions réductrices sont plus fortes sur la toposéquence sur granite que sur schiste, (2) et ces volumes réduits se rattachent au cours d'eau par une frange dépourvue de Fe (II) plus développée sur granite que sur schiste (Fig. 12) (Chaplot *et al.*, 2000e). Ce comportement doit être mis en relation avec les propriétés hydrodynamiques différentes de la zone hyporhéique induites par la granulométrie des substrats.

Cette différence de comportement transversalement au versant se traduit aussi longitudinalement sur la qualité des eaux du cours d'eau lorsque celui-ci traverse des formations différentes (Grimaldi et Chaplot, 2000). La concentration en nitrate hors crue, le long du ruisseau de La Roche, décroît sur substrat granitique tandis qu'elle reste stable sur schiste ou cornéenne (Fig. 13). Sur granite, les échanges entre le ruisseau et la zone de bas-fond sont favorisés par les propriétés hydrodynamiques des matériaux. Cela permet : (1) un transfert latéral des eaux dénitrifiées du bas-fond vers le ruisseau, et (2) à l'inverse, une alimentation du bas-fond par le ruisseau en eau riche en nitrate qui peut ainsi

accéder aux sites de dénitrification. Sur schiste, la très faible conductivité hydraulique des matériaux réduit les échanges entre le ruisseau et la zone hyporhéique, il n'y a donc pas d'impact de la zone hyporhéique sur la qualité de l'eau du ruisseau alors même que cette zone hyporhéique est complètement dénitrifiée.

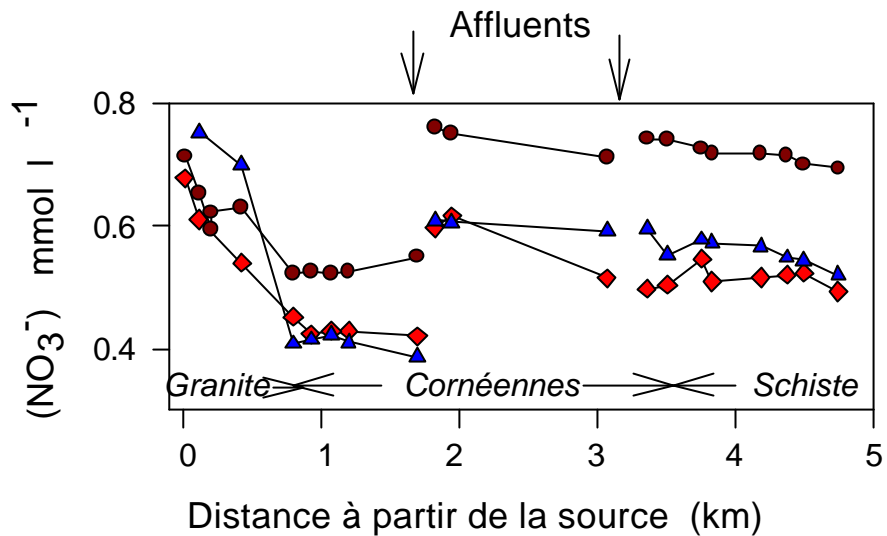


Figure 13 – Concentration en nitrate du ruisseau de La Roche en fonction de la distance à la source suivant un parcours sur différents substrats géologiques, à trois dates (triangles : 1 oct. 96 ; losanges : 28 mai 96 ; ronds : 1^{er} avril 97)

Cependant, les conductivités hydrauliques plus fortes sur granite réduisent les temps de résidence de l'eau et partant la possible dénitrification. On voit ici comment des aménagements qui augmenteraient le temps de résidence dans la zone hyporhéique seront efficaces sur granite contrairement au schiste.

Caractérisation et fonctionnement géochimique

3.a Zones humides et régulation des flux d'azote

G. PINAY, J. BIDOIS, J.- C. CLEMENT, P. DURAND, C. REGIMBEAU, O. TROCCAZ

Depuis une vingtaine d'années on sait que les zones humides peuvent jouer un rôle de régulation des pollutions azotées diffuses (Peterjohn & Correll 1984). Cependant les nombreuses études menées depuis lors ont montré qu'il existait de nombreuses situations dans lesquelles cette efficacité était nulle ou négligeable (Haycock et al. 1997 ; Lowrance et al. 1995). Il s'est avéré que les zones humides ne constituaient pas des systèmes homogènes et que les facteurs hydrologiques et pédologiques influençaient significativement leur capacité intrinsèque à réguler les apports en azote provenant des versants adjacents. Un des enjeux majeurs pour la mise en place d'une typologie des zones humides vis à vis des pollutions diffuses azotées a donc consisté à déterminer et caractériser cette hétérogénéité fonctionnelle à l'aide de paramètres simples et peu onéreux. Cette caractérisation était nécessaire à différentes échelles que représentent la zone humide (de 10^2 m²) de fond de vallée, et les différentes zones humides existants dans un petit bassin versant agricole (10^5 m²).

Les études qui ont été menées dans ce contexte ont donc porté sur l'évaluation des capacités intrinsèques des sous unités fonctionnelles des zones humides de fond de vallée à réguler les pollutions azotées diffuses et leur évaluation en tenant compte de leur contexte hydrogéomorphique local. Les résultats les plus marquants de ces travaux qui sont résumés dans ce rapport proviennent de trois thèses de doctorats. Deux ont été achevées récemment: celle de Jean Bidois 1999 (Université de Rennes I) qui portait sur "l'aménagement de zones humides ripariennes pour la reconquête de la qualité de l'eau: expérimentation et modélisation" et celle de Catherine Regimbeau 1999 (Université de Rennes I) qui portait sur "typologies et fonctionnement des zones humides de fond de vallée en Ille & Vilaine (Bretagne)". La troisième thèse, en cours d'achèvement ; est celle de Jean Christophe Clément dont la soutenance est prévue en décembre 2000 et qui porte sur "l'évaluation des facteurs biologiques régulant les capacités tampons des ripisylves vis à vis des pollutions azotées diffuses".

Six thèmes de recherches complémentaires ont été abordés pour permettre de tendre vers une typologie fonctionnelle des zones humides de fond de vallée. Le premier d'entre eux a visé à la caractérisation des capacités d'oxydoréduction des sols des zones humides. Le deuxième a porté sur l'importance relative entre les interfaces versant terrestre-zone humide et surface totale de zone humide. Le troisième s'est attaché à déterminer quel était le rôle respectif de la dénitrification microbienne et de l'absorption par les plantes dans la régulation des flux d'azote. Le quatrième à chercher à rendre compte de manière simple du temps de séjour de l'eau dans les différentes unités fonctionnelles des zones humides. Le cinquième a abordé une ébauche de modélisation des capacités potentielles de dénitrification des zones humides, et le dernier point a tenté de mettre au point une typologie fonctionnelle des zones humides basée sur le croisement de données hydrogéomorphiques, phytosociologiques et biogéochimiques.

Caractérisation des capacités d'oxydoréduction des sols des zones humides

Le cycle de l'azote dans les zones humides est fortement influencé par les conditions d'oxydoréduction des sols ; en effet que ce soit lors de la nitrification, processus microbien strictement aérobie ou lors de la dénitrification, processus se déroulant dans des conditions anaérobies. Ces conditions rédox des sols sont sous le contrôle des conditions d'engorgement des sols et de leur teneur en matière organique. Pour délimiter les zones potentiellement dénitrifiantes il apparaît donc important

de déterminer quelles sont les zones anaérobies au sein des zones humides. Dans sa thèse Bidois (1999) a mis au point un test physico-chimique simple pour évaluer les zones oxydées et réduites de sols. Cette méthode est basée sur une réaction colorée de la diphénylamine en milieu acide directement sur un échantillon de sol. Cette méthode est applicable rapidement sur un grand nombre d'échantillons sur le terrain. Croisée avec des dosage du fer ferreux, elle permet de révéler les zones oxydées où existent des nitrates, les zones sans nitrates et les zones à degré redox plus bas où le fer est réduit (**Fig. 1**). Cette méthode testée sur le terrain a permis de révéler le caractère hétérogène des conditions redox dans les zones humides que ce soit en surface ou en profondeur. Ce test peu onéreux constitue un bon outil d'analyse sur le terrain pour délimiter les zones humides potentiellement dénitrifiantes.

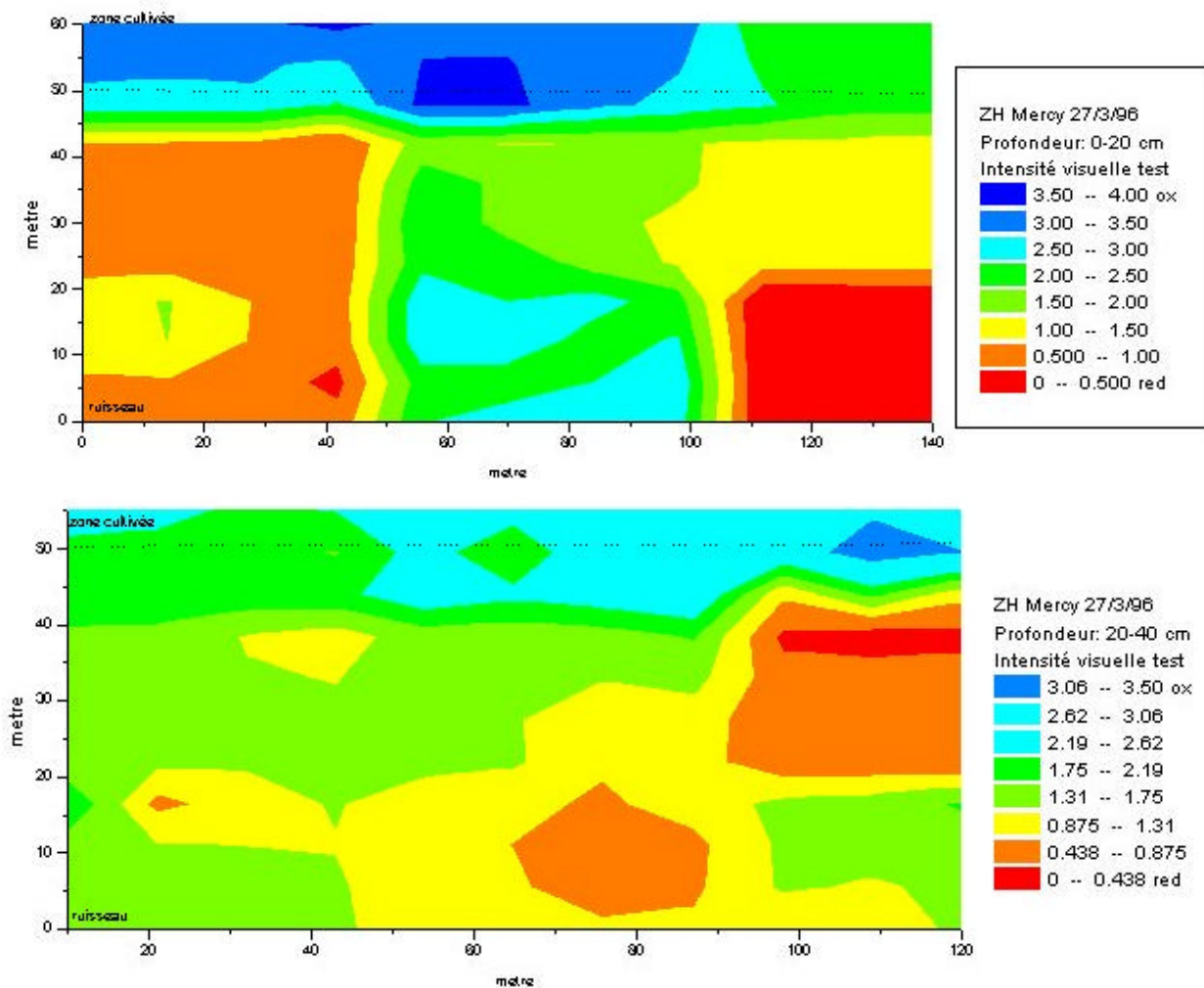


Figure 1 : Cartographie de l'état rédox de l'horizon 0-20 cm (en haut) et 20-40 (en bas) de la zone humide du Mercy le 27/3/96 (Bidois, 1999)

Interface ou surface ?

La dénitrification nécessite des conditions réduites (Eh autour de +200 mV). Le test terrain développé par Bidois (1999) permet de délimiter ces zones anaérobies. Cependant, si cette condition réduite est nécessaire pour que la dénitrification se réalise, elle n'est pas suffisante pour déterminer les zones effectivement dénitrifiantes. En effet, il est nécessaire aussi que des nitrates soient en contact avec ces milieux réduits. Paradoxalement la présence de nitrate est en fait le plus souvent le facteur

limitant la dénitrification dans les zones humides. Clément (2000) a pu montrer *in situ* grâce à un suivi des transferts d'eau de subsurface dans des zones humides de fond de vallée que les nitrates provenant du versant agricoles étaient éliminés dès les premiers mètres de la zone humide, juste à l'interface avec le versant

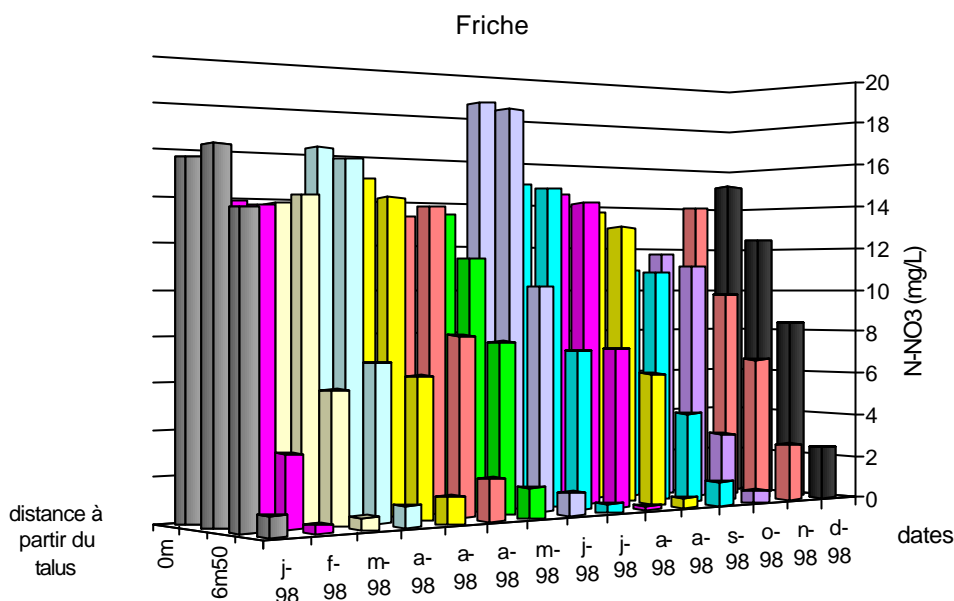


Figure 2: Décroissance des concentrations en nitrate dans l'eau de subsurface à l'interface versant – zone humides (Clément, 2000).

Ces résultats ont aussi été observés par Bidois (1999) dans la zone humide du Mercy (Fig. 1). Il montre en effet un fort gradient d'hydromorphie depuis l'interface versant agricole-zone humide vers le centre de la zone humide. Ces résultats soulignent l'importance de cette zone d'interface au détriment de la totalité de la zone humide. En effet, plus avant au sein des zones humides, les conditions sont certes réduites mais elles ne concourent pas à l'élimination des nitrates provenant du versant faute de nitrates soit déjà éliminés plus amont, soit parce que la zone humide est hydrologiquement déconnectée du versant. L'estimation des capacités de régulation de l'azote des zones humides d'un bassin versant peut donc être évaluée en première approche, non pas par la surface totale des zones humides du bassin versant mais plutôt par la longueur d'interface entre le versant et les zones humides.

Dénitrification ou absorption par les plantes ?

La diminution des concentrations en nitrate des nappes phréatiques lors de leur transfert sous les zones humides est le plus souvent attribuée au processus de dénitrification plutôt qu'à l'absorption par les plantes ou l'immobilisation par les micro-organismes du sol qui ne constituent que des processus de rétention temporaire. L'élimination des nitrates même pendant les périodes de repos végétatif constitue un indice en faveur du rôle prépondérant de la dénitrification. Cependant la dénitrification est un processus difficile à mesurer *in situ* et les approches basées sur des bilans de masse sont très hasardeuses du fait de l'hydrologie complexe de ces milieux. Une méthode basée sur le fractionnement isotopique naturel par les activités microbiennes a permis à Clément (2000) de résoudre les problèmes méthodologiques inhérents à la question de savoir quelle était l'importance de la dénitrification dans la régulation des pollutions azotées diffuses dans les zones humides de fond de vallée. En effet, Clément a utilisé le fait que, naturellement, les processus microbiens liés au cycle de l'azote, et notamment la dénitrification, utilisaient préférentiellement l'isotope léger de l'azote, à savoir ^{14}N , plutôt que le lourd (^{15}N), contrairement au processus d'absorption par les plantes qui ne

discrimine pas les deux formes. Il en résulte que lors de la dénitrification les nitrates formés avec l'isotope léger seront utilisés et transformés en azote gazeux alors que ceux formés avec l'isotope lourds deviendront de plus en plus prépondérant dans les nitrates résiduels. De ce fait, si la dénitrification est le processus majeur responsable de l'élimination des nitrates des eaux de subsurface lors de leur transfert dans les zones humides, nous devions obtenir un enrichissement progressif du pourcentage d'azote lourd dans les nitrates résiduels, alors que si c'est l'absorption par les plantes aucun accroissement ne devrait être détectable. Un accroissement du pourcentage de l'isotope lourd dans les nitrates résiduels le long du transect sous la zone humide a pu être mesuré et ce, quelle que soit la saison.

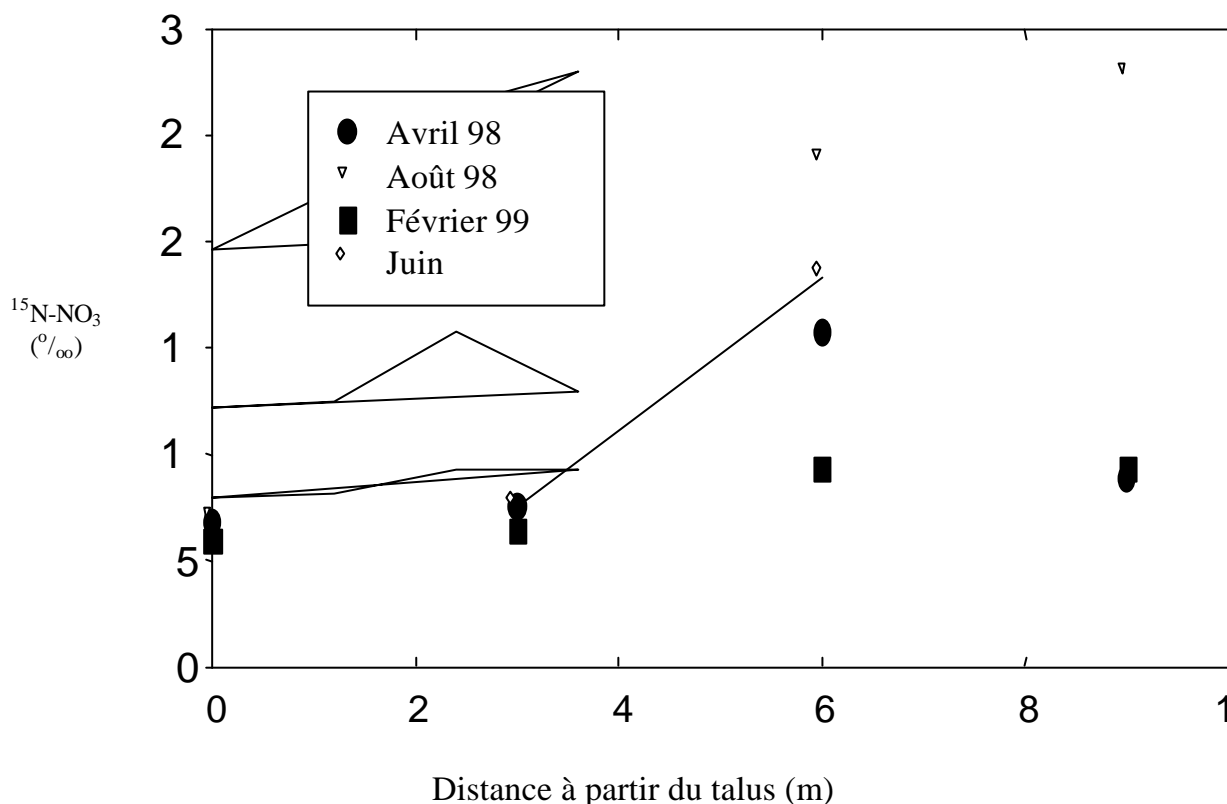


Figure 3: Enrichissement naturel en Azote 15 du nitrate résiduel de l'eau de subsurface à l'interface versant – zone humide (Clément, 2000).

Cette méthode, certes onéreuse, a permis de démontrer le rôle prépondérant du processus de dénitrification dans la régulation des pollutions azotées diffuses dans les ripisylves. Par ailleurs des mesures de dénitrification *in situ* par la méthode de blocage à l'acétylène ont confirmé l'existence d'une activité tout au long de l'année et sur une profondeur de sol de plus d'un mètre.

Détermination du temps de séjour des eaux dans les zones humides

Au niveau de la zone humide, l'efficacité tampon est un compromis entre le flux d'azote qui parvient au site et le temps de résidence de cet azote dans la zone dénitrifiante, c'est à dire le temps de résidence de l'eau. En effet, un flux important d'azote est souvent soutenu par des écoulements rapides et donc peu propices à une grande efficacité dénitrifiante qui est fonction du temps de contact entre le nitrate et les bactéries ; à l'inverse un écoulement très lent en règle générale ne soutient pas de flux important d'azote et par voie de conséquence, l'efficacité globale est très faible. Il est donc important

de pouvoir estimer le temps de résidence de l'eau dans les différentes parties d'une zone humide ou dans différentes zones humides pour pouvoir en estimer les flux qui les traversent. Les études hydrologiques que cette estimation nécessitent sont très lourdes et ne peuvent pas être envisagées sur de nombreux sites et en routine. Pour pallier ce problème, Bidois a mis au point une technique relativement simple, qui certes ne remplace pas une étude hydrologique, mais permet d'évaluer rapidement si l'eau contenue dans une zone humide ou une partie d'une zone humide a séjourné longtemps ou pas au contact du sol de cette zone humide (Bidois 1999). Pour ce faire, Bidois a astucieusement revisité la technique de dosage direct des nitrates par mesure de l'absorption dans l'ultraviolet à 210 nm. Cette technique est connue depuis longtemps (Buck et al. 1954) et il est aussi connu que la bande d'absorption du nitrate est peu spécifique. La source d'erreur est due à la présence d'autres espèces chimiques qui peuvent présenter aussi une absorption à 210 nm. Cependant contrairement au nitrate, ces composés (nitrite, composés ferriques, phénol, pBenzoquinone...) absorbent aussi à 270 nm. Ces molécules "parasites" sont en fait souvent corrélées avec une longue période de contact entre l'eau et le sol, donc révélatrices d'une stagnation de l'eau. En analysant conjointement les réponses aux densités optiques à 210 et 270 nm (**Fig. 4.**) Bidois a constaté qu'à partir d'une densité optique à 270 nm d'environ 1, il se dégage une relation significative entre les densités optiques à 210 et 270 nm. Ceci tend à montrer qu'à partir de ce seuil ($DO_{270\text{nm}} > 1$) la densité optique à 210 nm ne serait que le seul fait de molécules interférentes et non pas des nitrates. Ce résultat a été confirmé par des analyses conjointes des nitrates par la méthode colorimétrique classique après réduction sur colonne de cadmium. Ainsi l'analyse conjointe des densités optiques à 210 et 270 nm d'une eau permet de déterminer si elle contient des nitrates. Par ailleurs si elle développe une densité optique à 270 nm supérieure à 1, cela indique qu'elle a séjourné longtemps au contact du sol de la zone humide. Dans ce cas, il est probable que l'on ait alors affaire à une zone qui ne participe pas activement à l'élimination de l'azote même si potentiellement son activité dénitrifiante peut être forte.

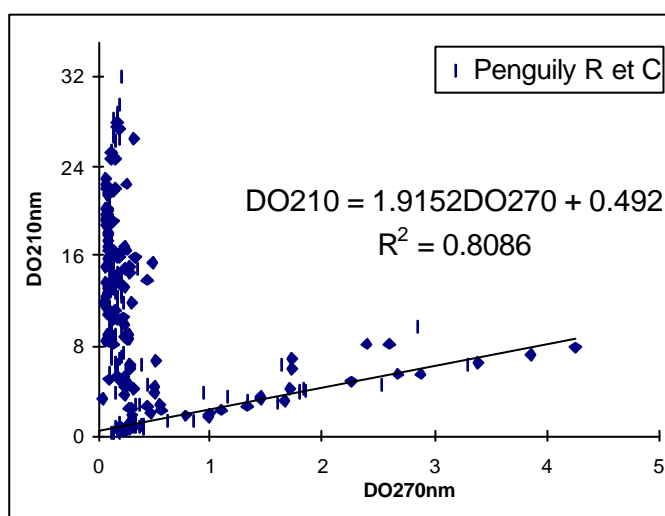


Figure 4 : Graphe des densités optiques à 210 et 270 nm des solutions prélevées sur les zones humides de Penguilly (Bidois, 1999)

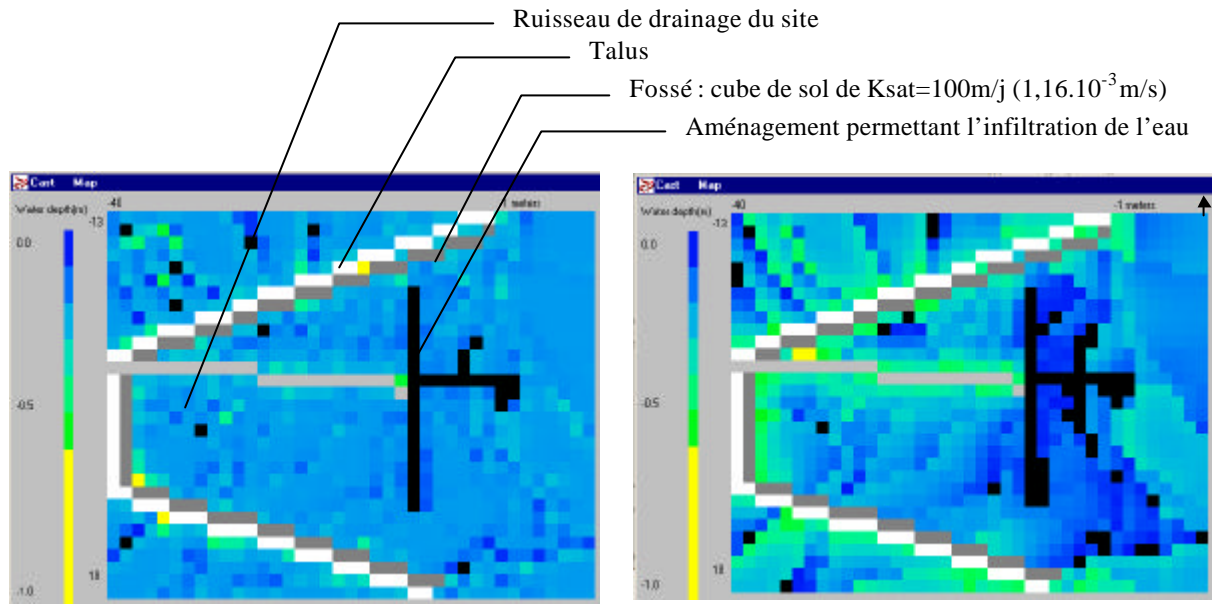
Tentative de modélisation des capacités potentielles des zones humides

Nous avons vu que l'hydrologie des zones humides pouvait entraîner des différences importantes entre l'estimation d'un volume d'eau dénitrifiable par unité de temps et le flux réellement dénitrifié. Ces différences sont notamment imputables à la grande variabilité des conductivités hydrauliques des sols à saturation. Grâce à l'utilisation des tests biogéochimiques de terrain et des

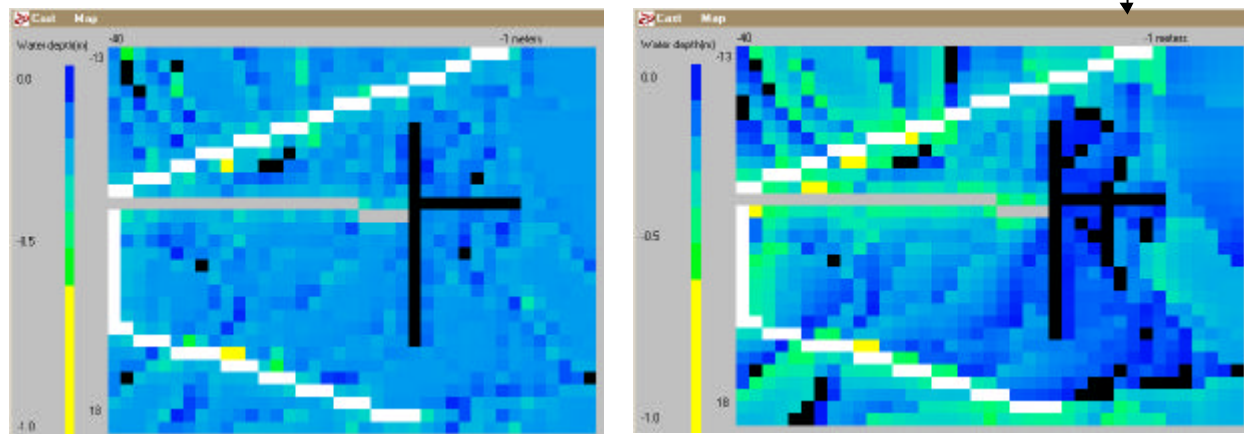
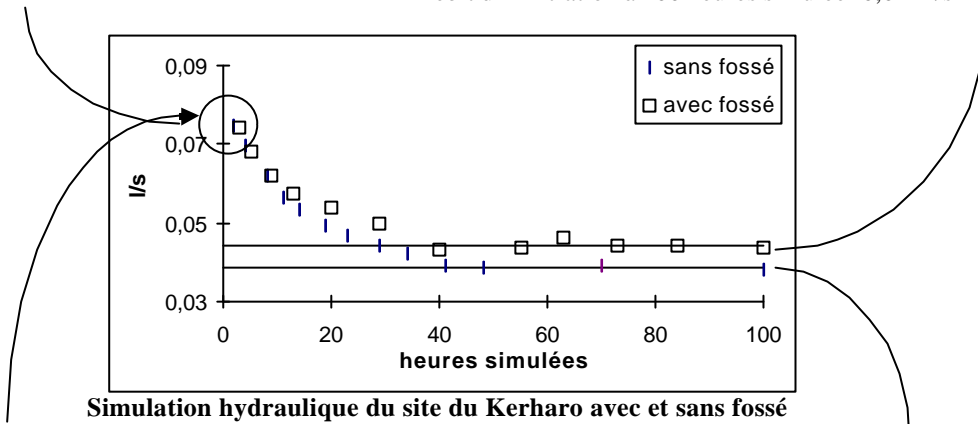
mesures de conductivité hydraulique Bidois a mis construit un modèle simulant les capacités potentielles de dénitrification des zones humides. Ce modèle est appelé CAST (Conception et aménagement des systèmes tampons, Bidois 2000). Ce modèle en langage JAVA est basé sur l'étude de systèmes maillés où des cubes de 1 m³ de sols sont juxtaposés les uns à côté des autres selon la topographie. A chaque cube est attribué des caractéristiques pédologiques telles que la porosité, la conductivité hydraulique à saturation, la teneur en azote Kjeldahl, la teneur en phosphore total. Le transfert de l'eau entre deux mailles se fait par la section saturée commune aux deux cubes voisins en fonction de leur différence de hauteur d'eau. Cela permet non seulement des transfert en fonction de la topographie mais aussi fonction de la porosité de chaque maille. Il est alors possible de simuler les conséquences d'un aménagement hydraulique (amenée d'eau, drainage) ou paysager (création ou suppression d'une haie...) sur les capacités dénitrifiantes potentielles de la zone humide (Fig. 5).

Vers une typologie fonctionnelle des zones humides

L'analyse du fonctionnement biogéochimique des zones humides nécessite des moyens lourds qui rend difficilement réalisable des études sur plusieurs zones humides d'un bassin versant, même de quelques kilomètres carrés. Dans sa thèse Regimbeau (1999) a testé la pertinence de plusieurs indicateurs descriptifs phyto-sociologiques, et pédologiques susceptibles de rendre compte des caractéristiques biogéochimiques des zones humides de fond de vallée. L'étude a porté sur 12 zones humides différentes du nord de l'Ile & Vilaine qui recouvraient la majeure partie des substrats (grès, schiste, granite), de type de gestion (pâturé, fauchée, friche) et de contexte agricole (culture plus ou moins intensive) rencontrés dans la région. Le suivi des grandes fonctions de stockage (biomasse), recyclage (minéralisation) et exportation (dénitrification) de l'azote dans ces 12 zones humides a été suivi tous les mois pendant 14 mois. A l'issue de cette étude une typologie fonctionnelle a abouti à la caractérisation de 5 groupes fonctionnels distincts qui différaient de par leur capacités de stockage, de recyclage et ou d'exportation de l'azote. Trois d'entre eux caractérisés pour le premier par un stockage important d'azote dans la biomasse, le deuxième par un stockage et un taux de dénitrification élevé et le troisième par une forte minéralisation de l'azote organique, ont pu être révélés par des indicateurs phyto-écologiques. Les deux autres groupes, intermédiaires des trois premiers, qui n'ont pu être déterminés par des indicateurs simples, devraient sans doute être regroupés. Quoi qu'il en soit cette étude démontre qu'il est possible, en première approche de classer rapidement les zones humides en fonction de leur fonctions de stockage, recyclage ou exportation d'azote grâce à des indicateurs phyto-écologiques. Cette méthode pourrait être utilisée comme une première étape d'analyse à large échelle pour l'analyse de nombreuses zones humides sur plusieurs kilomètres carrés. Le premier classement obtenu pourrait alors être sous échantillonné pour procéder à une analyse physico-chimique plus fine telle que celle proposée par Bidois (1999) et par une caractérisation des apports d'eau provenant des versants.



Débit d'infiltration à 100 heures simulée=0,044 l/s



Débit d'infiltration à 100 heures simulée=0,038 l/s

Légende : hauteur d'eau (m)

- >0 (ennoiement)
- 0 (surface)
- 0.5
- <-0.5

Figure 5 : Premiers résultats de la simulation de l'écoulement de l'eau dans les sols du site du Kerharo

Références citées

- Bidois J. 1999. Aménagement de zones humides ripariennes pour la reconquête de la qualité de l'eau: expérimentation et modélisation. Thèse de doctorat de l'université de Rennes I. 214 pages.
- Buck R.P., Singhadeja S. and Rogers L.B. 1954. Ultraviolet absorption spectra of some inorganic ions in aqueous solutions. *Analytical Chemistry*, 26 (7): 1240-1242.
- Clément J.C. 2000. Evaluation des facteurs biologiques régulant les capacités tampons des ripisylvies vis à vis des pollutions azotées diffuses. Thèse de doctorat en cours.
- Haycock N.E., Burt T.P., Goulding K.W.T. & Pinay G. 1997. Buffer zones: their processes and potential in water protection. Edited by Haycock N.E., Burt T.P., Goulding K.W.T. & Pinay G. *Quest Environmental Publ.* 322 pages ; ISBN 0 9530051 0 0.
- Lowrance et al. 1995. Water quality functions of riparian forest buffer systems in the Chesapeake Bay Watershed. Report N° EPA 903-R-95-004. US Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Peterjohn W.T. & Correll D.L. 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. *Ecology*, 65: 1466-1475.
- Regimbeau C. 1999. Typologies et fonctionnement des zones humides de fond de vallée en Ille & Vilaine (Bretagne). Thèse de doctorat de l'Université de Rennes I. 213 pages.

3 b Les éléments métalliques en trace (ETM) dans les zones humides

F. Trolard, G. Bourrié,

(avec la collaboration d'A. Jaffrezic et de B. Ruault)

Introduction

En Bretagne, depuis une quinzaine d'années, en raison d'un développement considérable des élevages « hors sol » de bovins, porcins et volailles, la production de lisier et son épandage sur les sols ont fortement augmenté, contribuant ainsi à un apport de plus en plus important de Cu et Zn dans les zones agricoles (Martinez, 1996). Les déjections animales représentent une source importante d'éléments fertilisants tels que l'azote, le phosphore et le potassium. Le bétail reçoit dans son alimentation une complémentation en oligo-éléments métalliques, notamment en cuivre et zinc, ce qui représente au niveau de la région Bretagne une importation de 400 tonnes de Cu et 700 tonnes de Zn par an par cette voie. Ces éléments, très peu retenus au niveau de l'animal, se retrouvent pour 80 à 95% dans les fèces et urines et sont apportés sur le sol lors des épandages de lisier.

Dans cette étude, une attention particulière a été portée aux sols hydromorphes de fond de vallée. En effet, en Bretagne, le recours au drainage n'a plus le caractère systématique de ces dernières décennies et les zones humides sont reconnues comme zones d'intérêt écologique et plus spécifiquement sont considérées comme des zones potentiellement « épuratrices » pour les nitrates. Or en cherchant à favoriser le maintien ou l'apparition de conditions temporairement réductrices, conditions favorables au processus de dénitrification, on risque aussi d'entraîner (i) la réduction des « oxydes » de fer et la libération des métaux associés (Cu, Zn, Cd,...) et (ii) la modification des conditions d'oxydation de la matière organique.

La mobilité de Cu, Zn et Cd est ainsi étudiée dans des sols limoneux, sols bruns ou faiblement lessivés ou hydromorphes, dans différents horizons d'un transect. Nous insisterons particulièrement sur les différences de mobilité entre deux périodes à savoir la période oxydante lorsque la nappe d'eau est basse, et la période réductrice lorsque le sol est saturé en eau.

I. Matériel et méthodes

II.1 Les échantillons de sols.- Trois campagnes de prélèvements ont été effectuées. Elles sont constituées de 3 séries de 4 sondages à la tarière entre 0 et 100 cm de profondeur avec un échantillonnage par pas de 10 cm ; l'objectif est d'établir la distribution des ETM sur le site d'étude, de caractériser la mobilité des ETM lorsque le milieu est aéré et lorsque le milieu était en conditions réductrices. Une séparation physique d'une vingtaine de traits pédologiques a été réalisée mécaniquement sous binoculaire constituant ainsi des échantillons microprélevés sur lesquelles une partie des protocoles analytiques a été appliquée. Une telle compartimentation physique a été réalisée lors de la première campagne sur un sondage et lors de la troisième campagne pour l'échantillon prélevé dans l'horizon Sg. Pour ce dernier, les conditions réductrices observées sur le terrain ont été maintenues tout au long de la procédure expérimentale en opérant en boîte à gants sous atmosphère d'azote.

II.2 Analyse totale.-Les analyses totales ont été réalisées sur échantillons totaux ou microprélevés. Les analyses totales ont été réalisées par fluorescence X à Géosciences Rennes (CNRS - Université de Rennes 1) pour les majeurs : Si, Al, Fe, Mn, Mg, Ca, Na, K, Ti et P et les traces Nb, Zr, Y, Sr, Rb, Co, V, Ni, Cr, Ba, Ga, Cu, Zn, Th, Pb et U.

II.3 Protocole d'étude de la mobilité des ETM dans les sols.- Afin de cerner la mobilité des ETM, le protocole expérimental est fondé sur l'utilisation d'extractants chimiques sélectifs et/ou séquentiels. Aujourd'hui il n'y a pas de consensus général sur le meilleur choix de l'extractant, ni sur l'ordre d'action des réactifs dans les procédures d'extraction séquentielle (Trolard et Sparks, 1998). Une telle quête ne peut d'ailleurs pas aboutir du fait de la variation des conditions des sols, des sources d'ETM, des pièges possibles, e.g. argiles, oxydes de fer, carbonates, phosphates, sulfures, substances humiques..., et de la variété des phénomènes en jeu, e.g. adsorption, désorption, chimisorption, précipitation, co-précipitation, dissolution, phénomènes d'échange (Collectif, 1998). Il est donc largement illusoire de chercher le réactif miracle qui mimera la réponse d'un organisme vivant et rendra compte en un essai de courte durée, réalisé dans des conditions standard, de la dynamique d'un ETM dans tout type de sol. La démarche proposée ici consiste plus modestement et plus fondamentalement à comparer la réactivité des échantillons vis à vis de différents réactifs en étudiant les cinétiques d'extraction et en cherchant à évaluer les conséquences de la procédure expérimentale sur la réponse analytique en terme de mobilité des ETM.

• **Les réactifs.** - Les réactifs retenus pour notre étude sont :

(i) l'EDTA (acide éthylène-diammino-tétraacétique), selon le protocole défini par la norme NF X31-120 ; (ii) le DTPA (acide diéthylène-triammine-pentaacétique), selon le protocole défini par la norme NF X31-121 ; (iii) le CBD (citrate - bicarbonate - dithionite), selon le protocole de Holmgren (1967) modifié par Jeanroy *et al.* (1991) ; (iv) le CB (citrate-bicarbonate), selon le protocole proposé par Jeanroy *et al.* (1991).

• **Acquisition de données en mode cinétique.** - Le mode de mobilisation des ETM par ces quatre réactifs est la formation de complexes solubles. Mais le citrate forme des complexes bidentates et mononucléaires (Stumm et Sulzberger, 1992) alors que l'EDTA et le DTPA forment des complexes polynucléaires qui ont pour propriété de retarder voire d'inhiber la dissolution des minéraux, en particulier des oxydes de fer (Borggaard, 1990) en raison du nombre plus élevé de liaisons Fe-O du minéral à briser (Chang et Matijevic, 1983). Il en résulte que la nature différente des complexes formés à la surface des minéraux du sol a une incidence non négligeable sur les cinétiques de dissolution. Ceci rend donc malaisée l'interprétation en termes de risque de mobilité des ETM, de données acquises pour un temps d'extraction généralement fixé arbitrairement à 2h lorsque l'on étudie des échantillons naturels (Trolard, 1997). C'est pourquoi l'acquisition des données des extractions sélectives a été réalisée en mode cinétique.

Les extractions sélectives ont été réalisées sur les échantillons collectés lors des deuxième et troisième campagnes. Pour les échantillons de la deuxième campagne, c'est le facteur temps d'extraction qui a été étudié, et les extractions ont été réalisées sur sol total, tamisé et séché à l'air. A chaque aliquote correspond un temps de contact sol/réactif. Les temps retenus sont : 1, 2, 6 et 48 h. Pour les échantillons de la troisième campagne, c'est le facteur conditions anoxiques qui a été étudié, les extractions ont été réalisées avec une répétition sur sol microprélevé et maintenu ou non en conditions anoxiques tout au long de la procédure expérimentale. Les temps de contact sol/réactif pour la première expérience sont de : 1, 2, 6, 24 et 72 h et pour la seconde expérience de : 2, 6, 24 et 144 h.

Les analyses des solutions d'extraction ont été réalisées au Laboratoire d'Analyses des Sols d'Arras pour les éléments Fe, Zn, Cu et Cd. Le caractère fortement salin des réactifs CBD et CB crée

des difficultés analytiques non résolues. Une dilution des solutions d'extraction est impérative. De ce fait, les limites de détection sont plus élevées, les teneurs en Cu et Cd deviennent inférieures aux seuils de détection analytique, les teneurs en Fe et Zn restant mesurables.

III. Résultats et discussion

III.1 Distribution spatiale et mobilité des ETM sur le site d'étude

• **Distribution spatiale des teneurs totales en ETM.** - On constate que les teneurs en Cu et Zn sont corrélées avec les teneurs en Fe. Les zones d'accumulation en Fe correspondent aux zones présentant les teneurs les plus élevées en ETM. Les résultats montrent ainsi que :

(i) la répartition des métaux et leur concentrations dans le sol sont étroitement liées à l'activité agricole, (ii) le compartiment principal pour les ETM dans le sol semble être les oxydes de fer, et (iii) des zones jouant le rôle de puits ou de source pour ces éléments peuvent être identifiées.

• **Distribution spatiale locale des ETM.** - Celle-ci est obtenue à partir des analyses totales effectuées sur les différents traits pédologiques microprélevés. Dans la zone cultivée, aucune corrélation ne peut être établie entre Fe, Cu et Zn. Ces métaux se répartissent de manière égale entre les différents traits donnant l'apparence d'une distribution homogène des métaux y compris avec la profondeur. Ceci ne permet pas de différencier l'apport anthropique par les lisiers du fond géochimique local. On notera cependant que dans cette partie du paysage, qui reçoit directement les apports de lisiers, les teneurs en Cu et Zn sont globalement élevées. Dans la zone intermédiaire, les corrélations entre Fe, Cu et Zn deviennent nettes par suite de l'apparition de ségrégations métalliques de certains traits conduisant à un enrichissement relatif en Fe par rapport aux autres traits et à la matrice. Les teneurs en Cu et Zn sont en moyenne deux fois supérieures à celles observées dans la zone cultivée. Dans la friche, des corrélations entre Fe, Cu et Zn sont également mises en évidence. Cependant la grande variabilité des teneurs en fer observée dans les différents traits des horizons Lg et Ea n'est pas observée pour les teneurs en Cu et Zn qui restent stables quelle que soit la nature du trait microprélevé. Dans l'horizon Sg, les teneurs en Cu et Zn sont en moyenne deux fois supérieures à celles observées dans la zone cultivée.

La distribution locale des ETM dans les différents traits pédologiques permet de mettre en évidence : (i) des zones sources qui sont, pour Fe, Cu et Zn, l'ensemble des horizons de la zone cultivée ; (ii) des zones à la fois sources et puits qui sont les horizons BTgd et Sg des zones intermédiaire et de friche ; (iii) l'existence d'interactions fortes entre le cycle du fer et la mobilité de Cu et Zn.

• **Mobilité de Fe, Cu et Zn *in situ*.** - La mobilité de Fe, Cu et Zn *in situ* a été mise en évidence par un suivi des variations de la composition chimique des eaux du sol en fonction du temps dans la zone de friche hydromorphe (Jaffrezic, 1997). L'apparition saisonnière de conditions réductrices marquée par une baisse du potentiel d'oxydo-réduction se traduit par une mise en solution du fer (II) s'accompagnant de la mise en solution de Cu et Zn à des concentrations non négligeables. Lorsque le sol redevient oxydant, la teneur en Fe(II) en solution diminue. Les concentrations en Cu et Zn diminuent également.

III.2 Mobilité des ETM par dissolution sélective en conditions oxydantes

Le temps d'extraction est fixé à deux heures dans les protocoles des normes EDTA et DTPA. Ceci est justifié par le fait que l'on admet classiquement que les teneurs extraites n'augmentent plus au-delà de ce temps. Dans cette étude, cette hypothèse est rarement confirmée et est particulièrement

infirmée pour des échantillons prélevés dans les horizons hydromorphes. Ainsi les difficultés à ajuster le temps de contact sol/réactif rencontrées ont pour conséquence de rendre impossible la fondation d'un critère de mobilité des ETM dans le sol sur une analyse ponctuelle. La mobilité des ETM est, dans notre cas, clairement d'abord une fonction dépendant premièrement de la nature des horizons. La nature du réactif utilisé est également un facteur déterminant de la mobilité des ETM. Ces résultats corroborent les observations de Stumm et Sulzberger (1992) ou Borggaard (1990), réalisées sur des milieux de synthèse, en montrant que l'efficacité d'un réactif dépend certes de la nature du ligand utilisé et de son activité sur une surface donnée mais aussi de la nature du métal que l'on cherche à mettre en solution.

L'étude détaillée des associations Fe – ETM indique qu'une grande part de Cu, Zn et Cd sont adsorbés sur des phases ferrifères et/ou constitués de complexes organo-métalliques dissociables par les réactifs utilisés, sans former pour autant de phases minérales par co-précipitation avec le fer.

III.3 Mobilité des ETM par dissolution sélective en conditions réductrices

Deux expériences ont été réalisées sur échantillon préservé en conditions réductrices : (i) dans la première, des cinétiques de dissolution par les réactifs EDTA, DTPA, CB et CBD sont effectuées sur l'horizon Sg réduit, noté Sg(red), et comparées aux cinétiques obtenues sur l'horizon Sg en conditions oxydantes, noté Sg(ox) ; (ii) dans la seconde, la mobilité des ETM est testée en fonction du temps de réoxydation par l'air de Sg(red).

Les expériences montrent que l'oxydo-réduction (i) n'affecte pas la mobilité de Cd mais par contre modifie de façon significative la mobilité de Fe, Zn et Cu, (ii) ne joue pas, en première approximation, sur l'ordre d'efficacité des réactifs complexants étudié ici, i.e. DTPA > EDTA > CB, (iii) est un paramètre déterminant du protocole expérimental qui ne peut être négligé dans l'étude de la mobilité des ETM dans le milieu naturel, (iv) contrôle la labilité d'une ou plusieurs fractions solides, principales phases porteuses d'ETM. Ceci suggère l'existence d'au moins deux fractions solides labiles susceptibles d'être mobilisées lorsque le milieu devient réducteur ; une première plutôt minérale dont la phase porteuse serait un oxyde de fer et une seconde plutôt organique. Par ailleurs, les résultats ne montrent pas d'effet significatif d'une réoxydation brève sur les cinétiques de mobilisation des ETM dans la mesure où c'est l'hétérogénéité des aliquotes entre elles qui semble être le facteur déterminant. Trop peu d'essais ont été effectués pour caractériser statistiquement cet effet.

Les résultats obtenus montrent également que l'horizon Sg constitue une interface réactionnelle entre le versant cultivé et le ruisseau, et que c'est l'oxydo-réduction qui régule dans cette interface la mobilité et la ségrégation des ETM. Cet horizon se comporte comme un puits en période oxydante, piégeant les ETM arrivant de la zone cultivée où ont lieu les épandages de lisier et comme une source en période réductrice, relâchant alors en solution les ETM stockés précédemment.

Conclusion

Cette étude montre donc (i) que les ETM apportés par les épandages de lisier migrent le long des versants ; (ii) que la mobilité des ETM est contrôlée par leur interaction avec les surfaces d'oxydes de fer et les constituants organiques du sol, (iii) que les zones humides de fond de vallée sont susceptibles de piéger momentanément et de libérer les ETM en fonction des conditions d'oxydo-réduction.

Références

- Borggaard O.K. 1990. Kinetics and mechanisms of soil iron oxide dissolution in EDTA, oxalate and dithionite. In : Proceedings of the 9th Intern. Clay Conf., Strasbourg, Farmer & Tardy Y. (Eds.), *Sci. Géol. Mémoire*, 85, 139-148.
- Chang H.C. et Matijevic E. 1983. Interactions of metal hydrous oxides with chelating agents. IV. Dissolution of hematite. *J. Colloid Interf. Sci.*, 92, 479-488.
- Collectif (Altman S., Berthelin J., Bourrié G., Gomez A., Morel J.L., Trolard F.) (1998) Chapitre 2 : Dynamique des éléments en trace dans les sols : mobilité et transferts vers les eaux souterraines et les plantes. In : Rapport de l'Académie des Sciences n°42 « Contamination des sols par les éléments en traces : les risques et leur gestion », P.H. Bourrelier, J. Berthelin (Eds.), coll. Tec & Doc de Lavoisier, Paris, 67-126.
- Holmgren G.G.S 1967. A rapid citrate-dithionite extractable iron procedure. *Soil Sci. Soc. Amer. Proceedings*, 31, 210-211.
- Jaffrezic A., 1997. *Géochimie des éléments traces, des nitrates et du carbone organique dissous dans les eaux et les sols hydromorphes*. Thèse ENSA Rennes, Mémoire Géoscience n°79.
- Jeanroy E., Rajot J.L., Pillon P. et Herbillon A.J. 1991. Differential dissolution of hematite and goethite in dithionite and its application on soil yellowing. *Geoderma*, 50, 79-94.
- Juste C. 1990 Eléments pour l'établissement d'un bilan des oligo-éléments. *C.R. Acad. Sci. Agric.*, France, 76,135-146.
- Martinez J. 1996. *Mise au point d'un procédé biologique de traitement du lisier de porc par le sol, suivi du pilote SOLEPUR*. Rapport préliminaire. Cemagref, Rennes.
- Stumm W. et Sulzberger B. 1992. The cycling of iron in natural environments : considerations based on laboratory studies of heterogeneous redox processes. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 56, 3233-3257.
- Trolard F. 1997. *Les « oxydes » de fer des latérites et des sols hydromorphes. Géochimie, minéralogie et modélisations thermodynamiques*. dissertation présentée pour l'obtention du
- Trolard F. et Sparks R. 1998. Summary of the session poster of the 6° symposium « Dynamics of inorganic compounds, including inorganic pollutants, in the soil system ». In : *16th World Congress of Soil Science proceedings*, Montpellier, France.

3 c Devenir des pesticides dans les zones humides de fonds de vallée,

M.-P. CHARNAY, P. BENOIT, E. BARRIUSO

Contexte et objectif de l'étude

Les zones tampons jouent un rôle déterminant dans le contrôle et l'atténuation de l'impact environnemental de nombreux polluants notamment ceux d'origine agricole. Mais cette efficacité doit être pondérée selon le type de polluant considéré.

Le caractère polluant d'un composé organique dépend de son devenir dans le sol. En plus de sa toxicité, sa rétention et sa persistance dans le sol sont les deux facteurs conditionnant son caractère polluant. La rétention d'une molécule organique par le sol est le résultat d'un ensemble de phénomènes impliquant des interactions avec les constituants minéraux et organiques des sols (Calvet, 1989). De même, la persistance est la résultante d'un ensemble de phénomènes de dissipation, physico-chimique et biologique qui font diminuer la concentration du polluant en fonction de cinétiques caractéristiques du polluant et du milieu. D'une manière générale, plus un produit est retenu dans le sol moins il est mobile, et plus un produit est persistant, plus il aura de chance d'être soumis à des phénomènes de transfert pour aller contaminer les nappes. La compréhension de la rétention et de la persistance des polluants est une étape importante dans la prévision des risques et des paramètres caractérisant le comportement des polluants pourront être utilisés comme indicateurs associés au pouvoir épurateur des dispositifs considérés.

L'objectif de ce travail était de caractériser la rétention et la dégradation de différents polluants organiques en fonction de l'état d'oxydation du milieu. La démarche expérimentale a consisté à (1) suivre la dynamique saisonnière de la composition chimique de la solution du sol dans différents horizons (0-15 cm, 30 et 45 cm de profondeur), (2) mettre au point le prélèvement des échantillons de sol au niveau de la zone humide en perturbant au minimum les caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques avant l'expérimentation. (3) caractériser en conditions contrôlées de laboratoire les propriétés de rétention de différents pesticides, et (4) caractériser en conditions contrôlées de laboratoire la dégradation de 4 molécules (atrazine, acide 2,4-dichlorophénoxyacétique (2,4-D), 2,4-dichlorophénol (DCP) et pentachlorophénol (PCP)) selon des approches distinctes et complémentaires, dans des échantillons de sol provenant de l'horizon de surface du site d'étude. Les mesures réalisées sur le terrain permettent de préciser les conditions dans lesquelles les expérimentations au laboratoire doivent être réalisées.

Matériels et méthodes

La zone humide étudiée est située sur le domaine de Grignon (Yvelines, France) en fond de vallon, à proximité d'un ruisseau, le "Ru de Gally", qui draine en surface l'ensemble du bassin versant. Le substratum géologique à l'exutoire du bassin est constitué de la craie blanche à silex du crétacé supérieur (campanien). Directement à son contact, se sont déposés des colluvions quaternaires issus de l'érosion des versants (mélange d'argile, de sable calcaire et de limon d'âge tertiaire) qui constituent la roche mère du sol étudié. La zone humide se développe à la faveur d'une dépression locale. Sa superficie est d'environ 0,5 ha et sa hauteur d'eau ne dépasse pas 40 cm. Elle est alimentée par des sources pérennes, issues de nappes perchées dans les versants du vallon. L'exutoire de la mare rejoint le ruisseau. Son débit semble imposer un temps de séjour de l'eau important.

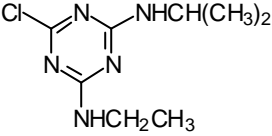
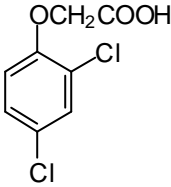
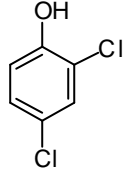
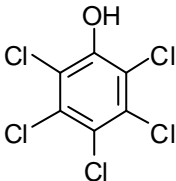
Cette localisation a été choisie pour que les échantillons de sol puissent être utilisés dans les plus brefs délais en perturbant au minimum leurs caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques avant l'expérimentation. La caractérisation hydrologique précise du site n'était pas l'objet de cette étude.

Les prélèvements de sol concernent les 20 premiers cm de l'horizon 0-30 cm. Ils sont réalisés sous la forme de motte, dans l'heure précédent leur utilisation. Le sol est un limon argileux carbonaté, légèrement alcalin (pH eau 7,9) contenant 4,4 % de matières organiques, 2,5 % de carbone organique et 0,3 % d'azote organique total, la teneur en fer total (HF) est de 0.2 %.

Des préleveurs d'eau du sol ont été installés à 10, 30 et 45 cm de profondeur, dans les horizons susceptibles de s'engorger temporairement, afin de prélever l'eau libre des nappes perchées. Des échantillons d'eau sont prélevés à l'abri de l'oxygène de l'air et de la lumière à un pas de temps de quinze jours. Des mesures de pH, E_h et température sont effectués in situ. Des analyses du fer Fe(II) des anions, des cations, de l'alcalinité totale, carbonatée et non carbonatée sont effectuées.

Les molécules utilisées au laboratoire sont l'atrazine, le 2,4D (acide 2,4-dichlorophénoxyacétique), le 2,4dichlorophénol (DCP) et le pentachlorophénol (PCP^o) Leurs principales caractéristiques physico-chimiques figurent dans le tableau 1.

Tableau 1 Solubilité dans l'eau (K_S), et coefficients de distribution (K_d and K_{oc}), pour l'atrazine, le 2,4-D, le 2,4-DCP et le PCP dans le sol de la zone humide ($E_h = 93 \pm 24$ mV)

	Formule	K_S (mg L ⁻¹) ^a	K_d (l kg ⁻¹)	K_{oc} (l kg ⁻¹ C)
Atrazine		33	1.97 ± 0.20	78 ± 8
2,4-D		620	1.36 ± 0.13	54 ± 5
2,4-DCP		1000	6.51 ± 0.60	260 ± 24
PCP		80	13.93 ± 2.82	557 ± 112

a The Pesticide Manual, 1996

L'atrazine (6-chloro-2-éthylamino-4-isopropyl-1,3,5-triazine-2,4-diamine) est un herbicide appartenant à la famille des s-triazines, utilisé comme dés herbant du maïs. Le 2,4-D est utilisé sur céréales comme herbicide agissant contre les dicotylédones. Le 2,4-DCP est un des principaux métabolites du 2,4-D dans le sol. Le PCP est utilisé en majeure partie dans la protection du bois pour ses propriétés fongicides et insecticides.

Toutes les molécules sont utilisées sous forme uniformément marquée au carbone 14 sur les noyaux benzéniques ou triaziniques.

Pour étudier la rétention et la dégradation des polluants organiques, la radioactivité résiduelle est mesurée en scintillation liquide ; les molécules et leurs principaux métabolites sont analysés en chromatographie liquide haute performance.

Principaux résultats et discussion

1. Les eaux du sol

Les données acquises *in situ* montrent que le pH est légèrement alcalin (7,2 – 7,4), que les concentrations en anions et cations sont peu variables et que le potentiel rédox peut varier entre 50 et 400 mV, classant les sols étudiés entre sols réduits et sols modérément réduits. Le fer dissous entraîné par l'apparition d'anoxie atteint localement (45 cm de profondeur) des concentrations très élevées pouvant atteindre 1,3 mM.

2. Effet des conditions d'oxydo-réduction sur les propriétés d'adsorption et de désorption de pesticides par un sol hydromorphe

Des cinétiques d'adsorption et de désorption en suspensions de sols nous ont permis de montrer que le DCP est plus adsorbé que l'atrazine qui est plus adsorbé que le 2,4-D.

Parmi les facteurs expliquant la forte adsorption du DCP et de l'atrazine, la matière organique du sol est le plus déterminant. En effet l'accumulation de matière organique en raison des conditions d'hydromorphie provoque une augmentation de la rétention des molécules. Pour l'atrazine, l'adsorption semble être plus importante en milieu réduit qu'en milieu oxydé. Cette tendance est inversée pour le DCP. La plus forte adsorption de cette molécule en milieu oxydé pourrait être liée à l'apparition d'amorphes et d'oxydes de fer en raison d'une dynamique du fer rapide (dissolution – précipitation) en fonction des conditions d'oxydo-réduction. En milieu réduit, ce qui correspond à l'état initial de l'échantillon de sol hydromorphe prélevé, ces formes sont peu présentes puisque la majorité du fer passe à l'état de fer II ce qui peut expliquer une plus grande adsorption de molécules peu polaires comme l'atrazine et inversement l'augmentation de la disponibilité (molécules en solution) des molécules polaires et des anions comme le 2,4-D et le DCP. Liée à cette dynamique du fer, l'état de la matière organique de l'échantillon est susceptible de varier également puisqu'une partie du fer est associée à la matière organique.

D'une manière générale, la rétention sur ce sol est caractérisée par une hystérésis importante entre adsorption et désorption. Cette hystérésis varie en fonction des conditions d'oxydo-réduction. Pour des conditions rédox données, la désorption de l'atrazine est plus aisée que celle du DCP. Lorsque l'échantillon réduit au départ est réoxydé au cours de la désorption, la désorption est davantage favorisée pour l'atrazine.

Les conditions d'oxydo-réduction jouent donc sur la disponibilité des molécules retenus. Les fortes teneurs en matières organiques et la dynamique d'oxydation et de réduction du fer pourraient en partie expliquer ce comportement.

3. Effet des conditions d'oxydo-réduction sur les propriétés de dégradation des pesticides par un sol hydromorphe

Les résultats des incubations sol-polluant (figure 1) montrent que la microflore du sol de la zone humide de Grignon est capable de dégrader les quatre polluants organiques apportés. Le degré de transformation en conditions anaérobies est variable selon la nature et la structure des molécules : les taux de dégradation les plus importants sont observés pour le 2,4-D et les chlorophénols. Toutefois, la minéralisation complète de ces polluants est souvent très faible, voire inexistante. La dégradation modifie la structure et la nature chimique de la molécule initiale et donc modifie son comportement dans le sol. En effet, une grande proportion de résidus non extractibles ou liés (33 % de l'apport initial) est observée après 35 jours d'incubation pour l'atrazine tandis qu'on en observe seulement 13 % pour le PCP. Par ailleurs l'analyse des résultats (figure 2) obtenus à partir des suspensions de sol nous a permis d'obtenir des informations sur voies de dégradation des molécules étudiées. Pour

l'atrazine, les réactions de déalkylation et d'hydroxylation peuvent avoir lieu simultanément sans pour autant aller jusqu'à la minéralisation de la molécule. Elles donnent lieu à l'apparition en fin d'incubation de dééthylhydroxyatrazine et de didéalkylatrazine et d'hydroxyatrazine. La dégradation du PCP et de ses métabolites (2,3,4,5-tétrachlorophénol, 2,4,5-trichlorophénol, 2,4-dichlorophénol) conduit à l'apparition de composés de moins en moins chlorés avec une minéralisation de 15 % contre seulement 0,2 % dans les témoins stériles.

Les incubations en colonne de sol saturé en eau et pollué à différentes profondeurs, montrent que le degré d'anaérobiose ne modifie pas la distribution de la radioactivité (figure 3). Par contre la distribution des molécules entre la fraction extractible et non extractible dépend de la molécule étudiée. Plus de 50 % du 2,4-D est retrouvé sous la forme non extractible à l'issue des 28 jours d'incubation tandis que seulement 20 % du PCP est sous la forme non extractible. Pour ce qui concerne la dégradation de ces deux molécules (figure 4), plus le milieu est réduit, plus l'accumulation d'un métabolite non dégradé est rapide (4-CP pour le 2,4-D et le 2,4,5-TCP pour le PCP).

Sachant que les zones humides de fonds de vallées peuvent être soumises à des variations des conditions d'oxydo-réduction du fait de certains battements de nappes et des variations de la composition de la solution du sol, nous avons testé l'effet de la présence d'autres accepteurs d'électrons (nitrate, sulfate, fer...) dans la solution du sol sur la dégradation des polluants organiques en conditions réductrices. La présence de nitrate à 25 mg L⁻¹ dans les suspensions de sol ne modifie pas la biodisponibilité des molécules étudiées, par contre elle modifie le métabolisme microbien des molécules. Le métabolisme du PCP est légèrement stimulé en présence de nitrate en favorisant l'accumulation de composés plus polaires que la molécule mère grâce à une stimulation de la déhalogénéation réductive. Le métabolisme de l'atrazine est quant à lui modifié sans pour autant que les effets soient très marqués. La présence de nitrate se manifeste dès les premières semaines de l'incubation où on observe l'apparition de métabolites déalkylés en quantité plus importante et de façon plus rapide que dans le traitement sans azote, ainsi que la présence de dééthylhydroxyatrazine.

Conclusions et perspectives

Les résultats obtenus montrent que la persistance des composés organiques est fortement modifiée selon les conditions d'oxydoréduction. Les variations d'oxydoréduction engendrent des modifications des propriétés des surfaces organo-minérales du sol modifiant ainsi le nombre de sites d'adsorption à leur surface. La rétention détermine la disponibilité du polluant organique et donc l'éventualité de son transfert vers les eaux souterraines, mais aussi sa faculté à être dégradé par la microflore du sol. En l'absence d'écoulement, il apparaît donc qu'une faible rétention du polluant sur les colloïdes du sol serait un facteur qui favorise sa dissipation via sa dégradation.

L'ensemble de ces résultats ont été obtenus sur un sol limono-argileux carbonaté, issu d'une zone humide. Même si nous ne pouvons pas les extrapoler à d'autres situations, ils montrent que les conditions d'oxydoréduction influent d'une part sur la rétention et d'autre part sur la dégradation des pesticides. L'adsorption est fonction de chaque molécule et la désorption paraît plus aisée en milieu oxydé qu'en milieu réduit. En ce qui concerne la dégradation des pesticides, le degré de transformation en conditions plus ou moins réductrices est variable selon la nature et la structure des molécules. En milieu réducteur, la dégradation des polluants chlorés est possible car les premières étapes de déhalogénéation réductive sont favorisées, alors que ce type de molécule est particulièrement résistante en milieu oxydé. Par contre, pour ce qui concerne le devenir de l'atrazine en conditions réductrices, celle-ci est seulement dégradée partiellement sans pour autant aller jusqu'à une minéralisation complète. Les monochlorophénols qui tendent à s'accumuler en conditions réductrices, semblent facilement dégradables en conditions oxydées. C'est pourquoi l'alternance saisonnière des conditions d'oxydoréduction, à la faveur d'un apport d'eau saturée en oxygène (forte pluie, par exemple) peut s'affirmer comme un processus favorisant la dissipation par biodégradation de certains polluants organiques. Ceci constitue une des pistes de travail pour poursuivre cette étude.

Figure 1 : Distribution de la radioactivité dans les suspensions de sol traitées avec l'atrazine, le 2,4-D et PCP (Eh ≈ 30 mV)

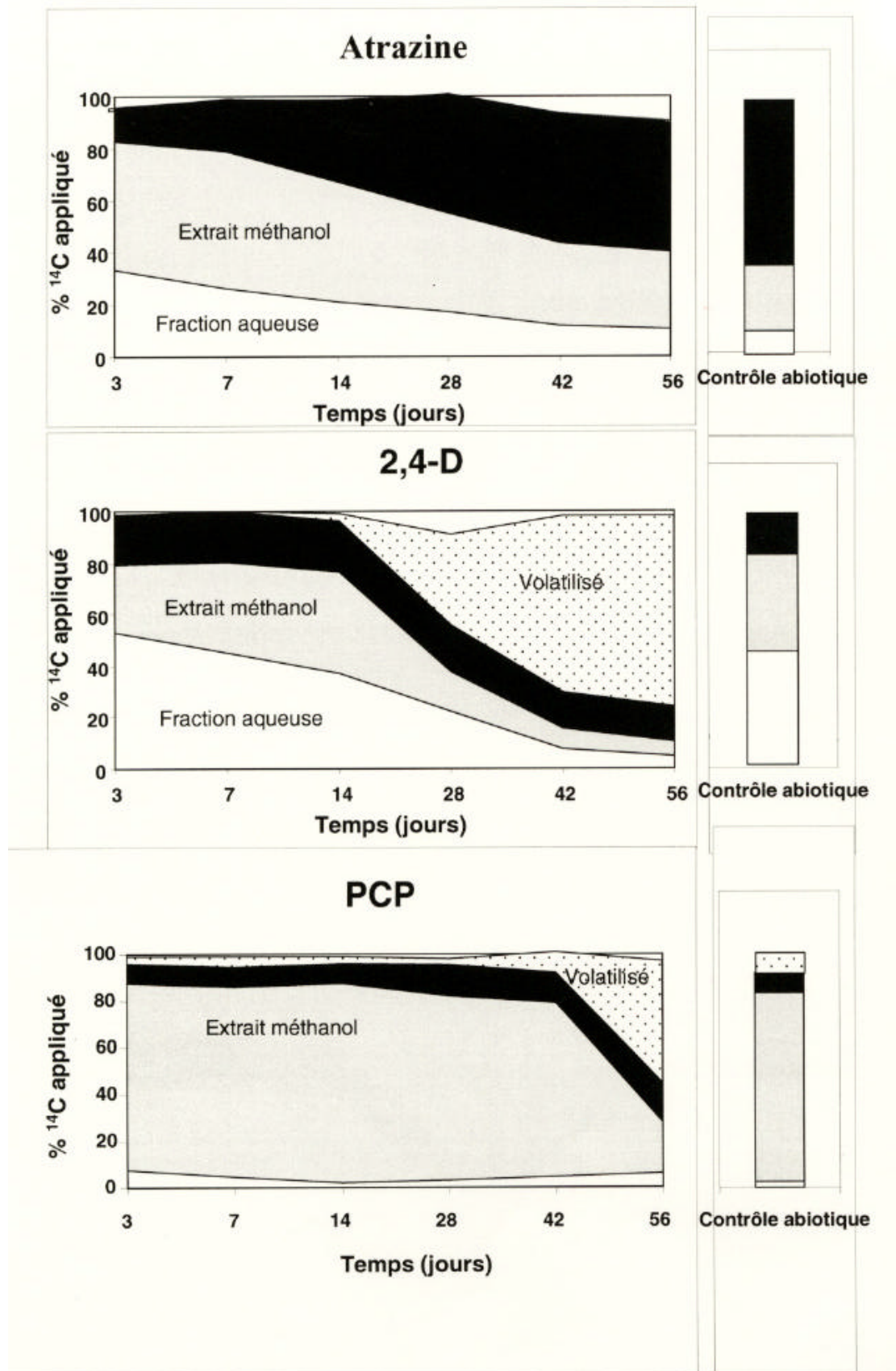


Figure 2 : atrazine, 2,4-D et PCP et leurs principaux produits de dégradation dans les extraits méthanoliques après 56 jours d'incubation des suspensions de sol

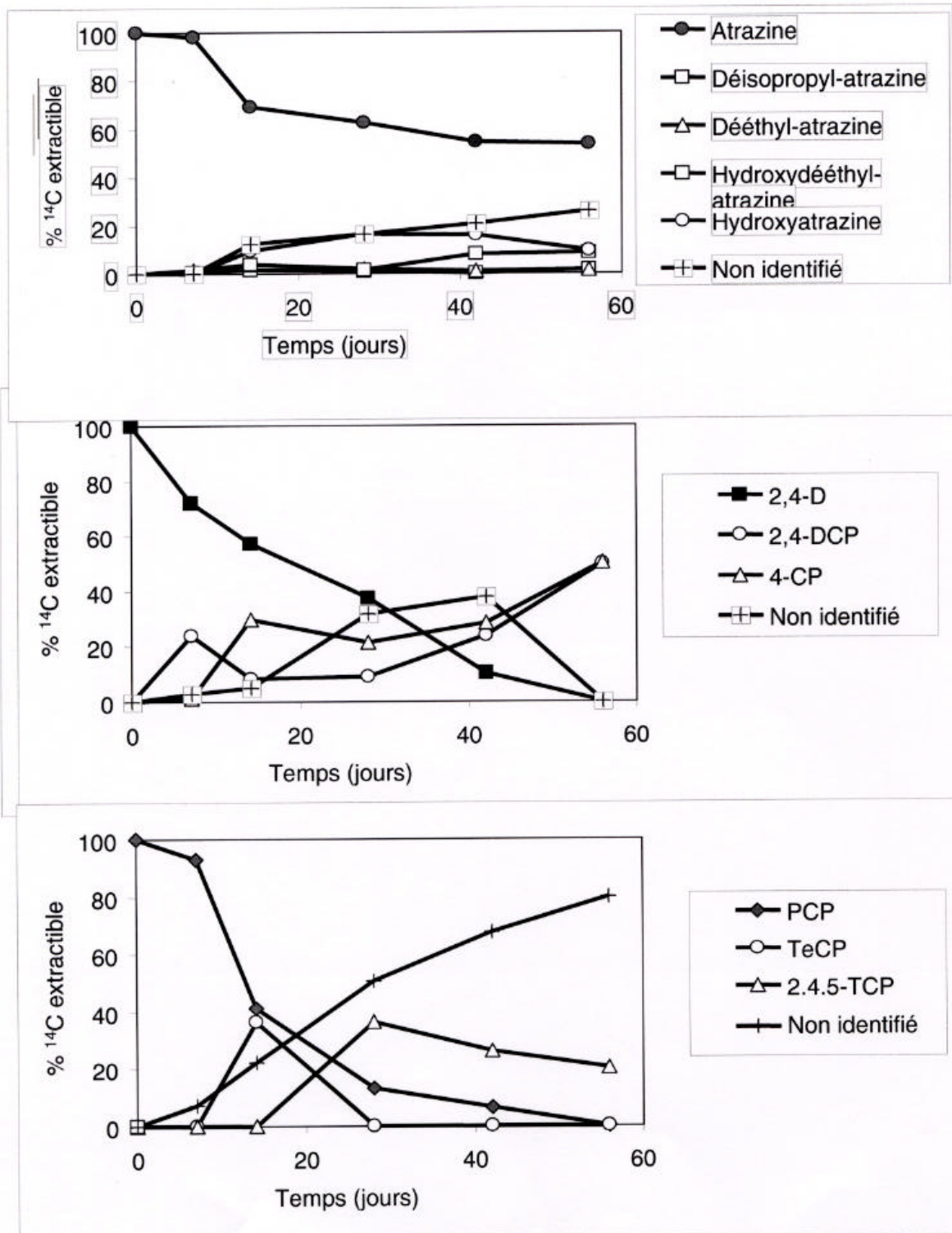


Figure 3 : distribution du ¹⁴C- 2,4-D et ¹⁴C- PCP après 28 jours d 'incubation des colonnes de sol

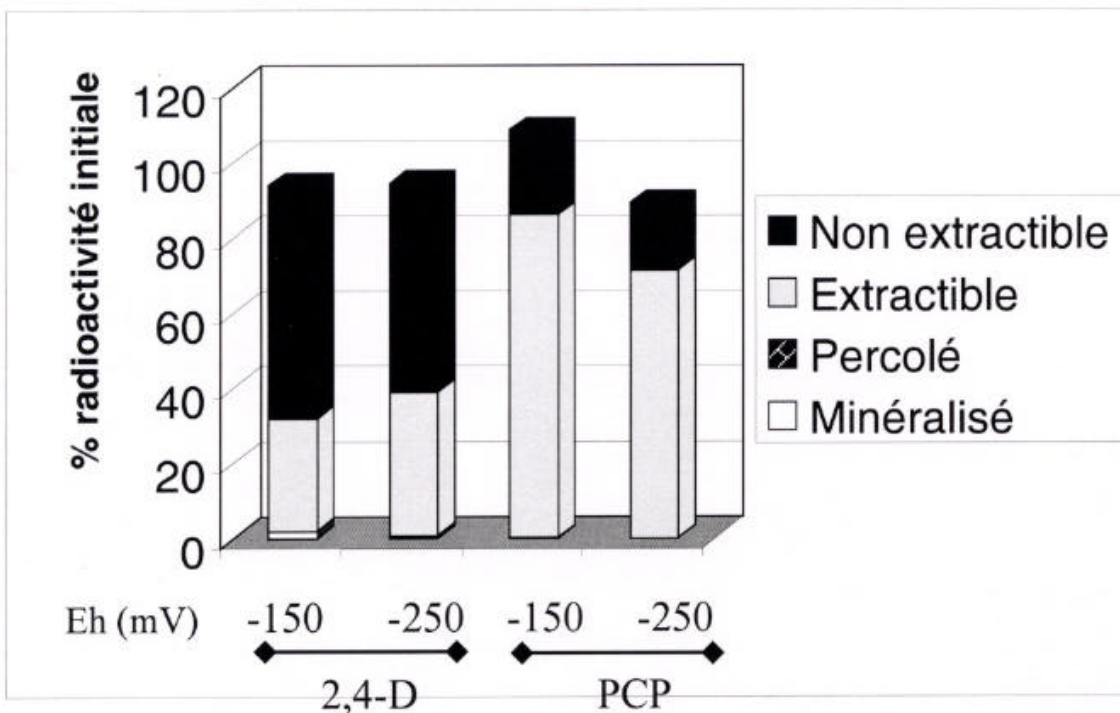
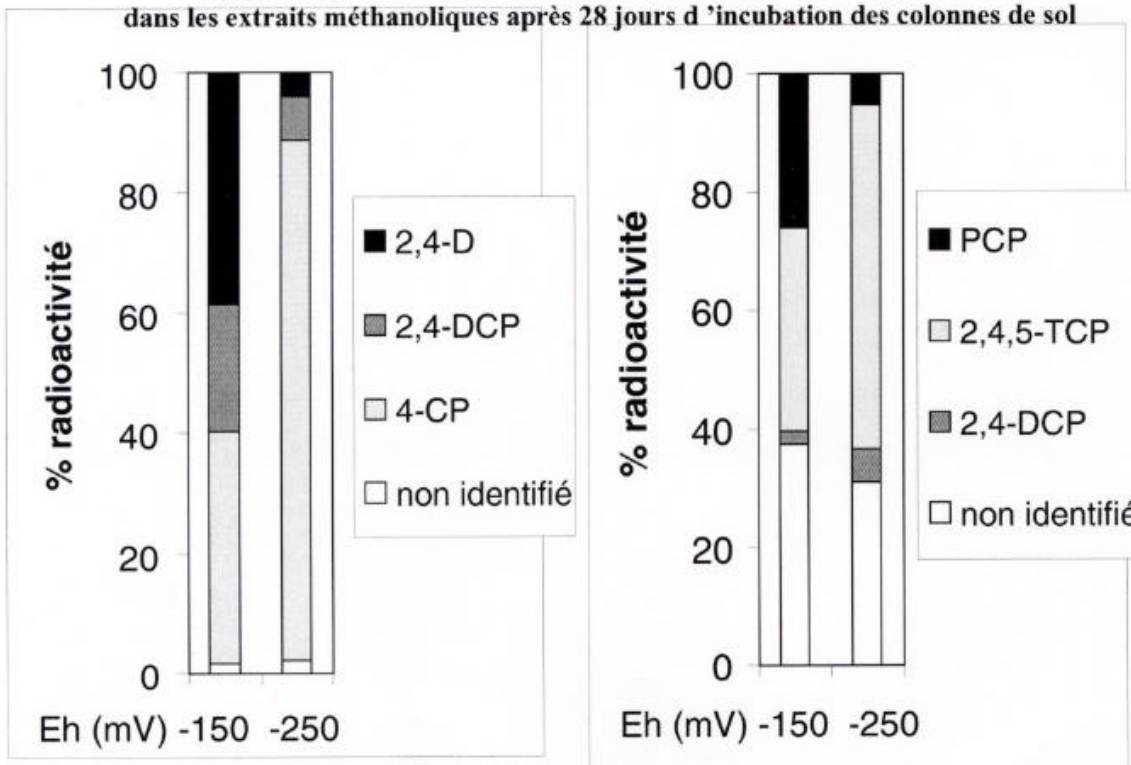


Figure 4 : 2,4-D et PCP et leurs principaux produits de dégradation dans les extraits méthanoliques après 28 jours d 'incubation des colonnes de sol



Caractérisation et fonctionnement biologique :

4 Impact des apports diffus sur la biodiversité des zones humides de fonds de vallée.

BUREL F., OUIN A.

Les recherches initiées durant les deux dernières années ont permis de tester l'impact de scénarios d'aménagement du territoire et en particulier l'importance de la gestion des zones humides de bas fonds sur la biodiversité. Le modèle de flux de papillons dans les paysages a été appliqué à deux scénarios contrastés, l'un basé sur une économie de libre marché et l'autre sur des incitations environnementales et en particulier sur la protection des zones humides de fonds de vallée. Par ailleurs nous avons comparé la richesse biologique des zones humides de fonds de vallée à celle de marais plus étendus, ce qui nous a permis de souligner l'importance pour la biodiversité de ces zones aux usages et couverts végétaux diversifiés.

I- Influence de l'occupation des sols et de la structure de la mosaïque paysagère sur la biodiversité : rôle des zones humides de fond de vallée.

Introduction

La connectivité d'un paysage, sa propriété à permettre le mouvement en son sein, dépend à la fois du paysage (composition et configuration) et du comportement de l'animal considéré. Les ripisylves ainsi que les prairies de fond de vallées ont souvent été considérées comme des corridors permettant le déplacement de la vie sauvage dans les paysages agricoles.

L'objectif de cette étude est d'évaluer la connectivité du paysage pour le mouvement journalier de papillons. Différents scénarios de paysage seront testés, représentant des objectifs différents en terme d'aménagement de l'espace rural.

Les scénarios du paysage

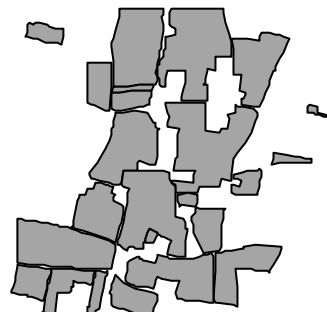
Les scénarios présentés dans la figure 1 et la table 1, ont été simulés par [Thenail, 1997]. Le scénario initial (Scénario 0) est un paysage réel du bocage breton d'une superficie de 200 ha, il est composé d'une vallée humide et de 2 coteaux l'entourant. Le premier, nommé « Marche libre », correspond au devenir du scénario initial dans le cas où seules les lois du marché guideraient l'aménagement de l'espace. Le second, « environnement » conjugue des soucis quant à la qualité de l'eau (corridor de prairies sans fertilisation), la biodiversité (zones de protection).



Scenario 0 initial



Scenario 1 marketmarket »



Scenario 2 «environment

□ Grassland

■ Crop

■ Woodlot

■ Road, Building

□ Permanent Grassland

Figure 1: Les 3 scénarios , l'occupation du sol à gauche , le réseau de haies au milieu, les taches d'habitat (prairies permanentes) à droite.

		Scénario 0	Scénario 1	Scénario 2
Surface in land use (Km2)	Crop	0.017	0.94	0.50
	grassland	0.011	0.35	0.84
	wood	0.001	0.25	0.20
	Building, road	0.061	0.22	0.2225
Hedgerows network	Perimeter (Km)	30.58	18.78	27.01
	Total Surface	0.4113	0.091	0.74
Patch surface (mean±SD)		0.011±0.015	0.0057±0.0041	0.03±0.027
Favourable areas				
(perm. grassland)	Number of patches	38	16	24
	Inter-Distance (mean±SD)	0.51±0.31	0.57±0.34	0.42±0.29

Tableau 1: Caractéristiques des 3 scénarios, Les prairies peuvent être temporaires, plantées ou permanentes, seules ces dernières sont considérées comme des patches d'habitat pour les papillons.

Le modèle de mouvement des papillons

Ce modèle prédictif de flux de papillons entre deux taches est issu d'une régression linéaire de différentes variables environnementales extraites dans une zone de forme ovoïde terminée par les deux taches.

Les flux de papillons sont issus de deux saisons (été 98 et 99) de Capture Marquage Recapture effectués sur des paysages proches du scénario initial.

Le modèle est le suivant :

$$\text{Log (Mij+1)} = -2.877 + 11.689*\text{RatDon} + 12.396*\text{RatRec} - 16.068*\text{GrSize} + 2.69*\text{PerCrop} + 1.726*\text{PerWood} + 3.311*\text{PerMead} - 0.01*\text{ThresHedgesPara} - 0.25*\text{ThresHedgesPerp} + 0.022*\text{InvDist}$$

Where:

Mij: Nombre d'individus étant allé de i (tache de départ) à j (tache d'arrivée).

RatDon: Ratio Surface/périmètre du patch de départ

RatRec: Ratio Surface/périmètre du patch d'arrivée

GrSize: moyenne de la surface des parcelles dans la zone d'extraction

PerCrop: Pourcentage de culture dans la zone d'extraction

PerWood: Pourcentage de bois dans la zone d'extraction

PerMead: Pourcentage de prairies dans la zone d'extraction

ThresHedgesPara: Densité de haies parallèles au plus court chemin entre les deux patches transformés avec une fonction seuil tel que:

$X=ax+b$, a et b sont des constantes ajustées

ThresHedgesPerp: Densité de haies perpendiculaires au plus court chemin entre les deux patches transformés avec une fonction seuil.

InvDist: 1/D, D est la distance la plus courte entre les deux patches

Résultats

Mij	ETAT INITIAL	Scenario 1	Scenario 2
Sum	185	42	631
Mean±SD	1.02±6.38	0.35±0.25	3.37±4.84
Percentage <1	14%	91%	7%

Table2: Flux de papillons dans les 2 scénarios et l'état initial.

Les couples de patches montrant de trop fort flux (Mij>100) sont considérés comme des aberrations du modèle et n'ont pas été inclus dans les résultats.

Les flux de papillons sont beaucoup moins importants dans le scénario 1, et ils sont beaucoup moins intenses. (91% of Mij <1). Dans le scénario 2, les flux sont plus importants en quantité et en qualité.

Discussion-Conclusion

Dans le scénario 1, les prairies restantes sont très dispersées dans les paysages, les mouvements de papillons sont donc plus difficiles, mais existant. Le scénario 2 présente une forte concentration des prairies autour de la rivière, les papillons sont donc fortement concentrés sur ces prairies et ont très peu d'échange avec le reste du paysage. Dans ce dernier cas, bien que l'augmentation de la quantité d'habitat soit un apport favorable au maintien des papillons, l'absence de relations avec d'autres prairies peut être dommageable dans le long terme. La présence de corridors continus le long des rivières permettant des échanges entre bassins versants pourrait être une solution.

II- La biodiversité des zones humides de fonds vallée comparée à celle des marais continentaux

Nous avons étudié deux principaux types de zones humides : d'une part des marais continentaux dulçaquicoles et des zones humides de fond de vallées qui constituent le type dominant de zones humides dans les paysages agricoles du massif armoricain. Les premières ont souvent été valorisées pour la qualité de leur flore et de leur faune, alors que les secondes bien que représentant une surface importante dans les paysages agricoles ne sont que rarement gérées pour la biodiversité tandis qu'on cherche à valoriser leur rôle épurateur.

La diversité des peuplements de papillons a été étudiée sur six sites.. L'ensemble de ces sites s'inscrit dans la partie continentale de la Baie du Mont Saint-Michel, dans l'Ouest de la France, entre Antrain (35) et Pontorson (50) à proximité du Couësnon. Ce sont tous des zones humides : marais ouverts (Sougéal et Le Mesnil), marais bocagers (Aucey et Boucey) et fond de vallée d'un bocage

traditionnel (Vieux-Viel). Les marais ouverts et bocagers sont des marais périphériques du Couësson inclus dans une ZNIEFF. La zone humide de bas-fond est située à l'ouest de ce groupe de marais. Tous les sites sont géographiquement proches (compris dans un rayon de 2,5 km autour du centre du marais de Sougéal).

Le marais bocager (Aucey-Boucey) présente la plus faible diversité de Rhopalocères. Ce marais possède les mêmes usages depuis de longues années (marais drainé depuis le milieu du XIX^{ème} siècle). Ces usages (fauche et pâture) s'exercent avec la plus forte pression parmi les sites étudiés. Bien que présentant un réseau de haies riche et une diversité floristique à peine plus faible que celle des autres marais, les deux sites concernés (Boucey au nord et Aucey au sud) restent pauvres du point de vue du peuplement de Rhopalocères. Bien qu'il existe deux usages très différents (pâture et fauche) au lieu d'un seul (pâture) pour les autres marais, la pression anthropique semble trop forte pour qu'un peuplement diversifié se maintienne. Les marais ouverts de Sougéal et Le Mesnil présentent une meilleure diversité du peuplement de Rhopalocères. Précisément, Le Mesnil possède un peuplement assez peu diversifié mais relativement original (ceci concerne également la diversité floristique). Les hauteurs de végétation mesurées montrent une pression de pâturage homogène et relativement forte. Le meilleur état du sol témoigne d'une pression toutefois plus faible que dans les autres marais (Sougéal et Aucey-Boucey). Sougéal, marais communal pâturé, montre une diversité de Rhopalocères moyenne. La zone de bas-fond à Vieux-Viel est la plus diversifiée de l'étude en Rhopalocères. Elle présente également la plus grande diversité floristique et la plus grande variété d'usages. Ce site est également soumis à des pressions anthropiques faibles. Ce site a pourtant été échantillonné sur une surface plus faible, ce qui accroît les différences avec les autres sites. En particulier, si on compare les changements de composition spécifique plutôt que de simples indices de diversité (Richesse spécifique et indice de diversité de Shannon), on constate que Vieux-Viel possède un peuplement original.

La synthèse des résultats obtenus met en évidence l'importance de l'hétérogénéité du paysage pour qu'un peuplement diversifié existe.

Cette hétérogénéité existe à l'échelle de la partie continentale de la baie du Mont Saint-Michel entre les sites. Ils diffèrent en nature, en structure, en termes de gestion et présente effectivement des peuplements différents.

A l'échelle du site, l'hétérogénéité contribue à la diversité du peuplement. La limite de l'effet favorable de l'hétérogénéité étant la pression des usages. Ainsi, la trop forte pression anthropique à Aucey-Boucey interdit la mise en place d'un peuplement diversifié. L'importance de la diversité des sections apparaît plus à Vieux-Viel où pour une faible surface l'étude a mis en évidence un peuplement diversifié accompagnant la diversité d'usages. Les analyses multivariées ont permis éventuellement de séparer les sections d'un même site. La contribution de l'hétérogénéité y apparaît effectivement dans la limite vue ici : l'intensité des pratiques agricoles.

Deux éléments interviennent donc principalement :

- L'hétérogénéité du site : multitude d'usages, diversité des communautés végétales, diversité des plantes à fleurs.
- La pression des usages agricoles : une faible pression permet d'offrir une plus grande diversité spécifique et structurale de la végétation propice aux Rhopalocères. Une forte pression, même pour un site moins homogène (comme Aucey-Boucey) nuit fortement à l'existence d'un peuplement diversifié.

L'étude peut remettre en cause du point de vue de la biodiversité la pertinence du choix de zones à valoriser (cf. contrat Nature à Sougéal). En effet la biodiversité évaluée dans l'étude est plus faible dans les grandes zones humides (les marais), traditionnellement retenues dans les politiques de conservation. Le modèle des Rhopalocères ne constitue toutefois qu'une approche de la biodiversité. D'autres êtres vivants montreront des réponses similaires à la variété des paramètres environnementaux étudiés. Mais beaucoup ne présenteront pas ces différences pour des raisons évidentes (taille des individus, modes de vie...). Il ne faut donc pas opposer forcément les marais vus ici et les zones de fonds de vallée. L'étude montre néanmoins l'importance pour la diversité des êtres vivants des zones de bas-fonds pourtant peu suivies de ce point de vue.

Ne doit-on pas non plus considérer ces zones vouées actuellement à l'épuration comme des sites intéressants pour des programmes de conservation ? La mise en place de mesures de gestion appropriées laisse espérer des risques de conflits assez faibles. En effet, ces zones de bas-fonds sont généralement peu valorisées du point de vue agricole (elles ne sont pas vues comme terres 'riches'). De plus, avec l'intérêt porté aux zones humides plus grandes (comme les marais) au détriment de ces fonds de vallée, la pression anthropique liées aux usages tels que le tourisme, les sorties naturalistes, la pêche et la chasse y est négligeable. Finalement la décision de gérer ces zones dans un souci de conservation semble principalement confrontée au rôle de dénitrification. Effectivement, ce rôle épurateur s'il s'accompagne d'une eutrophisation de la végétation entraîne une banalisation du peuplement de Rhopalocères (Vans Es et al., 1999). D'autres problèmes éventuels sont également à signaler. D'une part la multitude des propriétaires pour les petites parcelles de zones de bas-fonds peut rendre plus ardue la mise en place des mesures de conservation. D'autre part le caractère justement privé du foncier dans ces zones pose le problème d'une acquisition de ces surfaces par les communes ou d'une compensation pour les agriculteurs propriétaires. L'idéal étant de délimiter des zones ou l'abandon et la déprise domine pour les récupérer sans léser l'activité agricole des propriétaires.

Références

- Baudry, J., T. Tatoni, Y. Luginbühl, V. Barre and M. Berlan-Darque, 1993. *Bocages et environnement*. . Recherche, Etude, Environnement, Développement 41-42: 15-19.
- Burel, F., J. Baudry, A. Butet, P. Clergeau, Y. Delettre, D. Le Coeur, F. Dubs, N. Morvan, G. Paillat, S. Petit, et al., 1998. *Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscape*. . Acta oecologica 19(1): 1-26.
- Delettre, Y. R., N. Morvan, P. Tréhen and P. Grootaert, 1998. *Local biodiversity and multi-habitat use in empidoid flies (Insecta: Diptera, Empidoidea)*. . Biodiversity and conservation 7: 9-25.
- Dunning, J. B., B. J. Danielson and H. R. Pulliam, 1992. *Ecological processes that affect populations in complex landscapes*. . OIKOS 65: 169-175.
- Johnson, A. R., J. A. Wiens, B. T. Milne and T. O. Crist, 1992. *Animal movements and population dynamics in heterogeneous landscapes*. . Landscape ecology 7: 63-75.
- Petit, S. and F. Burel, 1998. *Connectivity in fragmented populations: Abax parralepipedus in a hedgerow network landscape*. . C. R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la vie 321: 55-61.
- Taylor, A. D., 1990. *Metapopulations, dispersal, and predator-prey dynamics : an overview*. Ecology 71(2): 429-433.
- Taylor, P. D., E. Fahrig, K. Henein and G. Merriam, 1993. *Connectivity is a vital element of landscape structure*. . Oikos 68: 571-573.
- Thenail, C., N. Morvan, C. Moonen, D. LeCoeur, F. Burel and J. Baudry, 1997. *Le rôle des exploitations agricoles dans l'évolution des paysages: un facteur essentiel des dynamiques écologiques*. . Ecologia mediterranea 23: 71-90.
- Vane Wright, R. I. and P. R. Ackery 1981. The biology of butterflies. *In: The biology of butterflies*, British museum, Academic Press.
- With, A., R. H. Gardner and M. G. Turner, 1997. *Landscape connectivity and population distribution in heterogeneous environments*. . OIKOS 78: 151-169.
- WRR 1992. De l'espace pour choisir: quatre perspectives pour les zones rurales dans la communauté européenne. *In: Wetenschappe-lijk Raad voor het regeringsbeleid.*: 150p.

5 Relations entre les activités agricoles et l'utilisation des zones humides de fond de vallée

C. THENAIL, J. BAUDRY

Avec la collaboration de M. Chevallereau et J.P. Turgie

INRA, SAD-Armorique

La problématique

La façon dont les zones humides de fond de vallée sont utilisées peut modifier leurs propriétés hydrologiques, biologiques et biogéochimiques.

D'un point de vue agronomique la question est de connaître d'une part la diversité d'usage de ces zones, d'autre part les facteurs qui contrôlent cette diversité. A priori, le type d'exploitation agricole (système de production), la structure du territoire des exploitations, l'importance des zones de fond de vallée dans ce territoire, sont des facteurs importants.

Connaître les contraintes qui favorisent tel ou tel usage, qu'il soit jugé positif ou négatif d'un point de vue écologique ou hydrologique, est nécessaire pour agir : définir des politiques agri-environnementales, des modes d'aménagement. Inversement cela permet d'évaluer la faisabilité de la mise en place de ces politiques au sein des exploitations agricoles.

Dans ce rapport nous abordons la question au niveau de l'exploitation agricole et au niveau de la parcelle.

Les terrains d'étude

L'étude réalisée a porté sur deux zones situées à quelques dizaines de kilomètres l'une de l'autre dans le Massif armoricain. La première est située au nord de l'Ille-et-Vilaine, dans la région de Pleine-Fougères, l'autre en sud Manche dans le Bassin de l'Oir.

Notre questionnement nécessite que le territoire des exploitations soit pris en entier ; l'usage d'une parcelle étant relatif à l'usage des autres parcelles de l'exploitation. Ainsi des informations ont été recueillies pour caractériser les exploitations (exploitant, système de production) et chacune de leurs parcelles (utilisation, situation dans le bassin versant, niveau d'hydromorphie).

L'enquête est une technique qui permet de recueillir une information sur les usages des parcelles, qui ne se cantonne ainsi pas à la connaissance de l'occupation du sol (couvert perçu à un moment donné). Par contre, les informations précises relatives à la position paysagère doivent être recueillies sur le terrain. Ceci n'a pu être fait que pour les parcelles situées dans les bassins versant que nous avons cartographiés. Ainsi sur un total de 2620 parcelles informées par enquête, seules 1622 ont pu être complètement informées. Les enquêtes ont concerné 102 exploitations : respectivement 20, 28 et 18 exploitations dans les sites A, B, C d'Ille-et-Vilaine, et 17 et 19 exploitations dans les sites O1 et O2 du bassin de l'Oir.

La notion de zone humide est ici définie selon le degré d'hydromorphie des parcelles de l'exploitation. Une classification des parcelles a été réalisée avec, pour classe d'hydromorphie la plus forte (que nous avons retenu ici), celle qui correspond à plus de 80 % de la surface de la parcelle avec une hydromorphie moyenne à forte apparaissant dès la surface. Cette classification des parcelles a été faite sur la base d'une cartographie suivant un échantillonnage des parcelles dont l'hydromorphie a été évaluée avec prélèvement à la tarière. Plus de 90 % de ces parcelles hydromorphes étant adjacentes à des cours d'eau ou à proximité de cours d'eau, nous les considérerons par simplification comme appartenant toutes aux zones humides de fond de vallée.

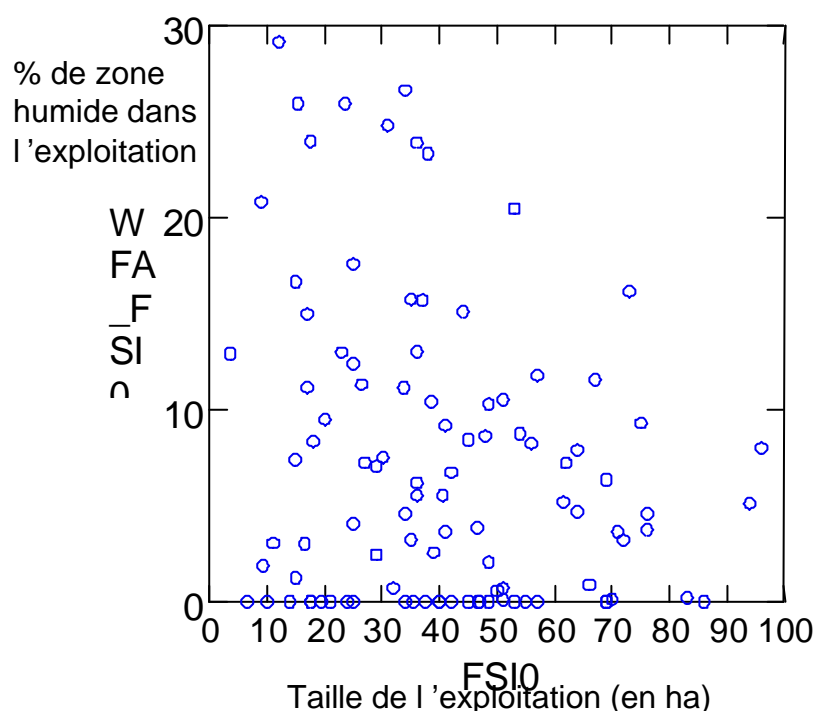
I. Diversité de l'utilisation globale des surfaces en zone humide au niveau de l'exploitation : caractérisation et recherche de facteurs explicatifs

Nous nous intéressons dans ce premier point à la surface en zone humide prise dans sa globalité, au sein de chaque exploitation. Après avoir analysé la diversité des situations des exploitations en terme de surface concernée par les zones humides, nous décrivons l'utilisation globale de ces zones humides au niveau de l'exploitation. Notre objectif est d'étudier cette diversité en lien avec un certain nombre de facteurs potentiellement explicatifs que sont : la taille de l'exploitation, le type d'exploitation en terme socio-économique et de production, la situation de l'exploitation dans l'un bassin versants étudiés, enfin la proportion de zone humide dans l'exploitation.

Une proportion en zone humide très variable dans les exploitations

L'histoire de l'aménagement des parcellaires, des regroupements fonciers, explique la distribution actuelle des territoires des exploitations dans l'espace ; de cette distribution (morcelée, groupée) dépend la part de chaque exploitation dans les zones de milieu physique différent que l'on peut identifier à l'échelle d'un bassin versant. Sur l'ensemble des exploitations étudiées, on montre tout d'abord que la relation entre la taille de l'exploitation et sa proportion de zone humide est variée (fig.1).

Figure 1. Distribution de la proportion en zone humide dans les exploitations en fonction de leur taille.



En effet, outre celles n'ayant aucune parcelle en zone humide (22 % des exploitations), les exploitations présentent une proportion de zone humide variant de moins de 5 % (24 % des exploitations) à presque 30 % (entre 5 et 10 % pour 22 % des exploitations ; entre 10 % et 30 % pour 30 % des exploitations). Deux exploitations font exception, qui ont plus de 65 % de leur surface en zone humide (non figurées ici). Les tailles des exploitations varient de 5 à presque 100 ha, avec une distribution assez homogène le long de ce gradient. La confrontation des deux types d'information montre que les exploitations se répartissent largement sur les deux gradients, sans présenter de relation privilégiée. On notera toutefois que les plus fortes proportions de zones humides (entre 20 et 30 %) ne

sont atteintes que dans des exploitations de moins de 40 ha. Les exploitations qui s'agrandissent reprennent souvent des parcelles en zone humide lorsqu'elles sont « en lot » avec des surfaces plus importantes en zone moins contraignantes ; les petites exploitations ayant un fort taux de zone humide, peuvent alors rester à l'écart de ces échanges.

On peut aussi se demander si la proportion en zone humide dans les exploitations présente un lien avec le site d'étude ou avec le type d'exploitation. Dans le premier cas, cette proportion de zone humide refléterait le résultat d'échanges parcellaires aboutissant à une distribution des zones humides assez homogène à l'intérieur de chaque site, et différente d'un site à l'autre, à cause de conditions géomorphologiques différentes par exemple. Dans le deuxième cas, on peut imaginer que l'installation et/ou le maintien d'un système socio-économique et de production ne sont pas indépendants des conditions d'hydromorphie du territoire de l'exploitation. Cette analyse nécessite en préalable une description des systèmes d'exploitation, ce qui est l'objet du point suivant.

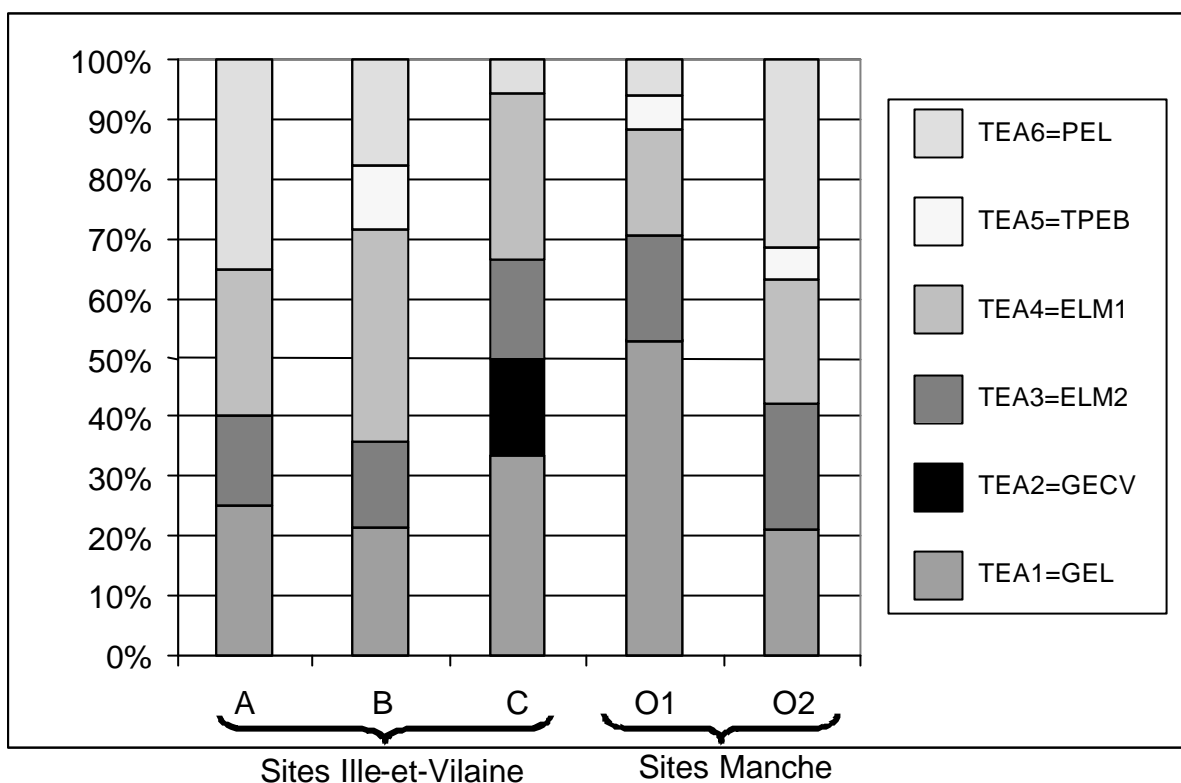
Caractérisation des exploitations agricoles dans les sites d'étude

Une typologie des systèmes d'exploitation agricole a été réalisée à partir d'une classification à la suite d'une Analyse de Correspondance Multiple sur les variables d'âge de l'exploitant, de taille de l'exploitation, de niveau de quota laitier, et de combinaison des productions végétales (prairie permanente, prairie semée, maïs, et autres cultures) et animales (vaches laitières, et autres bovins). L'âge de l'exploitant est une variable sociale clé, tandis que le quota laitier est un indicateur économique important dans un tel contexte où les systèmes laitiers prédominent. Nous avons inclus dans la typologie la taille de l'exploitation qui est reconnue être significativement liée au système de production choisi, toutefois, classe de taille d'exploitation et type d'exploitation ne sont pas assimilables : l'analyse des liens entre types d'exploitations et proportion de zone humide dans l'exploitation ne sera pas redondante avec l'étude précédente. La distribution de ces types sur l'ensemble des sites d'étude est montrée en figure 2.

Nous avons identifié 6 types d'exploitations. Quatre de ces types décrivent des exploitations laitières de taille et de niveau de production croissant, de PEL (15-20 ha, 50-80 000 l. de quota) à ELM1 (25-35 ha, 80-120 000 l. de quota), ELM2 (100-150 000 l. de quota), puis GEL (50-70 ha, plus de 200 000 l. de quota). Reste un type, GEVC, décrivant de grandes exploitations de cultures de vente (55-70 ha), ainsi qu'un autre type, TPEB, décrivant de très petites exploitations (5-15 ha). L'âge des exploitants est assez variable à l'intérieur de chaque type. On notera toutefois que les plus grandes exploitations (GEL et GEVC) sont gérées par des exploitants de moins de 50 ans, tandis que les plus petites exploitations (TPEB), souvent d'élevage bovin après cessation laitière, sont gérées par des exploitants de 55-65 ans.

Si les sites présentent chacun pratiquement l'ensemble des types d'exploitations identifiés, on observe des différences en terme de représentation relative de ces types en nombre d'exploitants. En Ille-et-Vilaine, du site A, au site C, de densité bocagère décroissante, on observe une diminution relative des plus petites exploitations laitières (PEL) au profit des plus grandes (GEVC). Les 3 exploitations de culture de vente (GECV) sont par ailleurs toutes dans le site C. Le deuxième site O2 du bassin de l'Oir ressemble beaucoup au site A dans sa composition en types d'exploitations. Enfin le premier site O1 de ce même bassin semble assez proche de C, sinon que les exploitations céréalières (GECV) trouvées en C sont « remplacées » par les plus grosses exploitations laitières (GEL) dans le site O1.

Figure 2. Distribution des types d'exploitation (dans lesquels rentrent : l'âge de l'exploitant, la taille de l'exploitation, ses productions animales et végétales, le niveau du quota laitier), suivant le site d'étude

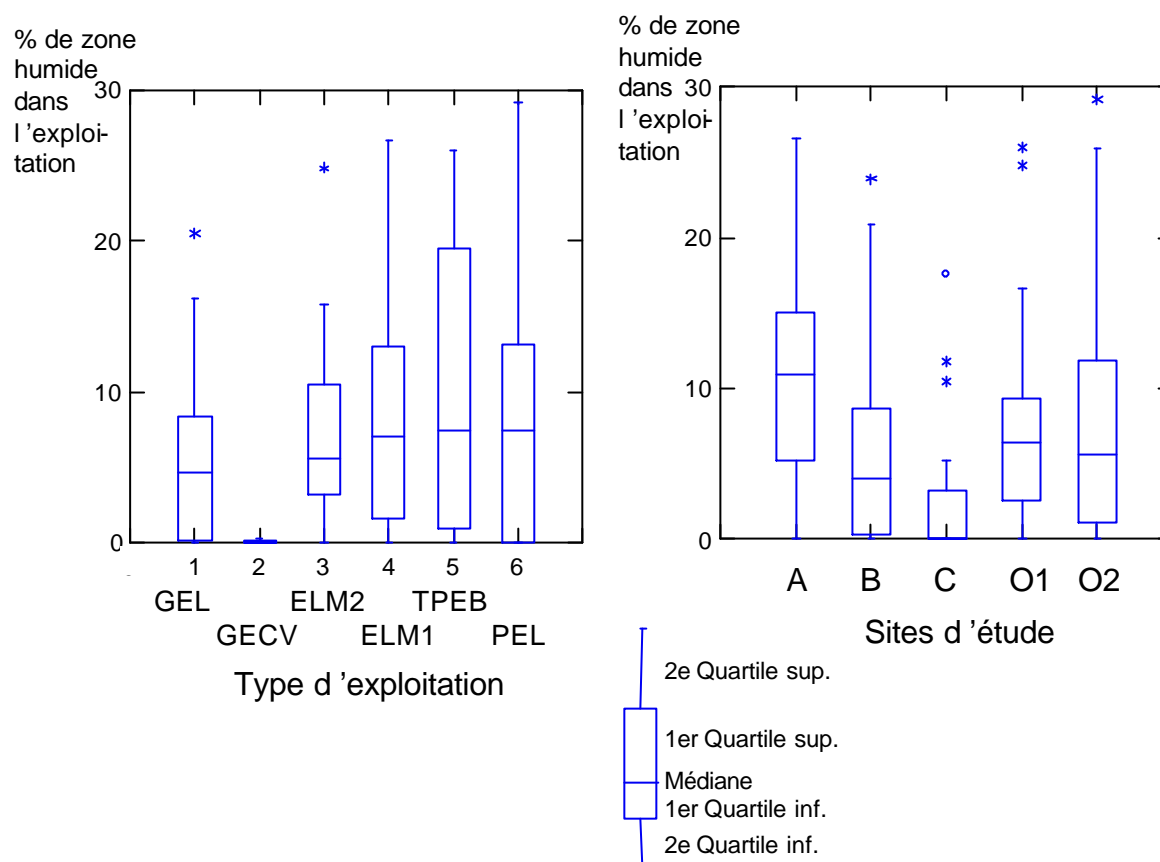


- TEA6 = PEL (20 cas): petites exploitations laitières de 15-20ha, de 50-80 000 l. de quota
- TEA5 = TPEB (5 cas): très petites exploitations (5-15 ha) de bovins d'élevage, menées par des exploitants de 55-65ans.
- TEA4 = ELM1 (27 cas): exploitations laitières de 25-35ha, 80-120 000 l de quota
- TEA3 = ELM2 (17 cas): exploitations laitières de 35-50ha, 100-150 000 l. de quota
- TEA2 = GECV (3 cas) : Grandes exploitations de cultures de vente (55-70ha) menées par des exploitants de moins de 50 ans
- TEA1 = GEL (30 cas) : Grandes exploitations laitières (50-70ha, quota > 200 000 l.), d'assolement varié (importance des autres bovins variée), menées par des exploitants de moins de 50 ans

Variation de la proportion de zone humide dans les exploitations agricoles, en fonction des types d'exploitation et des sites

La figure 3 présente la proportion de zone humide en exploitation, selon les types d'exploitation et les sites d'étude.

Fig.3. Variation de la proportion en zone humide dans les exploitations en fonction du type d'exploitation (TEA) et du site d'étude (SITE)



La première observation est que la variabilité de la proportion de zone humide en exploitation reste grande d'un type d'exploitation à l'autre, et d'un site à l'autre : ces critères ne sont donc pas des critères très forts pour comprendre la part de zone humide dans l'exploitation. Toutefois, on observe des différences importantes quant à ce niveau de variabilité. Dans le cas des types d'exploitations, la fourchette où se trouve la majorité des exploitations est grande à chaque fois, et peu de différences apparaissent d'un type à l'autre : ainsi 5-8 % de zone humide est la valeur trouvée pour la moitié de l'effectif du groupe d'exploitation quel que soit le type (à l'exception de GEVC). Dans le cas des sites d'étude, la variabilité de la proportion de zone humide est globalement moins grande que pour les types d'exploitations, et la valeur trouvée pour la moitié de l'effectif de chaque site présente des différences d'un site à l'autre. Ainsi, le poids des conditions de milieu physique et d'organisation des parcelles liés à la spécificité du site (du bassin versant) semble jouer un rôle plus important pour comprendre la proportion de zone humide en exploitation.

Dans ce sens, alors que les sites A et O2 ont une composition en types d'exploitation très proche (60 % de petites exploitations PEL, TPEB, ELM1), de même que C et O1 (70 % de grandes exploitations ELM2, GECV, GEL), on observe des différences entre A et O2 d'une part, C et O1 d'autre part, quant à la proportion en zone humide dans les exploitations. La majeure partie de l'effectif d'exploitations dans le site A présente une proportion de 5-15 % de zone humide, contre 1-10 % pour O2. De même, la majeure partie de l'effectif d'exploitations dans le site C présente une proportion de moins de 0-3 % de zone humide, contre 3-10 % pour O1. Ainsi, à composition en types d'exploitation semblable, les sites du bassin versant de l'Oir présentent globalement de plus grandes proportions de zones humides dans les exploitations.

Enfin si l'on considère les types d'exploitations, on observe une variabilité beaucoup plus forte au sein des exploitations les plus petites ELM1, TPEB, et PEL (de 5 à 35 ha), que pour les exploitations les plus grandes GEL, GEVC, et ELM2 (35-70 ha) : les valeurs de proportion en zone humide vont de 0 à 30 % dans le premier cas, et de 0 à 15 % dans le second. Ce résultat spécifie nos observations précédentes sur les relations entre taille d'exploitation et proportion de zone humide en exploitation : les exploitations qui présentent les plus fortes proportions en zones humides, sont non seulement des exploitations de petites tailles, mais aussi des exploitations qui ont développé des systèmes de production spécifiques moins intensifs, et/ou sont des exploitations en fin de cycle de vie. Ce sont des exploitations qui se développent dans les espaces « laissés » par les autres types d'exploitations.

Ces différences retentissent dans les différences observées entre sites, comme dans le cas des sites d'Ille-et-Vilaine, pour lesquels on a une diminution des petites exploitations de A à B puis C, en même temps qu'une diminution globale de la proportion en zone humide dans les exploitations (la moitié des exploitations de chaque site se trouve à 11 %, 4 % et 0 % de zone humide pour les sites A, B et C respectivement).

Description de l'utilisation globale des zones humides (UGZH) au niveau de l'exploitation agricole

Pour analyser l'utilisation globale des zones humides au niveau de l'exploitation agricole, nous avons réalisé, avec les mêmes techniques que pour la typologie des systèmes d'exploitation, une typologie de cette utilisation basée sur les critères suivants : proportion en surface de zone humide en 1) prairie permanente, 2) prairie semée, 3) maïs, 4) autres cultures, et utilisation possible des prairies en zone humide par a) les vaches laitières, b) d'autres bovins. Ces types sont décrits dans le tableau 1.

Tableau 1. Description des types d'utilisation globale des zones humides en exploitation

Types	Proportion utilisée en prairie permanente	Reste de l'assolement en ZH	Utilisation des prairies par les vaches laitières	Utilisation des prairies par d'autres bovins
UGZH1 (3 exploitations)	20-30%	Variable : prairie semée, maïs, autres cultures	Variable	Oui
UGZH2 (5 expl.)	40-50 %	Variable : prairie semée, maïs	Variable	Oui
UGZH3 (31 expl.)	50-100 %	Variable : prairie semée, maïs	Oui	Oui
UGZH4 (31 expl.)	90-100 %	Variable : prairie semée, maïs	Non	Variable
UGZH5 (2 expl.)	< 10 %	Variable : prairie semée, maïs	Oui	Variable
UGZH6 (30 expl.)	0 %	Friche, bois (8 expl.) (ou pas de zone humide : 22 expl.)	Non	Non

Le premier critère intervenant dans la discrimination des types est la proportion de prairie permanente dans la surface en zone humide de l'exploitation. On note que les exploitations dans lesquelles la prairie permanente occupe moins de 50 % de la zone humide (UGZH1, UGZH2, UGZH5), représentent seulement 10 % de l'effectif total des exploitations (10 exploitations). En outre, 8 exploitations (soit 8 % de l'effectif total) présentent une zone humide occupée par des friches et bois. Les autres exploitations sont séparées en deux groupes d'égale effectif (représentant chacun 30 % de l'effectif total) : un groupe présentant une importance variable de la prairie permanente de 50 à 100 % (UGZH3), et un groupe pour lequel la prairie permanente occupe 90 à 100 % de la surface en zone humide (UGZH4). On voit aussi une différence entre ces deux types par l'utilisation des prairies en pâture : la surface de prairie en zone humide des exploitations du type UGZH3 fait l'objet de pâture à

la fois des vaches laitières et d'autres bovins, Dans les exploitations du type UGZH4, cette pâture est moins systématique (nulle pour les vaches laitières dans une majorité de cas, et variable pour les autres bovins) : les prairies peuvent être fauchées de préférence.

Liens entre utilisation globale des zones humides (UGZH), site d'étude, type d'exploitation, et proportion de zone humide dans l'exploitation.

L'objectif est de préciser le poids relatif des différents facteurs (type d'exploitation, site d'étude, proportion de zone humide dans l'exploitation) pour comprendre l'usage global de la zone humide dans les exploitations (UGZH). Il s'agit donc d'établir une hiérarchie, c'est pourquoi nous avons choisi une méthode hiérarchique divisive, en l'occurrence basée sur une mesure de l'information mutuelle (voir encadré en annexe). Le tableau 2 présente les résultats de cette analyse (cette méthode sera à nouveau utilisée dans le point II. suivant).

Tableau 2. Résultats du test des relations entre types, taille d'exploitation, site d'étude, niveau de zone humide dans l'exploitation en surface absolue et en proportion (facteurs, ou variables explicatives), et types d'UGZH (variable à expliquer).

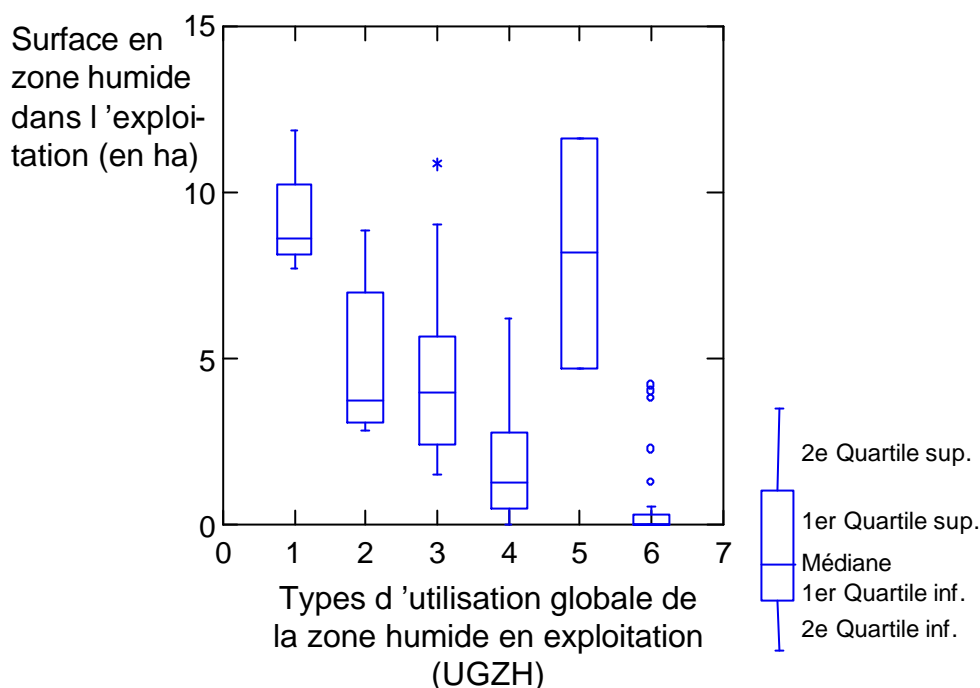
Facteurs	Test mettant en œuvre l'ensemble des facteurs (R= 46,60 %) : contribution de chaque facteur (Ctr) au résultat en %
Type d'exploitation	Ctr = 0 %
Site d'étude	Ctr = 21,6 %
Taille de l'exploitation	Ctr = 11,7 %
Surface absolue en zone humide dans l'exploitation	Ctr = 66,7 %
Proportion de zone humide dans l'exploitation	Ctr = 0 %

Nous avons mis en œuvre la totalité des facteurs dans le même test : les résultats sont d'une part le niveau d'explication donné par le test, exprimé par la redondance totale R (redondance du système en terme de théorie de l'information), d'autre part le niveau de contribution de chaque facteur à ce niveau d'explication (Ctr, exprimée en % par rapport au niveau de redondance totale).

Le niveau de redondance totale, c'est à dire le niveau d'explication statistique donné par l'ensemble des facteurs est relativement élevé, puisqu'il est de 46,6 %. Les facteurs explicatifs sont par ordre décroissant La surface de zone humide dans l'exploitation (elle contribue pour plus de 2/3 au niveau de redondance totale), puis le site d'étude et enfin la taille de l'exploitation. Ni le type d'exploitation ni la surface relative en zone humide dans l'exploitation ne contribue au niveau d'explication finale, mais le type d'exploitation est en partie liée à la taille de l'exploitation, et la surface relative en zone humide est aussi en partie redondante avec la surface absolue de zone humide, ce qui peut expliquer ce résultat. Ainsi, on observe que l'utilisation globale des zones humides au niveau de l'exploitation, est *à la fois* liée à leur situation dans des exploitations, et dans un bassin versant.

La figure 4 montre par exemple la variation des surfaces en zone humide dans les exploitations (facteur prédominant dans le test) par rapport aux types d'utilisation globale de ces zones humides (UGZH).

Figure 4. Mise en relation des types d'utilisation globale des zones humides au niveau de l'exploitation (UGZH) et de la surface totale de zone humide en exploitation.



Des types UGZH1 à UGZH4, on passe de 20-30 % de prairie permanente dans la zone humide, à 40-50 %, 50-100 % puis 90-100 %. Or, dans ce même sens, on observe une diminution de la fourchette de taille de la zone humide en exploitation. Ainsi, plus la zone humide dans l'exploitation diminue en surface, plus son utilisation est majoritairement en prairie permanente. On peut comprendre ainsi que lorsque la zone humide est grande dans une exploitation, cette exploitation cherchera à en tirer partie de manière plus diverse (contrainte de surface sur l'ensemble de l'exploitation), que dans le cas où la zone humide est petite.

II. Diversité des modes d'utilisation des parcelles en zones humides : caractérisation et recherche des facteurs explicatifs

Dans le point I. précédent, nous avons développé une « approche exploitation » des zones humides, en considérant la globalité de la surface en zone humide dans chaque exploitation, et sa diversité d'utilisation en terme de composition en surface. Dans ce point II., nous concentrons notre étude sur chaque parcelle de ces exploitations en zone humide, dès lors qu'il s'agit à la fois d'une unité de gestion définie par l'agriculteur, et d'une pièce de la mosaïque d'utilisation des terres au niveau des zones humides de fond de vallée. L'objectif de cette partie est ainsi de décrire la diversité des usages de ces parcelles, et d'en tester un certain nombre de facteurs potentiellement explicatifs. Par ailleurs, au lieu de ne prendre en compte que les parcelles en zone humide pour cette analyse, nous incluons la totalité des parcelles des exploitations connues par enquêtes, de manière à pouvoir évaluer la spécificité relative des parcelles de zone humide, par rapport à la totalité des parcelles qui contribuent à la mosaïque paysagère dans son ensemble.

L'utilisation des parcelles

Neuf types d'usages ont été distingués. Ils correspondent à des combinaisons d'usages au cours des cinq années précédant l'enquête (tableau 3).

Tableau 3 : types d'usages des parcelles pris en compte dans les analyses

Type	Usages (successions culturales et couverts pérennes)
1	Prairie permanente
2	Prairie temporaire (de longue durée)
3	Maïs / prairie temporaire
4	Maïs / prairie temporaire / autre(s) culture(s)
5	Maïs / maïs
6	Maïs / autre(s) culture(s)
7	Prairie temporaire / autre(s) culture(s)
8	Autre(s) culture(s) / autre(s) culture(s)
9	Bois, friche

Etude des liens entre l'usage des parcelles et leur situation dans l'exploitation et le bassin versant : comparaison des parcelles en zone humide et hors zone humide

Les tests ont été faits pour trois ensembles de données : les parcelles des sites O1, O2 (Oir) et C (Ille-et-Vilaine) réunies et les parcelles de chacun des sites pris séparément.

Six variables ont été utilisées comme facteurs explicatifs des usages : l'appartenance à un bassin versant (site), la superficie de la parcelle, sa distance au siège d'exploitation, son hydromorphie, type d'exploitation (telles que définies dans l'approche « exploitation » du chapitre 1), présence ou non d'un cours d'eau le long de la parcelle.

La constitution de combinaison de facteurs par information mutuelle explique près de 34 % de la diversité des usages. La procédure s'est arrêtée car les effectifs des sous-groupes formés étaient trop petits (moins de 10 individus).

Pour l'ensemble des parcelles (dans et hors fond de vallée), tous les facteurs sont significativement liés à la diversité des usages. Le facteur discriminant le mieux les usages est le fait que les parcelles soit ou non en fond de vallée. Cinquante pour cent des parcelles dans cette situation sont en prairie permanente, contre 17% des autres parcelles. Dans les zones de fond de vallée 11% des parcelles sont en bois. Les successions culturales à base de céréales qui constituent le gros des autres cultures sont presque totalement absentes (<1%). La position dans le paysage des parcelles est donc un déterminant important de leur usage.

Dans les zones humides de fond de vallée, la superficie de la parcelle est le facteur discriminant. La fréquence des prairies permanentes décroît, tandis que les successions à base de maïs augmentent, avec l'augmentation de la surface des parcelles. La distance au siège d'exploitation joue aussi un rôle, les parcelles proches du siège étant en prairie permanente ou semée. Enfin, les petites exploitations laitières (PEL) ont toutes leurs parcelles de fond de vallée en prairie permanente.

Un résultat important est que les exploitations spécialisées dans les cultures de vente (GEVC) abandonnent les parcelles «difficiles », c'est à dire les parcelles hydromorphes et les petites parcelles.

Globalement, la contribution des différents facteurs combinés explique environ 33% de la diversité (redondance R du système). La contribution individuelle des facteurs à cette redondance est de : site, 25% ; superficie, 34% ; distance, 17%, présence ou non le long d'un cours d'eau, 12% et type d'exploitation, 12%.

On note que même si la position topographique est discriminante, ce n'est pas, globalement le facteur le plus explicatif de la diversité des usages. L'effet site regroupe des facteurs historiques, culturels (le fait d'être en Bretagne ou en Normandie, cette dernière étant une région d'élevage spécialisée tandis que la Bretagne est davantage une région de polyculture élevage).

Nous avons refait les analyses *sans les parcelles des trois exploitations GEVC (grandes exploitations de culture de vente)*, et *en n'utilisant pas le site comme facteur*. La redondance du

système tombe à 23 %, à la fois parce qu'il y a moins de parcelles, moins diversifiées et parce que l'effet site ne peut s'exprimer.

La position topographique reste le premier facteur de division des parcelles dans la procédure ; la superficie reste le facteur qui contribue le plus à la redondance.

Avec cette analyse, on obtient une image des facteurs d'organisation des paysages d'élevage. Les parcelles en prairie permanente sont d'abord les petites parcelles hydromorphes et les petites parcelles en général. Les parcelles proches des sièges d'exploitation sont, à autres caractéristiques égales, plus souvent en prairie permanente que les autres. Quand la taille des parcelles hors des bords de cours d'eau augmente la prairie temporaire se développe, en particulier dans les petites exploitations laitières (PEL). Dans les grandes exploitations, les parcelles hydromorphes de taille moyenne à grande sont utilisées de façon très diverse. Ce qui est le cas des parcelles de versant et plateau (c'est à dire non hydromorphe) dans les exploitations laitières intermédiaires (ELM1, ELM2). On trouve des parcelles spécialisées en maïs dans les deux types extrêmes d'exploitations. Ainsi les petits producteurs peuvent-ils avoir une ou deux parcelles suffisamment grandes pour faire du maïs qu'ils feront alors revenir sur lui-même d'une année sur l'autre pour profiter de ces parcelles. .

Conclusion générale

L'analyse des zones humides au niveau de l'exploitation (utilisation globale des zones humides), et au niveau de la parcelle, font apparaître une certaine spécificité des zones humides en terme d'utilisation : la présence de prairie permanente marque notamment cette utilisation. Toutefois, cette utilisation se caractérise aussi par une grande diversité, tant au niveau de la zone humide de l'exploitation, qu'au niveau de la parcelle en zone humide dans l'exploitation : les parcelles en zone humide se situent dans un *gradient continu d'usage* avec les autres parcelles des exploitations hors zone humide. L'intérêt d'une approche globale de la mosaïque paysagère, telle que nous l'avons menée pour l'analyse de l'usage des parcelles, est d'une part de montrer cet effet de gradient, d'autre part de comprendre la structure des versants susceptibles de fournir des nutriments et des particules érodées aux zones de fond de vallée.

L'analyse des facteurs de cette diversité montre que ces zones de fond de vallée sont, d'un point de vue agronomique, d'abord des éléments du territoire d'exploitations agricoles. La configuration du territoire des exploitations (surface en zone humide, taille des parcelles, distance des parcelles au siège d'exploitation etc.), aussi bien que les caractéristiques des systèmes de production (taille des exploitations, types, niveau de production etc.) conditionnent les choix faits par les agriculteurs quant à l'usage ou le non-usage de leurs parcelles de fond de vallée.

C'est un élément essentiel à prendre en compte dans toute politique de gestion du territoire. Il faut partir de l'exploitation pour comprendre ce qui peut être modifié. Des mesures réglementaires spécifiant des usages particuliers en bord de cours d'eau, légitimes d'un point de vue environnemental, peuvent perturber le fonctionnement de certaines exploitations, alors qu'elles seront bénignes pour d'autres.

Le travail dont nous rendons compte n'est ni une étude économique ni une étude anthropologique sur la relation des agriculteurs aux zones de fond de vallée. C'est une approche technique de faits techniques. Cela nous semble important, car c'est par la technique, par des actions que les agriculteurs modifient l'environnement de façon directe ou indirecte. Cela peut constituer une source de questionnement pour d'autres approches et une source d'explication d'attitudes.

Annexe

Méthode d'analyse des données : classification hiérarchique divisive utilisée pour tester le liens entre des facteurs et une variable explicative

Cette méthode est basée sur un calcul d'information mutuelle entre une variable dépendante (l'usage : UGZH dans le chapitre 1, UPZH dans le chapitre 2) et des variables indépendantes (facteurs). Les tests d'information sont adaptés aux variables qualitatives non ordonnées. Cela suppose que l'ensemble des variables soit défini selon des classes.

La méthode mise au point par Phipps [1981] teste les relations de dépendance et sélectionne la variable indépendante la plus liée à la variable dépendante. L'ensemble des individus (exploitations dans le chapitre 1, parcelles dans le chapitre 2) est alors subdivisé selon les classes de cette variable dépendante. Le test est alors fait pour les individus dans chacun des groupes ainsi définis selon les facteurs restants. On obtient ainsi des combinaisons de facteurs significativement liées à des usages particuliers (le test de signification est fait selon une procédure de type Chi2). Pour de plus ample détail technique, on se reportera à Phipps [1981] ou Burel et Baudry.[1999].

6 Apport de la télédétection à l'inventaire des zones humides de fond de vallée

Laurence HUBERT-MOY (COSTEL UMR 6554), Bernard CLEMENT (ECOBIO, Rennes 1), Adeline COTONNEC (COSTEL UMR 6554), Isabelle GANZETTI (COSTEL), Emmanuelle PIVETTE (COSTEL)

Les zones humides de fond de vallées inscrites dans le paysage agricole intensif armoricain ne sont, pour la plupart, pas inventoriées. Situées à l'interface entre les versants et la rivière, ces zones humides suivant les cours d'eau sont généralement étroites et disséminées dans le paysage. Par ailleurs, elles présentent une extension et des caractéristiques variables selon le contexte hydrogéologique et climatique et selon les interventions humaines qui se traduisent par le mode d'occupation des sols et leur aménagement. Cette diversité de situations induit des niveaux de fonctionnalité des zones humides très différents, notamment en ce qui concerne leur rôle tampon vis-à-vis des flux polluants. Le problème de l'inventaire et de l'identification des zones humides par rapport à leur fonction se pose alors.

L'objectif de cette étude est de déterminer les outils de télédétection et les procédés de traitement d'images les mieux adaptés pour localiser, caractériser et suivre l'évolution des zones humides de fond de vallées en regard de leur rôle fonctionnel.

Dans cette optique, une évaluation de deux capteurs satellitaires (SPOT et Landsat TM) et d'un capteur aéroporté (le CASI) a été lancée sur plusieurs sites présentant des zones humides aux caractéristiques différentes (Sites de Naizin, Quintin, Pleines-Fougères, Baie de Lannion).

Intérêt et limites des données de type SPOT/Landsat TM

L'intérêt de l'utilisation des images de type SPOT ou Landsat Thematic Mapper est patent à l'échelle du bassin versant : la délimitation de la limite externe des zones humides est envisageable à travers l'utilisation combinée d'images enregistrées à certaines périodes de l'année et d'un modèle numérique de terrain. Cette limite, définie à partir du calcul d'un *indice d'humidité*, permet la mise en évidence des zones de transition entre zones saturées et zones « drainées » à la date d'enregistrement des données.

La résolution spatiale de ces capteurs permet également de *replacer la zone humide dans le contexte du bassin versant*. L'occupation du sol à l'échelle parcellaire est déterminée dans ces paysages de type bocager sur les versants avec une précision globale d'environ 90% à partir de 3 images acquises annuellement. Le type de connexion au niveau du paysage agraire entre la zone humide de bas-fonds et le reste du bassin versant ainsi que le niveau de connexion entre les différents secteurs de zones humides à l'intérieur du bassin versant, informations essentielles pour définir l'efficacité de la zone humide dans sa fonction de zone tampon, peuvent également être cartographiés à partir d'images satellitaires.

Cependant, les travaux entrepris ont aussi montré les limites de ce type d'images qui conduisent à une représentation statique et/ou peu détaillée d'indicateurs comme l'hydromorphie de surface ou la végétation.

La délimitation de la zone humide ne peut se fonder sur le seul paramètre de l'hydromorphie de surface : extrêmement variable dans le temps, il n'est représenté que de façon ponctuelle voire statique

en fonction de la disponibilité des images. Or il est surtout intéressant de pouvoir cartographier les zones toujours humides (situation d'étiage). En fonction de la faible répétitivité des capteurs satellitaires et de la fréquence de la couverture nuageuse sur les sites, ces situations sont rarement rencontrées.

Des essais de classification entrepris sur les zones humides de trois sites à partir de plusieurs images SPOT et Landsat montrent que les images SPOT permettent d'obtenir une délimitation de la zone humide de fonds de vallée mais avec une *cartographie très approximative de la végétation*. Les limites des données apparaissent à la fois sur le plan spatial et sur le plan spectral. Seules des dominantes végétales dans le cas de secteurs caractérisés par une végétation quasi mono-spécifique peuvent être identifiées. Or l'identification de dominantes végétales paraît, dans le cadre de cette étude, insuffisante : des associations d'espèces végétales différentes mais caractérisées par la même dominante peuvent avoir par exemple un potentiel de dénitrification différent. Une cartographie précise des associations végétales est requise pour identifier les secteurs qui, à l'intérieur de la zone humide, jouent un rôle fonctionnel.

Ces premières analyses corroborent les résultats obtenus dans d'autres études, les éléments les mieux identifiés sur les images correspondant aux paramètres les plus directement reliés à la couverture végétale (physionomie, états chlorophylliens, taux de recouvrement...) qui intègrent les pratiques agricoles et les conditions édaphiques (D. ORTH, 97). Elles rejoignent également les conclusions formulées lors de l'atelier « Approches Spatiales » du PNRZH et les remarques consignées dès 1992 dans le rapport du « Wetlands Subcommittee » du « Federal Geographic Data Committee » américain.

Ces limites expliquent le recours fréquent aux photographies aériennes. Mais leur utilisation pose également le problème d'identification spécifique de la végétation au regard du domaine de sensibilité spectrale des émulsions. Elles ne permettent pas non plus de réaliser des études multi-temporelles précises, le passage en valeurs de réflectances étant impossible, sans compter la lourdeur de manipulation des documents. L'ensemble de ces limites et contraintes expliquent à leur tour le recours aux capteurs aéroportés.

Evaluation des données CASI : premiers résultats

Quatre missions aériennes avec un capteur aéroporté à très hautes résolutions spatiale et spectrale ont été réalisées dans le cadre de cette étude durant la période 1998/2000. Il s'agit d'un spectro-imageur, le CASI (Compact Airborne Spectrographic Imager) dont la sensibilité spectrale est centrée sur les parties visibles et proche infra-rouge du spectre. Trois missions ont été effectuées entre juin 98 et mars 99 sur la Baie de Lannion en relation avec le programme du GSTB (Groupement scientifique de Télédétection en Bretagne) afin de calibrer le capteur au niveau des résolutions spatiales et spectrales, une mission ayant été réalisée en octobre 99 sur le site de Pleine-Fougères afin de valider les premières observations produites sur le site de Lannion. Des campagnes de terrain ont été effectuées le jour des missions. Des observations (descriptions pédologiques, de l'hydromorphie de surface, des pratiques agricoles sur les prairies) et des relevés botaniques ont été effectués sur plusieurs parcelles situées en zone humide. Des mesures radiométriques ont été enregistrées à l'aide d'un spectro-radiomètre sur quelques parcelles situées à l'intérieur et à proximité de la zone humide (La figure 1 illustre par exemple une partie des sites étudiés sur le secteur de Pleines-Fougères).

Le traitement des données CASI

Le traitement des données s'est appuyé surtout sur une méthode de photo-interprétation assistée par ordinateur, à partir de compositions colorées ou d'indices de végétation. Parallèlement des méthodes de segmentation automatique ont été testées sans résultat probant sur les images de la Baie de Lannion. Cependant, des tests intégrant un indice textural dans le processus de classification sont en cours sur les images de Pleine-Fougères sur lesquelles la texture est mieux définie.

Les résultats

Les traitements entrepris ont permis de procéder à une évaluation des données CASI pour :

- caractériser la végétation :

La résolution de 4 mètres, plus proche de celle des capteurs de type SPOT, permet d'identifier les principaux groupements végétaux. A 2 mètres de résolution les associations végétales caractéristiques des zones humides de bas-fonds se distinguent nettement : les plantations de résineux, de peupliers ou les saulaies se différencient dans les bas-fonds de la vallée. A cette résolution, la texture des images permet de distinguer l'âge des peuplements et l'hétérogénéité de surface produite par les friches (Figures 2, 3 et 4 sur le site de Pleines-Fougères). A 1 mètre, on peut identifier avec précision la végétation : les différentes espèces d'arbres constituant une haie par exemple sont identifiées individuellement.

- caractériser l'hydromorphie de surface :

Sur les missions d'été : A 4 mètres, des indications sur l'hydromorphie de surface sont perceptibles, les sols nus saturés en eau contrastant fortement avec les sols drainés observés sur le terrain. Une cartographie des parcelles drainées dans la zone humide de fond de vallée peut être dérivée du seuillage d'un indice d'humidité calculé sur les images à partir de cette première observation qualitative. A 2 mètres et a fortiori à 1 mètre la délimitation de ces secteurs en deux catégories « hydromorphes dès la surface » et « non hydromorphes » est beaucoup plus précise dans le tracé des contours.

Sur la mission d'hiver, la relation entre signatures spectrales et hydromorphie de surface mesurée n'est pas évidente. Au-delà d'un certain seuil d'humidité de surface, il semble que le signal n'est plus sensible aux différents niveaux d'hydromorphie.

- caractériser le mode de gestion des zones humides

Les pratiques agricoles sont perceptibles sur les images à 2 mètres et à un mètre : les prairies pâturées se différencient des prairies fauchées à la structure plus homogène. A 1 mètre cependant, les zonations intra-parcellaires sont plus délicates à effectuer en raison du nombre plus élevé de pixels mixtes sur l'image qui créent un niveau d'hétérogénéité nuisible à l'interprétation.

Les analyses des images CASI sur le secteur de Pleine-Fougères confirment ainsi les premières observations effectuées sur le bassin versant du Yar :

- La résolution spatiale la plus adaptée à la caractérisation de la végétation, de l'hydromorphie des sols et du mode de gestion des parcelles de fonds de vallées est 2 m : la résolution de 4 m est insuffisante pour décrire les pratiques agricoles, tandis que la résolution de 1 m, alors qu'elle augmente le volume de données à gérer, n'apporte pas plus d'informations utiles. Cette remarque est à relier à la suivante en raison du compromis nécessaire pour ces données entre résolution spatiale et résolution spectrale.

- La résolution spectrale (largeur de la bande spectrale) de 8,4 nm, possible à calibrer par temps très clair, est adaptée à l'identification des associations végétales. Au-delà de 12 nm les informations détectées ne sont pas assez ciblées sur les caractéristiques des objets étudiés. De plus, il apparaît que l'amplitude spectrale réellement utilisable par ce capteur est 450-850 nm : en dehors de ces limites, le signal perd en qualité.

- Les limites définies à l'intérieur de la zone humide entre différentes associations végétales et différents usages au sein des parcelles à partir de l'interprétation de photographies aériennes (Emulsion couleur au 1/25000) et de nombreux contrôles terrain n'est pas plus précise - voire moins en certains endroits - que les limites dérivées de la seule photo-interprétation assistée par ordinateur à

partir des images CASI avec un contrôle terrain plus limité. *On peut en déduire que l'utilisation des images CASI permettrait d'alléger considérablement la phase de contrôle terrain pour l'étude de ces zones.* Une étude comparative avec des photographies en Infra-rouge couleur à grande échelle reste cependant à effectuer.

Conclusions

Contrairement à des données SPOT ou Landsat TM, les images CASI permettent, à partir d'une résolution spatiale de 2 m, de décrire avec précision la structuration interne de la zone humide, tant pour la reconnaissance de certaines associations végétales que pour la définition de la nature et de l'ampleur d'actions anthropiques.

Des critères d'identification de la zone humide décrits à partir de ce type de documents ont un caractère permanent (critères botaniques) ou temporaire (critères liés à l'occupation des sols et l'hydromorphie de surface).

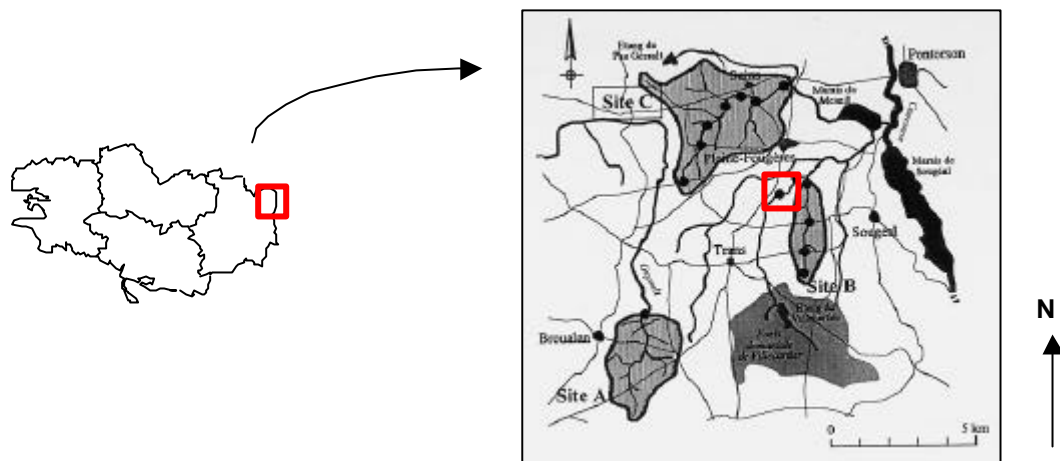
La combinaison de ces critères d'identification de la zone humide dérivés de documents de télédétection permettent de localiser et de caractériser la zone humide effective ou réelle et de la confronter à la limite de la zone humide potentielle définie à partir de critères morphométriques.

A l'intérieur de la zone humide effective, l'identification de certaines associations végétales et l'utilisation de la corrélation entre le LAI (Leaf Area Index) et les indices de végétation calculés à partir de données de télédétection peuvent constituer un des critères de détermination de la zone humide efficace sur le plan fonctionnel face aux transferts de flux polluants. Cela doit conduire à la mise en place d'une base de données nécessaires à la cartographie « d'unités géomorphologiques » (HGMU : hydrogeomorphic units) telles qu'elles ont été définies dans le programme FAEWE (Functional analysis of European Wetland Ecosystems). Ces unités spatiales auxquelles peut être attribué un rôle fonctionnel, peuvent être décrites a minima à partir d'informations sur les pentes (qui contrôlent en partie l'hydrodynamique de surface), sur les sols et sur la végétation analysées dans un SIG (B. CLEMENT).

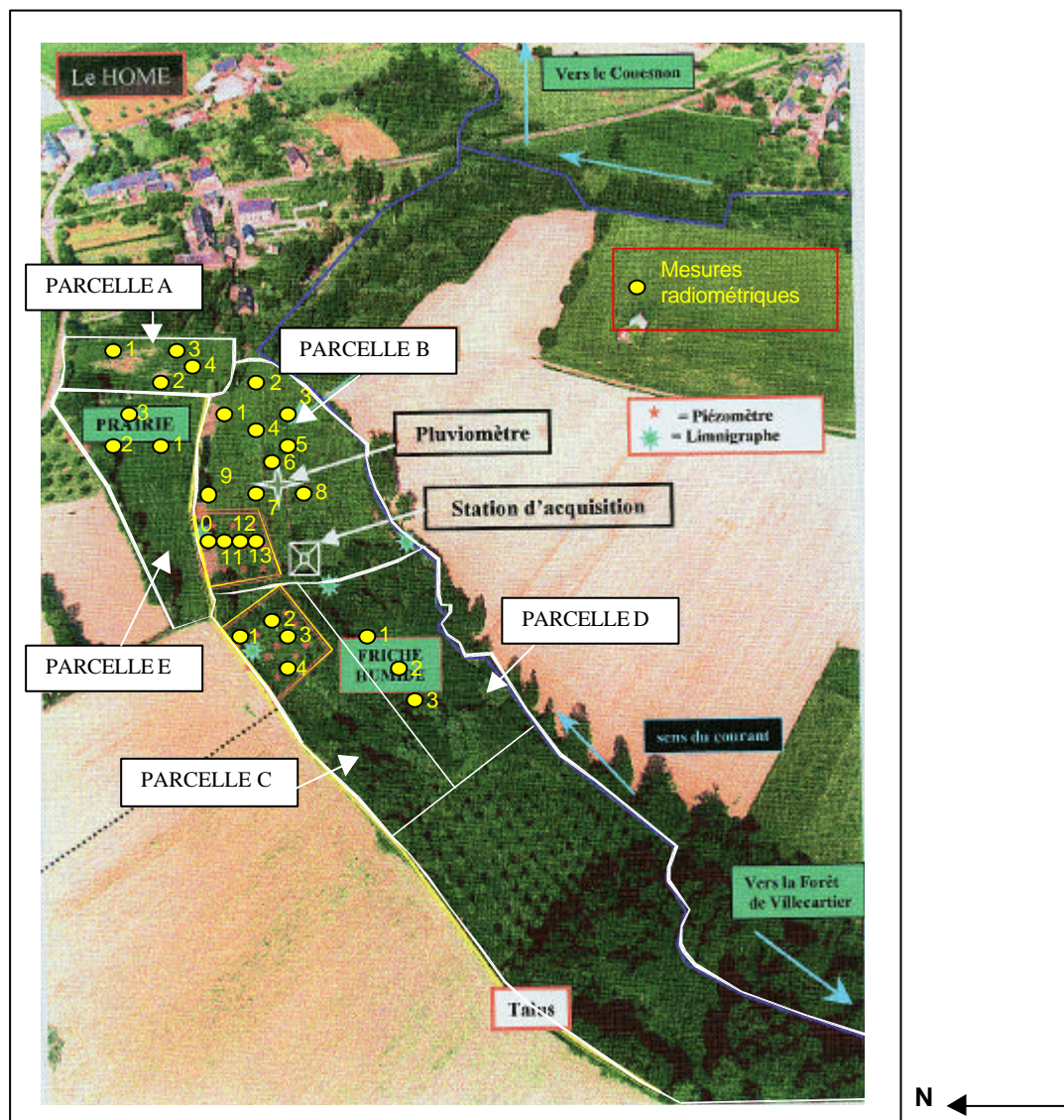
Les efforts de recherche doivent porter à présent sur l'étude, à partir notamment de documents de télédétection, de la dynamique de ces zones humides effectives dans une optique de gestion de ces zones. Une modélisation des changements intervenus doit permettre de dessiner des scénarii prospectifs en vue d'actions de renforcement, réhabilitation ou création de zones humides.

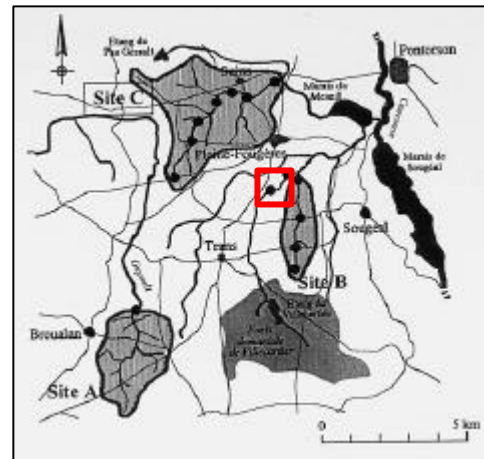
Ces travaux ont fait l'objet d'une thèse soutenue en 1998 (A. Cottonnec), d'une thèse en cours (E. Pivette) et de 2 mémoires de fin d'étude (E. Mahé et E. Pivette).

Fig. 1 : Localisation des sites étudiés (Secteur du Home)



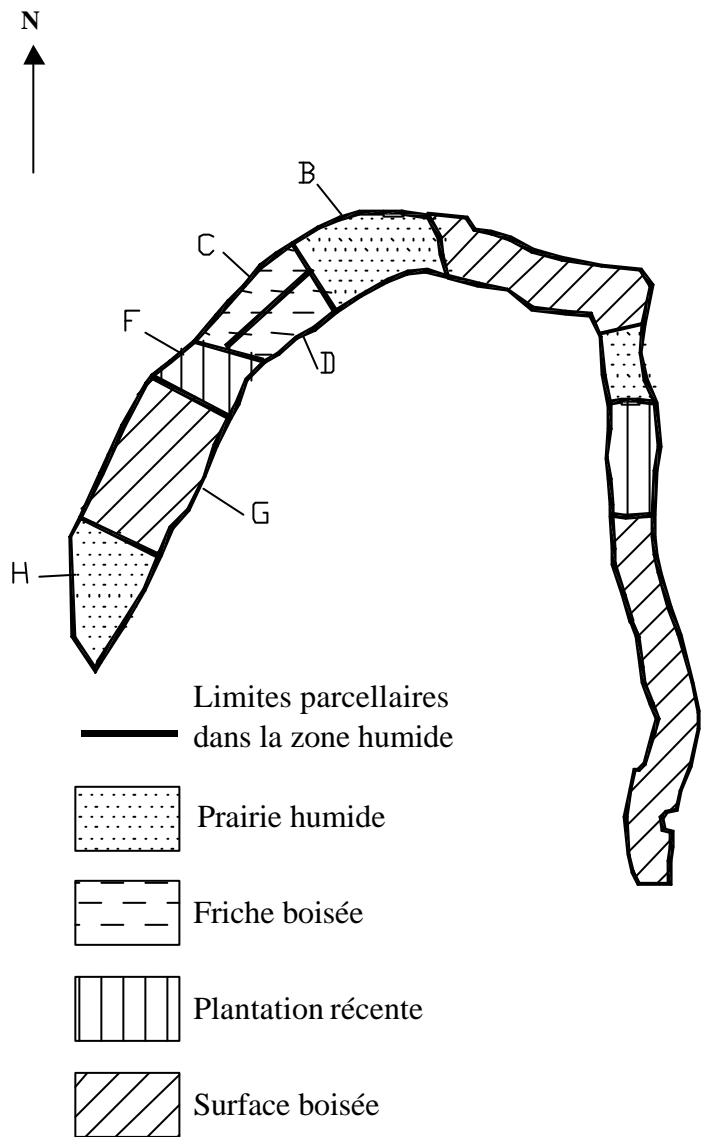
Sources : CNRS ECOBIO INRA-SAD Armorique





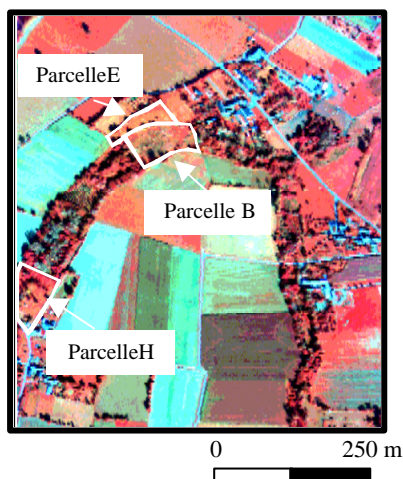
Résolution de 2 mètres
 Canaux : 5, 8, 16

Sources : CNRS ECOBIO INRA-SAD Armorique



0 250 m

Fig 3 : Analyse comparée de prairies à l'intérieur et en bordure de la zone humide



Vue générale de la parcelle E prise vers le Sud-Ouest



Vue générale de la parcelle B prise vers le Sud-Ouest

Parcelle E : prairie xéro-mésophile

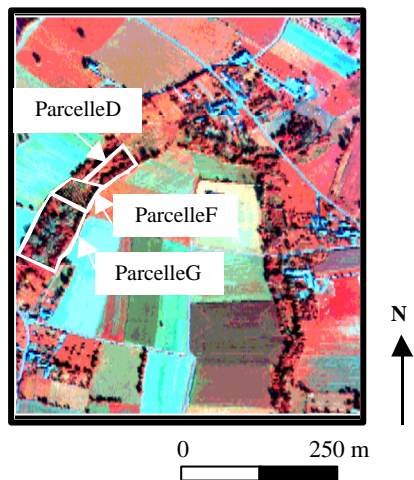
Parcelle B : prairie humide à très humide

Parcelle H : prairie humide

P. E			A : partie bien drainée B : végétation à faciès nitrophile, biomasse supérieure de 50 % par rapport à A L'ensemble est pâturé et fauché
P. B			A : partie humide fauchée B : partie très humide, non fauchée C : partie très humide, inondée L'ensemble est exploité extensivement
P. H			Ensemble homogène pâturé et fauché

Arbres et ombres portées

Fig. 4 : Analyse comparée de friches et surfaces boisées à l'intérieur et en bordure de la zone humide

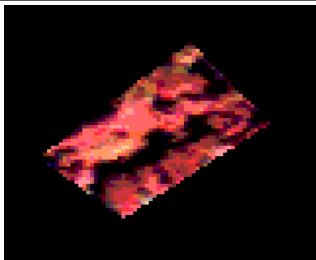
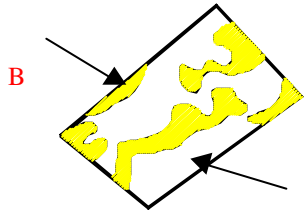
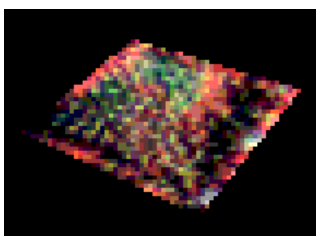
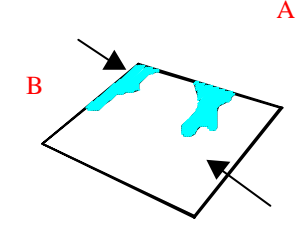
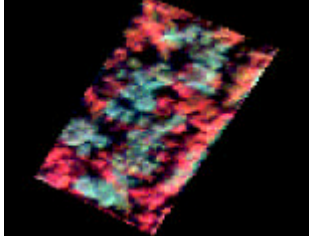
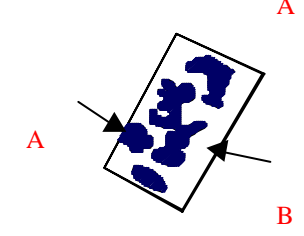


Vue détaillée de la parcelle D

Parcelle D : friche humide

Parcelle F : jeune plantation

Parcelle G : surface boisée

<p>P. D</p>			<p>A : clairière, végétation facies à <i>Urtica dioica</i> B : fourrés de saules, aulnes et chênes</p>
<p>P. F</p>			<p>Jeune peupleraie à deux faciès A : friches basses à liserons B : mégaforbiaie à reine des prés</p>
<p>P. G</p>			<p>Surface boisée sur sol humide A : vieille peupleraie avec sous-bois en saulaie B : saulaie</p>

Thème 7 : Vers une typologie fonctionnelle des zones humides de fonds de vallée.

1) Enjeu des zones humides dans le contexte du programme Ty-Fon.

Ce programme s'inscrit dans l'ensemble des démarches actuelles visant à contrôler la pollution diffuse. A coté de toutes les actions visant à réduire les apports indésirables sur les sols et dans les eaux (fertilisants organiques ou minéraux en excès, produits phytosanitaires, ETM, produits vétérinaires, pollution microbienne), les actions portant sur l'aménagement de l'espace (structures paysagères ayant un rôle tampon, distribution spatiale des cultures réfléchies en fonction du risque pour la ressource en eau...) semblent un moyen intéressant pour le développement d'une agriculture durable, respectant les ressources en eau et en sol (Faut-il rappeler que, dans l'ouest de la France, 80 % des ressources en AEP viennent des eaux de surface, et que la protection des eaux de surface est ainsi une priorité ?). C'est dans ce deuxième axe (aménagement de l'espace) que s'inscrit la démarche présentée ici.

De ce fait, les zones humides qui nous intéressent ne correspondent, dans l'ensemble des types de zones humides qui existent, qu'à une catégorie restreinte de zones humides : zones humides de fonds de vallée, zones d'interface entre les versants et la rivière, insérées au cœur de paysages agricoles intensifs et qui pourraient présenter un intérêt vis à vis d'un contrôle de la pollution diffuse. Cependant, un aménagement de l'espace ne doit pas être conçu, comme cela l'a trop souvent été par le passé, en fonction d'un seul objectif, et les différentes fonctions que les zones humides sont susceptibles de remplir doivent également être évoquées.

Enfin, les zones humides sont au cœur d'un débat qui dépasse largement ces considérations techniques. L'approche proposée ici n'est qu'un des éléments de ce débat. On verra dans la suite du texte que plutôt de proposer une définition stricte et juridico-scientifique des zones humides, notre choix s'est porté sur une approche beaucoup plus progressive, et où un certain nombre de choix préalables sur des objectifs de l'aménagement foncier seront déterminants dans la reconnaissance ou la prise en compte des zones humides.

On tentera de résumer ici un certain nombre de considérations qui guideront la suite de l'exposé.

- *une catégorie très étroite de zones humides*

La typologie que l'on propose s'intéresse font partie d'un type bien particulier de zones humides, les zones humides palustres si l'on se réfère à la classification proposée par Mermet et al. (1993)². (Cf tableau). Ces zones, qui se présentent sous la forme de langues étroites longeant les cours d'eau, et s'élargissant en spatules en tête de vallon sont pour la plupart oubliées des inventaires. Leur caractère de zone humide ne fait pas de doute aux yeux des scientifiques ou des experts, malgré un excès d'eau souvent temporaire. Inversement, l'intérêt que ces territoires présentent sur le plan agricole - pour peu d'y faire quelques aménagements hydrauliques adaptés - en font un enjeu important. L'attention que nous portons à ces zones s'explique, ainsi, comme cela a déjà été évoqué par ces fonctions contradictoires : territoires d'expansion agricole, donc menacés dans leur existence même (drainage, mise en culture), et zone tampon, interface obligé entre les versants intensivement mis en culture et les cours d'eau.

² Mermet L., Cattan A., Jubault P., Liederman E., 1993 – Evaluation des politiques publiques en matière de zones humides ASCA Commissariat général au plan / instance d'évaluation des politiques publiques en matière de zones humides

Notre intérêt s'est enfin restreint aux zones humides de petits bassins versants (ordre 1, 2 ou 3 selon la classification de Stralher), pour lesquels les enjeux nous semblaient importants et la connaissance fragmentaire ou inexistante. L'importance de ces zones tient au fait que c'est dans les amont des bassins versants que l'eau acquiert l'essentiel de sa signature chimique, y compris sa charge en polluant

- *Un contexte hydrogéologique, climatologique, humain qui conditionne leur fonctionnement*

Sans entrer dans le détail d'éléments qui seront décrits plus tard, il faut attirer l'attention sur l'importance du contexte général dans lequel s'inscrit une zone humide.

- La géologie conditionne fortement la part des écoulements profonds et celle des écoulements superficiels ou sub-superficiels, conditionnant par la même les vitesses de transfert et les flux qui traversent la zone humide.
- La climatologie est une contrainte régionale déterminante dans l'extension et la dynamique des zones humides.
- Ces 2 facteurs vont par ailleurs largement conditionner le développement des sols, et particulièrement des sols hydromorphes ;
- enfin l'occupation des sols, leurs aménagements peuvent modifier profondément le fonctionnement interne des zones humides.

- *Un foisonnement des méthodes de description et de cartographie.*

La diversité des approches des zones humides est le premier problème auquel se heurte une approche interdisciplinaire des zones humides. Notre premier objectif a ainsi été de chercher à clarifier les différentes méthodes d'approches, pour répondre à des questions du type : les critères issus des différentes disciplines décrivent-elles le même objet ? Y a-t-il des critères plus intéressants que d'autres ? Le chapitre suivant, sur les critères d'identification des zones humides, tentera de répondre à ces questions.

- *Un manque de repères sur les fonctions des zones humides*

Alors que la littérature internationale regorge de données sur les caractéristiques fonctionnelles des zones humides, peu de travaux existaient naguère à l'échelle française. Une partie importante du travail a été de constituer ces références, à 2 niveaux :

Les caractéristiques fonctionnelles intrinsèque de zones humides vis à vis d'un certain nombre de polluants (nitrates, ETM, produits phytosanitaires).

Les facteurs externes influençant l'efficacité des fonctions épuratrices des zones humides, vis à vis de ces mêmes polluants.

Chacun de ces niveaux donnera lieu à un chapitre.

- *Un besoin d'une typologie fonctionnelle applicable à la gestion des zones humides.*

La priorité donnée à cette typologie est de proposer des outils visant à permettre la prise en compte des zones humide dans l'aménagement. Il s'agit donc d'une typologie fonctionnelle. Cette typologie s'appuiera sur les réflexions disciplinaires.

Dans une deuxième étape, cette typologie sera orientée délibérément vers la gestion des zones humides

Cet objectif peut se décliner selon les situations en différents items :

- objectif de conservation de zones humides : quelles sont les zones humides à conserver, celles qui sont efficaces (établir une hiérarchie)
- objectif d'identification du rôle tampon de certaines zones humides, parmi l'ensemble des zones humides.
- objectif de renforcement, de réhabilitation, ou de création d'une zone humide.

2. Les critères d'identification et de typologie fonctionnelle des zone humides : Eléments de réflexion

2.1) Relations entre les critères de caractérisation des zones humides

Les zones humides possèdent une "signature" spécifique dans les différents domaines de l'environnement (géomorphologique, hydrologique, biologique...), ce qui donne cette grande diversité et une grande richesse d'approche, mais aussi cette difficulté à clarifier ces approches.

Nous proposons un schéma qui articule les différentes méthodes de caractérisation des zones humides.

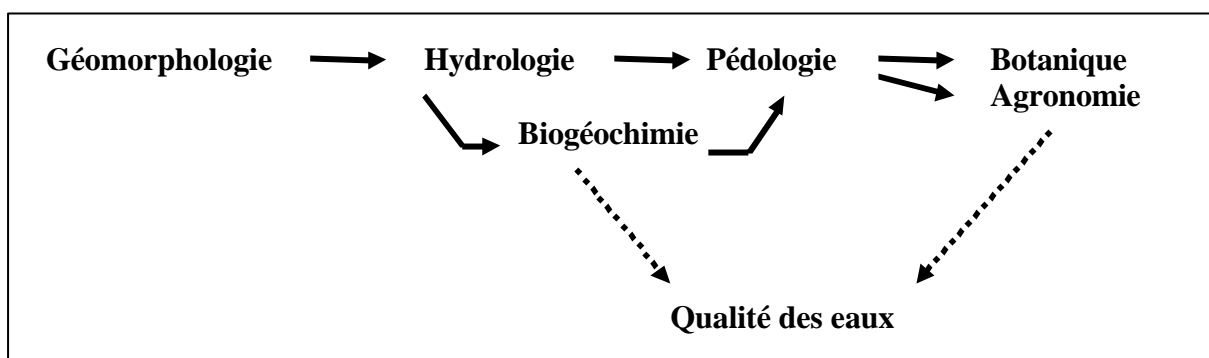


Schéma de relations entre les critères de caractérisation des zones humides

C'est un schéma qui se veut « génétique » sur les temps longs : une géomorphologie donnée, qui présente par exemple un fond de vallée encadré par des versants induit des gradients hydrauliques, gouvernés par la topographie, qui entraînent une présence d'eau saturante (inondation...) en fond de vallée. Cette présence d'eau induit ensuite sous l'effet de facteurs biogéochimiques liés à l'anoxie, une différenciation morphologique des sols et la création de sols hydromorphes. Enfin, cela induit un développement d'une flore spécifique en condition naturelle (flore hydrophile) ou des occupations agricoles spécifiques (prairies humides).

Ce schéma est proposé a priori pour des critères définis à l'échelle d'un paysage, cependant, il reste applicable à l'échelle locale ; on voit par exemple à l'intérieur d'une zone humide, des associations végétales en patchwork fonction de différences d'altitude à l'échelle décimétrique. Les travaux menés par d'autres équipes sur le lit majeur de grands systèmes hydrologiques rentrent aussi dans ce schéma.

Ce schéma est placé sous 2 contraintes :

- contrainte climatologique
- contrainte géologique

On entend par là que si la topologie est applicable à toutes les situations, l'intensité des relations peut être différente selon le climat ou la géologie. Ainsi, une même géomorphologie entraînera une extension différente des zones humides si les pluviosités sont différentes, ou si les perméabilités ou les porosités (liées à la géologie) sont différentes.

Ce schéma demande à être discuté et validé. Ainsi, un deuxième schéma devrait introduire des boucles de rétroaction sur des temps plus courts (p.e., l'installation de sols hydromorphes va agir sur l'hydrologie des zones humides ou encore une crue brutale peut modifier la géomorphologie de la zone riveraine).

Cependant, ce schéma présente l'intérêt d'une hiérarchisation globale des critères, à une certaine échelle d'espace et de temps. Il va conduire à un raisonnement flux (et non pas en concentration). Il permet une approche par modélisation et simulation de différentes situations. On verra dans la suite comment ce schéma permettra de compléter une typologie, qu'une approche empirique par site permettrait difficilement.

On ne prendra pas en compte, par contre, l'aspect « mosaïque » interne (hydrologique, pédologique ou botanique) d'une zone humide.

2.2) Validation de la relation entre les critères de caractérisation des zones humides

Si les relations entre hydrologie, pédologie et botanique ont été largement établies à l'échelle locale pour servir de base à la définition des zones humides, le rôle de la géomorphologie n'a été que plus récemment pris en compte et formalisé. On aura pu voir dans le chapitre introductif le développement important, notamment aux Etats Unis de méthodes de cartographie des zones humides basées sur la géomorphologie à l'échelle du bassin versant, méthodes cependant empiriques. C'est à partir de travaux menés il y a quelques années à Rennes, et repris récemment dans le cadre d'un projet parallèle à l'échelle européenne que l'on a pu établir formellement l'intérêt de critères géomorphologiques pour la cartographie des zones humides dans les bassins versants d'amont (ordre 1 à 3). La base de la méthode est un modèle hydrologique (le Top-Model, initié par Beven et Kirkby, 1976), qui prend en compte de façon explicite la présence de "zones saturées", zone de convergence de lignes d'écoulement associées à une faible pente locale, pour prédire des débits. Un indice topographique est produit, qui permet après seuillage de définir l'enveloppe des zones humides. Cette approche a connu divers développements. La validation de ce modèle topographique s'est faite en confrontant notamment des cartes d'indice topographique, des cartes de sols hydromorphes des cartes de végétation hydrophile, des cartes de durée de saturation. Ainsi, pour peu que l'on possède le modèle numérique de terrain du bassin versant considéré, il est possible de prédire la présence de zones humides. Ce travail, poursuivi actuellement dans des bassins s'étageant du nord au sud de l'Europe, montre la validité de l'approche. Notons enfin qu'il a été également repris récemment par des auteurs suédois (Rohde et Seibert, 1999) pour cartographier des potholes, zone humides dépressionnaires post-glaciaire du Nord de l'Europe.

On verra dans la suite que les zones humides ainsi prédites sont considérées comme des zones humides *potentielles*, puisqu'il s'agit de zones humides qui devraient être là de par la configuration géomorphologique, mais qui peuvent avoir disparu, notamment à cause de l'action de l'homme.

2. 3) Essai de classification des critères d'identification des zone humide :

2. 3 1 zone humide potentielle / effective / efficace.

Il nous est apparu utile, et même nécessaire de classer les différentes approches des zones humides selon ce que l'on peut considérer comme un gradient de connaissance.

On distingue ainsi:

- des critères de *présence effective* opposés à des critères de *présence potentielle*.

Les zones naturellement humides ont parfois (souvent) été assainies, drainées pour y installer des cultures. Malgré l'absence d'eau, on pourra parler de zones humides *potentielles*, sur des critères qui ne seront pas des critères hydrologiques ou botaniques, mais sur d'autres critères, permanents. Certains critères, qui ne relèvent pas de l'observation de terrain (tirés par exemple de modèles informatiques prédictifs) permettront également de définir ces zones humides *potentielles*.

En d'autre terme cette notion correspond à la définition d'une *enveloppe des zones humides*.

Par rapport à des objectifs de réhabilitation des zones humides, il va de soi que ce critère de zone humide potentielle est particulièrement déterminant. Il va permettre préalablement à la définition d'objectifs d'aménagement du territoire de définir l'importance relative des zones humides potentielles dans le territoire considéré, et de définir ensuite la marge de manœuvre entre les zones humides potentielles et les zones humides réelles ou effectives.

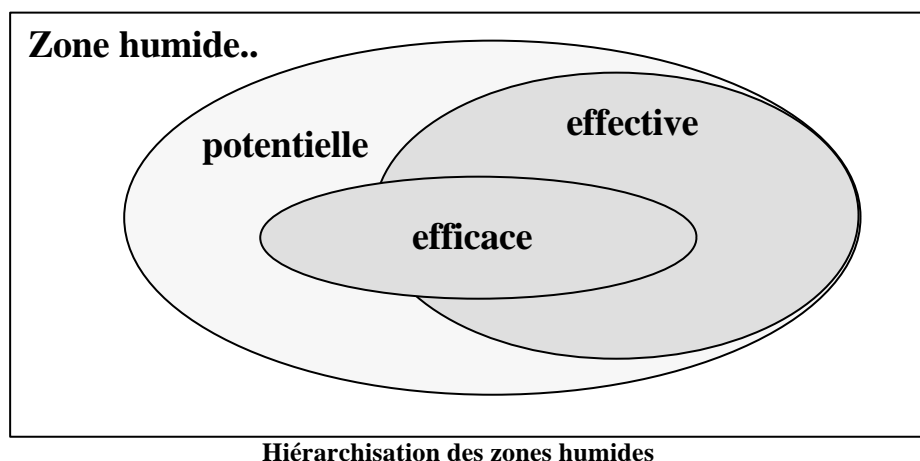
Les zones humides *effectives* sont celles qui à un moment donné sont effectivement des zones humides. Elles peuvent correspondent à la totalité des zones humides potentielles ou à une partie seulement, essentiellement en fonction des aménagements qui ont eu lieu sur le territoire considéré.

- Dans un deuxième temps, on définira les zones humides *efficaces*, qui peuvent être effectives ou potentielle. Elles sont nécessairement définies en regard
 - d'une *fonction* paysagère, écologique, ou de qualité du milieu.
 - d'un *objectif à atteindre* vis à vis de cette fonction.

L'étude de l'efficacité d'une zone humide se fait en 2 étapes : La première étape est de définir et de hiérarchiser les différentes zones humides en fonction de leur efficacité vis à vis des fonctions recherchées. Cette hiérarchisation doit être basée sur des critères scientifiques.

Dans une deuxième étape, le choix de l'objectif à atteindre sort du cadre de ce travail, même s'il en est l'aboutissement : Ainsi, dans un territoire où les zones humides potentielles pourraient représenter 15 à 20 % de la superficie totale (cas général de l'Ouest), et où des considérations sociales ou économiques rendraient hors de question le maintien ou la réhabilitation de l'ensemble des zones humides, la négociation entre les différents acteurs territoriaux doit définir un objectif à atteindre qui permettra de faire les choix d'aménagement pertinents, et en l'occurrence de définir jusqu'à quel niveau, dans la hiérarchie des zones humides, il faut faire porter l'effort de protection ou d'aménagement.

Dans la définition des zones humides efficaces, en l'absence d'aménagement prévue, les zones humides efficaces sont comprises dans les zones humides effectives. Dans le cas où des aménagements sont prévus, on peut rencontrer le cas de zones humides potentielles qui deviendront efficaces après leur reconquête.



2. 3 2 Les critères permanents ou temporaires

Une autre caractéristique intéressante dans un objectif d'opérationnalité est l'accessibilité des critères envisagés. Certains critères sont observables ou mesurables *de façon permanente*, tout au long de l'année et quelque soit l'aménagement ou l'occupation du sol ; ils s'opposent aux critères *temporaires*, le plus souvent liés à la saison.

2 3.3 Présentation et classification des critères

On présentera ici un certain nombre de critères d'identification des zones humides, sans rechercher l'exhaustivité. Ces différents critères seront classés selon les caractéristiques précédemment définie, d'une part le niveau de connaissance, d'autre part leur accessibilité:

- *Critères géomorphologiques (critères permanents)*

Le terme même des zones qui nous intéresse « zones humides de fond de vallée » indique l'importance de la géomorphologie et de l'analyse de cette géomorphologie dans la détermination de ces zones. Deux grands types de méthodes sont utilisables : soit une démarche empirique, par une analyse d'expert sur la détermination des zones humides (méthodes en plein développement aux Etats Unis. On préférera les méthodes basées sur des modèles informatiques, utilisant des modèles numériques de terrain qui permettent, à partir de critères topographiques simples (la surface d'alimentation en un point, la pente locale, la dénivelée par rapport au cours d'eau...) de prédire la distribution spatiale des zones saturées potentielles (voir §2.2 de ce chapitre). Il s'agit là d'un critère permanent et de caractérisation potentielle.

- *Critères de saturation et critères hydrologiques*

Les zones humides de fonds de vallée sur lesquels notre intérêt est centré, sont des zones où l'eau n'est généralement pas présente en permanence au cours de l'année, mais principalement en hiver.

On peut donc classer les zones humides en fonction de la durée relative annuelle de l'état de saturation.

Si la mesure de l'état de saturation des sols n'est réservé qu'à des sites de suivi lourds, d'autres méthodes existent. Le nombre et la durée ou la fréquence annuelle des *périodes d'inondation*, pour les zones humides bordant les cours d'eau principaux, sont des critères majeurs d'identification de zones humides.

Là aussi, des modèles hydrologiques permettent de décrire la distribution spatiale des zones humides sur ce critère de durée d'engorgement ou d'inondation. Il s'agit notamment

- de modèles d'inversion de chronique de débit en chroniques de hauteur d'eau.
- de modèles hydrauliques calculant les surfaces inondables en fonction de la géométrie du lit et de la connaissance précise des contrôles hydrauliques actuels ou simulés (voir le modèle inondation du Cémagref).

Ces modèles ont besoin d'une caractérisation très précise de la géométrie du lit mineur de la rivière, y compris l'ensemble des obstacles à l'écoulement (haies...).

Les critères de saturation basés sur l'observation sont des critères temporaires, caractérisant une zone humide effective

Les critères basés sur des chroniques hydrologiques sont des critères permanents, dans le cas où ces chroniques existent, et caractérisant une zone humide effective, ainsi que son efficacité par rapport à une fonction de stockage de l'eau et d'abattement des crues. Cette approche sera illustrée dans le cas du bassin versant du Cétrais.

- *Critères pédologiques (critères permanents)*

L'hydromorphie des sols est, notamment dans les massifs anciens, un des critères les plus pertinents pour définir les zones humides, pour les raisons suivantes :

- son origine : l'hydromorphie des sols est due à la présence d'eau de façon permanente ou temporaire dans les sols.
- la présence de critères objectifs, facilement identifiables et permanents : l'histoire hydrique responsable de l'existence de sols hydromorphes imprime des traces morphologiques qui sont de bons indicateurs de l'histoire hydrique moyenne, sur le long terme, du sol. On classe ainsi le niveau d'hydromorphie d'un sol par la profondeur d'apparition de taches ou la couleur ou encore la présence de tourbe

Il s'agit là d'un critère de caractérisation potentielle, puisque les traits morphologique des sols reste présents même si la zone a été par exemple drainée, et d'un critère de caractérisation effective si la zone n'a pas été drainée.

- *Critères agronomiques et/ou d'occupation du sol*

Les zones humides de fond de vallée utilisées par l'agriculture étaient traditionnellement occupées par des prairies humides. Il s'agit là d'un critère intéressant, notamment parce qu'il est facilement observable et rapide à prendre en compte.

C'est un critère permanent d'une zone humide effective

- *Critères botaniques (critères permanents)*

Dans les fonds de vallée peu anthropisés, avec des prairies naturelles ou de la végétation naturelle, l'étude des associations végétales permet de définir les zones humides en fonction du caractère plus ou moins hygrophile de la végétation. La présence de ripisylve rentre dans cette catégorie. Ce critère permet aussi de déterminer les zones présentant un intérêt floristique et écologique particulier. C'est un critère permanent d'une zone humide effective

- *Critères synthétiques de surface*

Il s'agit là de définir les critères observables par télédétection. Cette méthode permet par l'analyse de l'état de surface (présence d'eau, de prairies humides, etc.) de définir les zones humides actuelles. La répétition de prises de vue, ou au contraire le choix d'une période bien définie permet, soit de voir la dynamique de saturation, soit de voir son extension spatiale à un instant donné. L'intérêt de cette technique est la grande couverture surfacique. Ces méthodes sont en plein développement, et les récentes avancées méthodologiques ont été présentées dans le thème 6 du projet Ty-Fon.

Il s'agit d'un critère temporaire de détermination des zones humides effectives.

- *Critères biogéochimiques (critère temporaire fonctionnel)*

La mesure de variables comme la vitesse effective de dénitrification, le potentiel d'oxydo - réduction ou le test « fer II - nitrates » présenté dans le thème 3a du projet Ty-Fon est un outil adapté à la caractérisation fonctionnelle de l'efficacité des zones humides sur le plan géochimique. Il ne s'agit plus cependant d'un critère cartographique mais d'un critère fonctionnel, au sein de zones préalablement identifiées.

Tableau 1 : Classement des critères en fonction de leur nature.

Critère	permanent	non permanent
effectif	<i>pédologie botanique agronomie (occupation des sols) hydrologie (modèles)</i>	<i>hydrologie (observations) biogéochimie télédétection (obs. de surface)</i>
potentiel	<i>pédologie (sols drainés) géomorphologie</i>	

2. 3. 4 Démarche de mise en œuvre:

La mise en œuvre de la typologie fonctionnelle proposée est la suivante :

Définition et cartographie des zones humides potentielles

Définition et cartographie des zones humides effectives

Définition et cartographie des zones humides efficace au vue d'une fonction particulière.

On se propose dans les 2 chapitre suivants de présenter

- d'une part les bases d'une approche de la fonctionnalité d'une zone humide vis à vis de l'azote. Différentes méthodes ont déjà été proposées dans le thème 3a. Il s'agit ici de tester le fonctionnement de zones humides au sein de leur bassin versant. Le test portera sur des zones humides présentant différentes organisations spatiales internes et à l'intérieur de bassins versants aux formes typiques (i.e. : la géomorphologie). La hiérarchisation de l'efficacité des zones humides sera établie en terme de flux (et non pas de concentration), dans un certain nombres de situations simulées (« virtuelles »),
- d'autre part un exemple de la démarche typologique globale engagée sur 2 bassins versants.

Influence de la forme du versant sur le fonctionnement des zones humides : étude théorique par modélisation

Durand, P., Beaujouan, V., Ruiz, L.
INRA, Unité Sol et Agronomie de Rennes-Quimper

Introduction

Un modèle conceptuel spatialisé destiné à simuler les transferts d'eau et de nitrates et les biotransformations dans de petits bassins versants ruraux est en cours de développement à L'USARQ. Ce modèle a été utilisé dans le cadre de Ty-fon pour explorer les relations entre la forme du versant (profil de pente, topologie de l'arbre de drainage) et la dénitrification en fond de vallée. Il s'agit d'un exercice numérique visant à étudier la faisabilité de l'utilisation de l'information topographique pour une évaluation du pouvoir épurateur potentiel des zones humides, en prolongement de l'utilisation actuelle, qui se cantonne à la localisation de ces zones. Il s'agit donc de résultats encore provisoires et spéculatifs.

Matériel et méthodes

Le modèle utilisé, baptisé TNT2, est un outil modulaire basé sur une représentation maillée du bassin versant. Une description plus complète du modèle est disponible ailleurs (Beaujouan et al., 2000).

Un bilan d'eau et d'azote est calculé pour chaque maille, et les transferts de maille à maille se font à partir d'hypothèses analogues à TOPMODEL: gradient hydraulique constant égal à la pente, transmissivité hydraulique décroissant avec la profondeur, écoulement darcyen, ruissellement sur zones saturées. Au sein de chaque maille, les transferts verticaux d'eau et de nitrate se font selon un algorithme voisin du modèle de Burns, modifié de façon à prendre en compte la présence d'une nappe au sein du sol, en introduisant deux types de porosités. La remontée capillaire est également prise en compte.

Plusieurs modules permettent de simuler la croissance des plantes, l'évapotranspiration, la minéralisation nette, le prélèvement d'azote par les plantes. Ces modules reprennent, en les simplifiant, les formulations développées dans le modèle agronomique STICS.

La dénitrification a été introduite en s'inspirant du modèle NEMIS (Hénault 1995), mais en l'adaptant au contexte des zones humides ripariennes (cf. Bidois, 1999). L'activité dénitrifiante se déclenche lorsque la profondeur de la nappe devient inférieure à 20cm. Elle est estimée à partir du potentiel dénitrifiant, considéré comme une propriété intrinsèque du sol définie par le dégagement de N_2O obtenu par incubation en présence d'acétylène à 20°C, en conditions anaérobies et sans limitation nitrique. Le passage de ce potentiel à l'activité dénitrifiante "réelle" dépend de trois facteurs: le temps de résidence moyen du jour (rapport entre la porosité totale des 20 premiers cm de sol et les apports d'eau dans cette couche, n'intervient que s'il est inférieur à 5 jours), la température du sol (loi d'Arrhénius avec $Q_{10} = 2$ entre 10 et 20°C et 50 entre 0 et 10°C), et la teneur en nitrate du sol (cinétique michaelienne, avec $K_m = 20\text{mgN/kg sol sec}$).

Dans la présente application, seule l'activité dénitrifiante a été testée: les autres biotransformations ont été désactivées, et l'on a apporté, une fois par an, en septembre, 100kgN/ha sous forme nitrique sur l'ensemble du bassin versant.

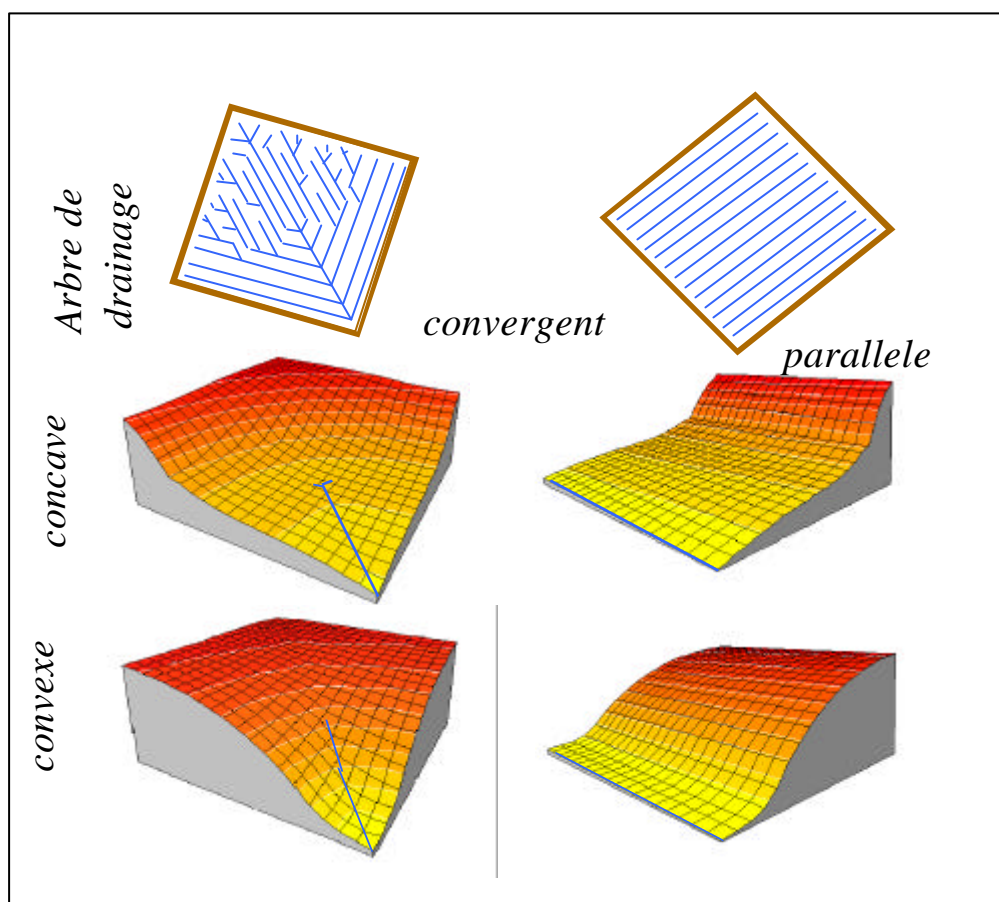


Figure 1: les quatre bassins versants virtuels.

Ce modèle a été appliqué à quatre "bassins versants virtuels", correspondant à des stéréotypes hydro-morphologiques: ces bassins versants virtuels sont des carrés de 400 mailles carrées de 40 m de côté, soit une superficie de 64 ha (figure 1). Le dénivelé maximum est de 26 m. Deux types de profils de pente ont été retenus : un type à dominante concave, simulant une large vallée, et un type à dominante convexe, simulant une vallée étroite et un plateau étendu. Les profils de pente ont été distribués sur le bassin, soit par rotation autour d'un exutoire unique pour obtenir une tête de vallon (type convergent), soit par translation pour obtenir un versant régulier (type parallèle). Ces types constituent des cas extrêmes de la variabilité observée dans les bassins versants élémentaires en zone tempérée sur socle (Ruiz et al., 2000).

Les résultats (figure 2) suggèrent que les zones humides en aval de versants de type "parallèle" auraient un pouvoir dénitrifiant supérieur, lié à une alimentation en eau et en azote plus diffuse, donc mieux répartie. Par contre, aucune différence significative n'est obtenue entre les bassins à dominante convexe et ceux à dominante concave, malgré une forte différence dans l'extension spatiale de la zone humide. Deux explications à cela: d'une part, les plus forts taux de dénitrification sont observés en été, lorsque les différences de surfaces saturées sont faibles ; ensuite, la surface du bassin étant constante, les zones humides des bassins "concaves" ont, proportionnellement, une surface d'alimentation moins importante, et reçoivent donc des flux moins importants. On retrouve la même hypothèse que celle avancée dans le thème 3a, à savoir que la longueur du linéaire de contact zone humide / versant est plus importante que la superficie de la zone humide.

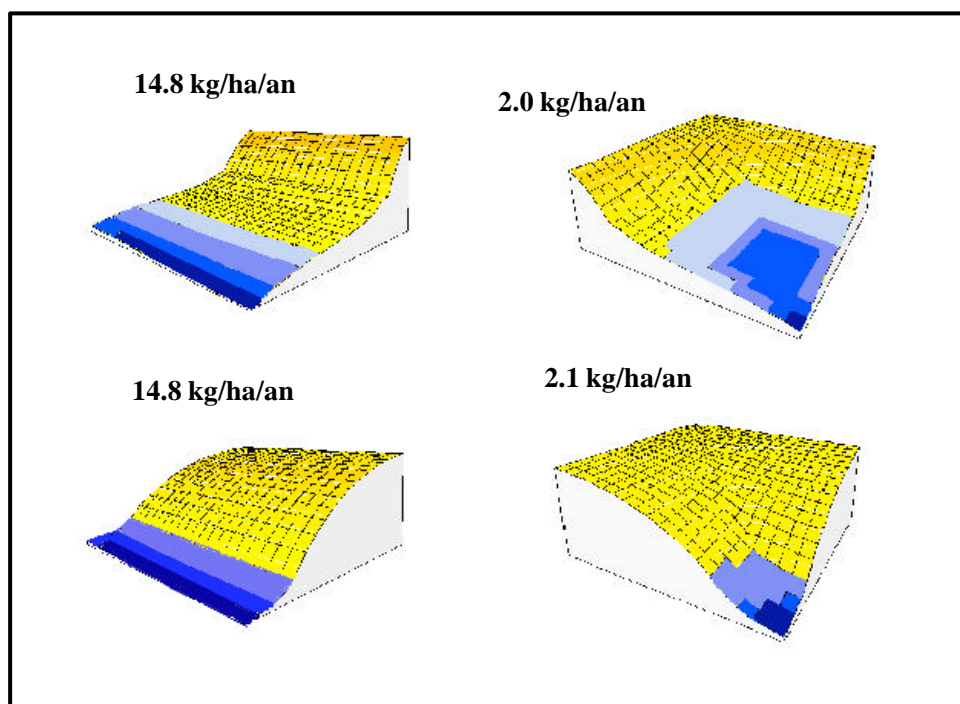


Figure 2: dénitrification moyenne annuelle simulée pour les quatre bassins

Il est donc vraisemblable que lorsque sera activé dans le modèle le prélèvement par la végétation, important en été, et lorsque l'on adoptera des configurations topographiques plus proches de la réalité, ces conclusions seront modifiées. Il n'en reste pas moins que le modèle mis au point se révèle être un outil puissant d'exploration des processus, tant par l'application à des cas réels que par l'exploration de scénarios simplificateurs.

BEAUJOUAN V, DURAND P, CELLIER P, COMBO S ET RUIZ L 2000. Modélisation de l'effet de l'organisation spatiale des systèmes de cultures sur les fuites d'azote à l'exutoire des bassins versants. AIP ECOSPACE, INRA ed., sous presse.

BIDOIS, J., 1999. Aménagement de zones humides ripariennes pour la reconquête de la qualité des eaux : expérimentation et modélisation. Thèse Univ. Rennes I, 214 p.

HENAULT, C., 1995. Quantification de la dénitrification dans les sols à l'échelle de la parcelle cultivée, à l'aide d'un modèle prévisionnel. PhD Thesis, ENSA, Montpellier, 132 pp.

RUIZ L, AUROUSSEAU P, BAUDRY J, BEAUJOUAN V, CELLIER P, CURMI P, DURAND P, GASCUEL-ODOUX C, LETERME P, PEYRAUD JL, THENAIL C ET WALTER C. 2000. Conception de bassins versants virtuels : un outil pour l'étude de l'influence de l'organisation spatiale de l'activité agricole et du milieu physique sur les flux d'azote dans les bassins versants. AIP ECOSPACE, INRA ed., sous presse.

Typologie hydrologique des petites zones humides ripariennes

P. Durand⁽¹⁾, C. Gascuel-Oudoux⁽¹⁾, C. Kao⁽²⁾, P. Mérot⁽¹⁾

Les objectifs de ce chapitre sont de préciser sur un exemple l'ensemble de la démarche typologique proposée. (i) On précisera le rôle hydrologique des zones humides et on proposera une typologie, en l'illustrant à partir d'études expérimentales menées sur deux petits bassins versants ; (ii) on examinera les moyens de mise en œuvre de cette typologie et son intérêt pour une autre fonction telle que le pouvoir épurateur.

PROCESSUS HYDROLOGIQUES DANS LES PETITES ZONES HUMIDES RIPARIENNES

Les zones humides de fond de vallée sont caractérisées par la présence d'une nappe à faible profondeur (0-30 cm), peu fluctuante, observée de façon saisonnière, approximativement de décembre à mars pour une année climatique moyenne. Le reste de l'année, le niveau de cette nappe est variable selon les contextes, tantôt restant proche de la surface, tantôt descendant à quelques mètres de profondeur. Ces zones sont en interaction avec l'ensemble du bassin versant. Cette interaction s'exerce à deux niveaux.

- Une interaction avec le versant. Du fait d'une faible capacité de stockage et de transfert de ces petites zones humides, leur saturation saisonnière est due aux flux provenant de l'ensemble du versant. Ces flux peuvent être superficiels (pluie, ruissellement) ou souterrains (sol, nappe). Cette saturation implique la présence d'un niveau de faible perméabilité, à faible profondeur, continu sur l'ensemble du bassin versant, de nature pédologique ou géologique, limitant de fait les stockages et les transferts d'eau vers les aquifères profonds.
- Une interaction avec le réseau hydrographique. Le réseau hydrographique a une influence sur la zone humide en deçà approximativement des ordres 2 à 3 : par inondation lors de crues occasionnelles ; en fixant le niveau bas de la nappe à proximité du cours d'eau en étiage. L'interaction entre la zone humide et le versant reste cependant dominante. Au-delà de l'ordre 3, la configuration même de la rivière, son éventuel aménagement, vont réguler plus directement le fonctionnement des zones humides riveraines, la configuration du bassin versant passant au second plan.

Ces interactions conduisent à identifier trois fonctions hydrologiques majeures des zones humides de fond de vallée (Tableau 1).

- Une fonction de stockage transversal. La zone humide sert de lieu de stockage de l'eau provenant du versant (nappe, ruissellement). Cette fonction dépend de deux types de facteurs : d'une part, la taille de la zone humide relativement à celle du versant, d'autre part, de la continuité spatiale avec les écoulements provenant du versant.
- Une fonction de stockage longitudinal. La zone humide peut servir de lieu de stockage de l'eau provenant de la rivière par inondation. Cette fonction est liée à la fréquence des crues inondantes et à la topographie des lits moyens et majeurs.

Ces fonctions de stockage de l'eau provenant du versant ou du cours d'eau ont également un rôle sur la recharge de la nappe du bassin versant.

- Une fonction de transfert. La zone humide est une zone de transfert pour différents types d'écoulement (Figure 1). Cette fonction de transfert se décline selon cinq composantes : 1) le ruissellement, comprenant le ruissellement sensu stricto (R) et l'exfiltration, écoulements rapides intervenant à l'échelle de la crue ; 2) l'infiltration et l'écoulement superficiel dans la zone humide

(ZH) intervenant également à l'échelle de la crue ; 3) l'écoulement de la nappe de versant vers son exutoire, souvent stratifié en profondeur (N + NV), écoulement plus lent conditionné par la recharge de la nappe dans le versant et le pouvoir drainant du réseau ; 4) l'écoulement à surface libre dans le réseau hydrographique (H), écoulement rapide, et concentré, très variable selon que l'on se situe dans la crue ou hors crue ; 5) l'écoulement de surface en période d'inondation (D), conduisant à une redistribution des eaux en surface sur une période de quelques jours. Selon la contribution relative des différents écoulements, la zone humide contrôle plus ou moins les flux d'eau et de polluants. En crue, les volumes et les vitesses de transfert dans la zone humide, liés aux caractéristiques physiques des sols (porosité et conductivité hydraulique) sont déterminantes. Hors crue, ce sont les temps de résidence de l'eau dans la zone humide, liés majoritairement au temps qui sépare les crues, et donc au régime climatique, qui est déterminante.

L'importance relative de ces différentes fonctions varie dans le temps et l'espace (Tableau 1). La fonction de stockage transversal intervient surtout en début de la période pluvieuse, sur les bassins versants d'ordre 1 à 3. Cette fonction se définit donc à l'échelle annuelle et inter-annuelle. Après le début de la période pluvieuse, la nappe affleure dans la zone humide et fluctue peu. La zone humide a alors plus une fonction de transfert que de stockage. Au delà de l'ordre 3, la fonction de stockage et de transfert transversal est progressivement remplacée par la fonction de stockage longitudinal, ou plus généralement d'interaction nappe / rivière, qui peut être activée tout au long de la saison hivernale, pour des événements climatiques caractérisés par un certain temps de retour.

Fig. 1. Les différents écoulements mis en jeu au sein de la zone humide ou interagissant avec la zone humide.

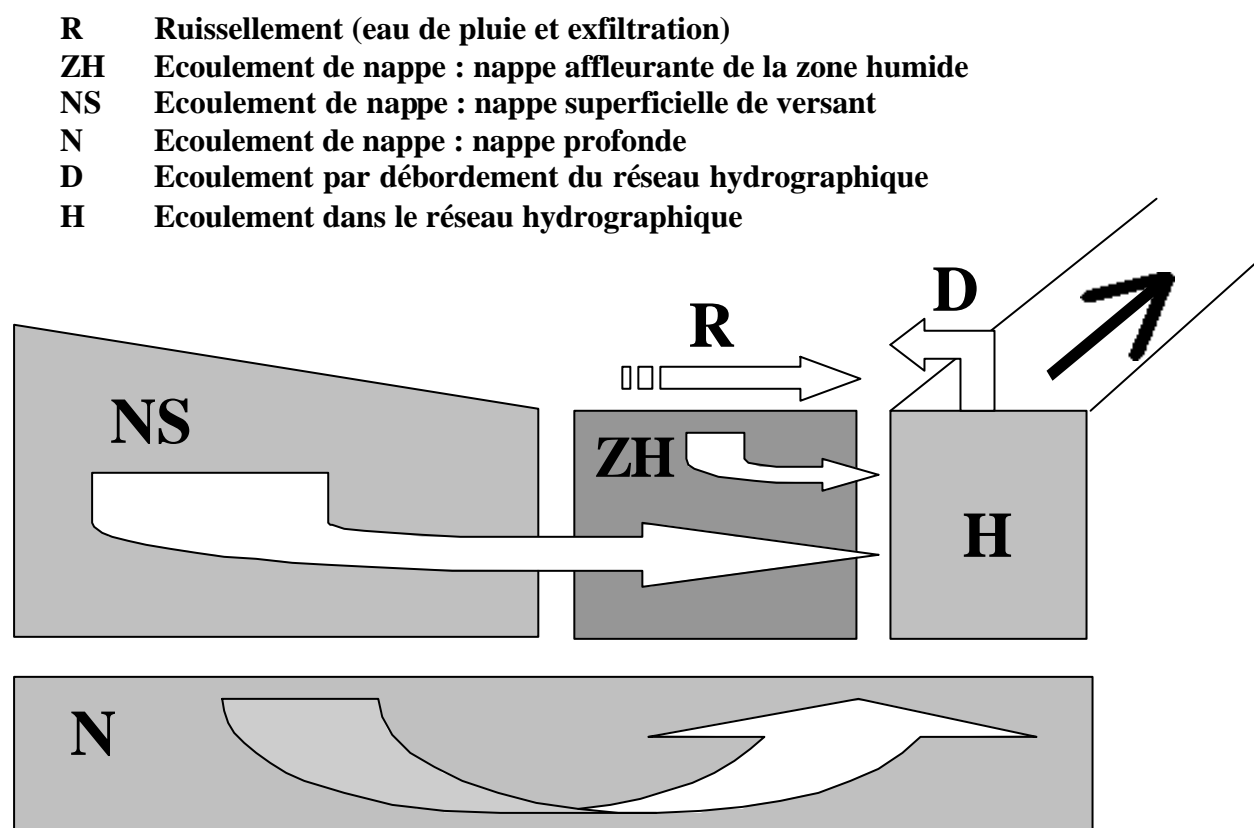


Tableau 1 : Les fonctions hydrologiques des zones humides ripariennes.

Echelle de temps	Fonction hydrologique	Déterminants	Echelle d'espace
Dynamique Événementielle	Fonction de Transfert (FT)	<ul style="list-style-type: none"> • Importance relative des différents écoulements <ol style="list-style-type: none"> 1. Ruissellement 2. Nappe zone humide 3. Nappe versant 4. Nappe profonde 5. Réseau hydrographique • Continuité hydraulique Versant / Zone humide / Rivière 	Ordre 1
Dynamique Saisonnière	Fonction de Stockage Transversal (FST)	<ul style="list-style-type: none"> • Taille relative versant / zone humide • Continuité hydraulique versant / zone humide 	
Événements « occasionnels »	Fonction de Stockage Longitudinal (FSL)	<ul style="list-style-type: none"> • Temps de retour de crues inondantes 	Ordre 2 à 3

TYOLOGIE HYDROLOGIQUE DES ZONES HUMIDES RIPARIENNES

L'objectif de cette typologie est de proposer un classement cohérent et opérationnel des zones humides. Cohérent en ce sens qu'il s'agit de trouver une pertinence dans les différentes méthodes en usage, opérationnel dans la mesure où le choix de la méthode d'investigation est adapté aux moyens disponibles, en premier lieu aux contraintes matérielles de coût, de couverture spatiale et temporelle, ou de techniques disponibles.

Il ressort ainsi du paragraphe précédent que le fonctionnement des zones humides ripariennes ne peut être dissocié du cadre général du bassin versant dans lequel elles s'inscrivent. La typologie proposée sera donc basée tout d'abord sur l'analyse de la zone humide considérée au sein de son bassin versant (Tableau 2). Le premier stade de la typologie est de définir des zones humides potentielles représentant en quelque sorte une enveloppe quant à la délimitation des zones humides. Le deuxième stade est de définir, au sein de cette première délimitation, les zones humides effectives, qui sont effectivement humides, caractère qui a pu disparaître du fait notamment d'aménagements, et d'en définir la temporalité. Enfin, le troisième stade est de définir les zones humides efficaces, vis à vis du fonctionnement hydrologique du bassin versant, ou plus généralement vis à vis d'une fonction particulière. Ces trois stades correspondent à une définition de la zone humide par respectivement, des indicateurs d'accès facile, par une approche in situ de l'état hydrique du bassin versant, ou encore par une réelle appréciation des différentes fonctions hydrologiques des zones humides telles que décrites ci-dessus.

Tableau 2. Typologie hydrologique et guide méthodologique pour la gestion des zones humides ripariennes

Typologie	Base de la définition	Principaux Paramètres	Degré de difficulté **
Zone Humide Potentielle	Indices topographiques Variantes selon la calibration	Modèle Numérique de Terrain (pas 20 m) Carte géologique Carte des hauteurs pluviométriques annuelles	1
Zone Humide Effective	Intégration temporelle inter-annuelle	Cartographie de l'hydromorphie des sols ou des associations floristiques	2
	Suivi de la dynamique de d'affleurement de la nappe	Téledétection, Relevé de terrain Limnimétrie et Modélisation	2
Zone Humide Efficace	Fonction de Stockage longitudinal	Indicateur d'aménagement : typologie des fossés	1
		Indicateur de régime hydrologique : temps de retour des pluies Topographie de la zone humide et modélisation	3
	Fonction de Stockage transversal	Indicateur de taille relative de la Zone Humide / Versant Indicateur de continuité spatiale de la Zone Humide / Versant	1
		Estimation des flux : mesure des paramètres physiques, tensiométrie, piézométrie et modélisation	3
	Fonction de Transfert	Estimation des flux et des vitesses de transfert : mesures des paramètres physiques, tensiométrie, piézométrie et modélisation	3
		Bilan spatialisés : traçage interne à la zone humide, suivi hydrochimique en crue et hors crue	4

* : hypothèses hydrologiques et géométriques, sur la présence d'un imperméable, sur les relations entre surface topographique et nappe.

** 1 : facile, d'ordre typologique ;

2 : facile, avec instrumentation modérée, maintenance faible (j/mois) ;

3 : instrumentation lourde (capteurs, stations), coût de maintenance et d'analyse élevé (semaine/mois) ;

4 : instrumentation modérée (préleveur), coût d'intervention, coût analytique élevé lié à des suivis en crue (continu) et hors-crue (hebdomadaire).

Des zones humides potentielles

A défaut d'une mesure réelle de l'extension spatiale et temporelle de la zone humide basée sur des mesures de l'état hydrique des sols en surface, des indices topographiques sont souvent utilisés pour délimiter des zones potentiellement humides. Cependant, ces indices topographiques ne sont satisfaisants que sous réserve d'un fonctionnement naturel répondant aux conditions hydrologiques définies précédemment, à savoir la présence d'un substrat peu perméable à une profondeur faible sur l'ensemble du bassin versant. Ce niveau de profondeur doit avoir une topographie relativement concordante avec la surface du sol pour permettre une délimitation des zones d'alimentation provenant du versant. Selon différentes hypothèses hydrologiques et géométriques simplificatrices, on peut estimer les aires drainées et les flux à partir de la connaissance de la surface topographique. Des indices topographiques basés sur l'aire drainée en un point, assimilée au domaine d'alimentation, et sur la pente, assimilée au gradient hydraulique dans la nappe, sont calculés. Une valeur seuil, indicatrice d'un drainage naturel insuffisant, permet ainsi de délimiter les zones potentiellement humides. Différentes variantes dans le calcul de l'indice ont été utilisées (Band, 1986 ; O'Loughlin, 1986 ; Crave et Gascuel-Oudou, 1996). Dans le Massif Armoricain, l'indice utilisé intègre :1) une aire drainée calculée selon un mode de répartition multidirectionnelle des flux ; 2) une valeur de pente correspond non pas à la pente locale, mais au gradient entre le point considéré et le point du réseau hydrographique qui lui correspond sur l'arbre de drainage (Gascuel-Oudou et al., 1998) ; 3) une calibration par la pluviométrie annuelle et la géologie en relation avec des dynamiques tectoniques qui jouent un rôle sur les valeurs seuils (Chaplot, 1998).

Grâce à la généralisation des modèles numériques de terrain, l'utilisation de ces indices permet une cartographie rapide et peu coûteuse des secteurs en situation d'être potentiellement des zones humides. Toutefois, la présence de discontinuités locales des matériaux (fracturation, variations du faciès des altérites,...) et l'existence d'aménagements hydrauliques (drainage agricole, rectifications de cours d'eau...), modifient la saturation effective du sol et induisent des différences entre l'extension des zones humides prédites par ces indices et celles réellement constatées sur le terrain.

Des zones humides effectives

La mesure de la saturation des sols permet de délimiter des zones humides effectives, zones pour lesquelles la nappe affleure réellement en surface en période hivernale. Des degrés d'investigation très différents sont envisageables, ceux-ci pouvant aller d'indicateurs d'une saturation effective des sols, basés notamment sur l'observation de traits morphologiques du sol ou de la diversité floristique, jusqu'à des observations ou des mesures permettant d'aborder la dynamique spatiale et temporelle de cette saturation.

Les traits morphologiques du sol permettant d'aborder approximativement une fréquence de saturation des sols et fournir une indication de l'extension spatiale de la zone humide sont les traits d'hydromorphie des sols, caractérisés en général selon une intensité et une profondeur d'apparition. De même, l'analyse de la végétation fournit un diagnostic assez précis de la durée de saturation, pour peu que le couvert végétal soit en place depuis quelques années (Clément et Touffet, 1996 ; Regimbeau, 1999). Ces approches cartographiques requièrent un lever spécifique du fait de la faible extension spatiale de ces zones humides et de la spécificité des critères à cartographier.

Le passage à une acquisition de données dynamiques permet une estimation de l'extension spatiale et temporelle de la zone humide. Ceci peut se faire par différentes approches : des relevés de terrain (Gascuel-Oudou et al., 1983), des images satellitales (Brun et al., 1990 ; Mérot et al., 1994 ; Normand et al., 1996), ou des données de débit ou de piézométrie couplées à des approches de modélisation (Gascuel-Oudou et al., 1996 ; 1998). Ces approches dynamiques impliquent une instrumentation et une acquisition modérée, un suivi ou une maintenance de l'ordre du jour par mois.

En définitive elles permettent une bonne délimitation des zones humides et une estimation de leur rôle dans le bilan hydrologique global du bassin versant.

○

Des zones humides efficaces

Cette efficacité des zones humides ne peut être appréciée que relativement à une fonction spécifique. On traitera ici des différentes fonctions hydrologiques des zones humides précédemment définies, fonction de stockage ou de transfert de l'eau.

La fonction de stockage transversal dépend du temps de remplissage de la zone humide, en terme notamment de cumul pluviométrique nécessaire pour que la nappe affleure en bas de versant. Cette fonction est liée à la taille de la zone humide, à sa taille relative à celle du bassin versant, et à la profondeur de l'imperméable. Elle est également liée à l'existence de structures déconnectant les apports du versant de la zone humide. Ces structures peuvent être le réseau bocager, la haie agissant comme tampon hydrologique en desséchant fortement le sol en été en relation avec l'évapotranspiration des arbres (Caubel-Forget et Grimaldi, 1999), ou le réseau de fossés qui dérivent par drainage une partie des écoulements.

La fonction de stockage longitudinal peut être approchée par un bon indicateur du caractère potentiellement inondable de la zone humide. Cet indicateur est basé sur la nature des ouvrages agricoles et des ouvrages de franchissement. En effet les aménagements hydro-agricoles, les fossés en particulier, sont généralement dimensionnés pour des crues de période de retour annuel de l'ordre approximativement du 1/s/ha. La présence de ces aménagements permet d'indiquer la présence de zones potentiellement inondables pour une gamme d'évènements de période de retour supérieure à l'année. Cette fonction peut être évaluée par modélisation hydraulique, en analysant la taille de la rivière et des fossés, le régime hydrologique et la géométrie interne de la zone potentiellement inondable (topographie détaillée, rugosité, connexité...).

La fonction de transfert dépend de nombreux facteurs souvent très difficiles à apprécier, portant sur l'importance des flux internes à la zone humide, la continuité hydraulique au sein de la zone humide, puis entre la zone humide et le ruisseau.

- L'importance des flux internes à la zone humide peut être évaluée à partir de plusieurs indicateurs : l'importance relative et les caractéristiques physiques des différents horizons du sol jusqu'à l'imperméable, celui-ci étant plus défini comme un domaine facilement saturable du fait d'une faible porosité que du fait de sa conductivité hydraulique ; la dimension relative de la zone humide, appréciée par la longueur de son contour amont ou aval, ou de sa surface, rapportée au linéaire de cours d'eau ou au bassin versant ; l'importance de la dynamique spatiale de la zone humide, la possibilité d'extension allongeant les temps de résidence moyens ; l'occurrence des inondations par le cours d'eau. La dynamique des apports du versant et l'hétérogénéité interne de la zone humide (liée par exemple à la microtopographie,...) sont très difficiles à aborder par des seuls critères hydrologiques à moins de fournir un réel effort d'instrumentation et de suivi des flux dans la zone humide à l'aide de capteurs, selon une résolution spatiale et temporelle importante, d'ordre décimétrique et horaire.

- La continuité hydraulique entre la zone humide et le ruisseau est un critère important. Un indicateur pertinent est la distance à laquelle la surface libre du ruisseau influe sur le niveau de nappe dans la zone humide. Cette distance peut varier de zéro à quelques dizaines de mètres. Celle-ci est cependant encore assez difficile à évaluer à moins d'une instrumentation importante.

Au-delà de ces indicateurs simples, l'efficacité réelle des zones humides peut être approchée quantitativement par l'évaluation des caractéristiques des différents horizons du sol par des mesures physiques, de la dynamique des nappes par des suivis piézométriques et l'estimation des flux traversant ces différents horizons par la modélisation. Ce degré de connaissance requière une

instrumentation lourde (stations, capteurs), des coûts de maintenance (de l'ordre de la semaine/mois) et d'analyses élevés, des suivis continus automatisés. Des approches par traçage, impliquant des suivis hydrochimiques en crue et entre les crues, peuvent être aussi être utilisées. Elles requièrent une instrumentation modérée, par préleveurs automatiques, des coût d'intervention plus que de maintenance, des suivis intensifs en crue, plus espacés mais réguliers hors crue, des coûts analytiques élevés. En définitive seules ces approches permettent un réel bilan spatialisé, à la fois en terme de cheminement et de vitesse de transfert de l'eau. Ces approches ne peuvent ainsi être réalisées que sur quelques sites qui peuvent servir de référence avec toutes les limites liées à la transposition et la généralisation des résultats d'un site à l'autre.

APPLICATION A DEUX BASSINS VERSANTS

Plusieurs bassins versants bretons sur substrat schisteux, principalement le bassin versant de Kervidy-Naizin (5 km²) (Cheverry, 1998) et le bassin versant du Cétrais (34 km²), ont été suivis et instrumentés durant plusieurs années. Sur le bassin versant de Kervidy-Naizin, c'est la connexion des apports du versant et la dynamique interne de la zone humide, faisant essentiellement appel aux fonctions de stockage transversal et de transfert qui ont été étudiées, alors que sur le bassin versant Cétrais c'est la connexion à la rivière, faisant appel à la fonction de stockage longitudinal et de transfert qui a été étudiée.

Sur le bassin versant de Kervidy-Naizin, le problème de la délimitation de la zone humide a été précisé. Une nette différence entre une délimitation potentielle et effective de la zone humide a été mise en évidence (Gascuel-Oudoux et al., 1996). La délimitation sur des critères topographiques ne permet qu'une estimation de la surface de la zone humide mais non sa localisation et sa forme précise (Fig. 2). La zone humide apparaît comme un patchwork de petits domaines, contrôlés par des hétérogénéités locales, s'interconnectant lorsque la saturation du bassin versant augmente. Cette connexion dépend pour partie des réseaux anthropiques tels que le parcellaire ou le réseau de fossés et pour partie d'une topographie locale et d'une organisation pédologique relativement complexe à l'échelle de quelques mètres.

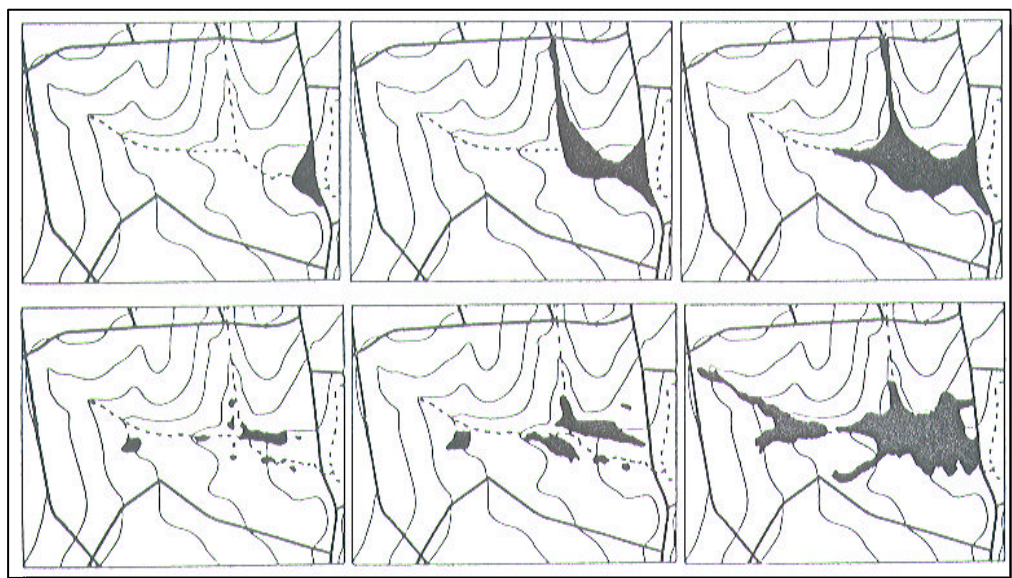


Fig. 2. Prédiction des zones humides par un modèle hydrologique à base topographique et confrontation aux relevés de terrain. (Bassin versant de Kervidy-Naizin, 56).

Le bilan des flux interceptés par la zone humide en crue a été évalué par des méthodes de traçage (Durand et Torres, 1996). La contribution des flux transitant par les sols de la zone humide est de l'ordre de 10 à 30 %, le reste étant attribué au ruissellement de surface, de l'ordre de 10 à 25%, et à l'écoulement de la nappe de versant, de l'ordre de 40 à 80%. Hors crue, l'écoulement provenant de la nappe de versant est majoritaire, de l'ordre de 70 à 90%, complété par un apport d'eau profonde en bas de versant de l'ordre de 10 à 30% (Molénat, 1999).

Les temps de résidence de l'eau dans la zone humide sont courts, de l'ordre de quelques jours (Bidois, 1999), en relation avec des vitesses de transfert assez rapides, de l'ordre de quelques mètres par jour (Molénat, 1999). Ces caractéristiques indiquent un temps moyen de renouvellement de l'eau favorable aux processus d'épuration dans des conditions climatiques de moyenne fréquence, c'est-à-dire avec des successions régulières de pluie de moyenne importance. Cependant, il subsiste une forte hétérogénéité des écoulements dans la zone humide marquée par la présence d'écoulements horizontaux préférentiels.

Sur le bassin versant du Cétrais (34 km², Loire Atlantique), les travaux engagés ont visé à quantifier les interactions entre les zones humides et le fonctionnement hydraulique du réseau hydrographique. Des mesures à différents points du réseau les hauteurs d'eau et les débits ainsi que des observations complémentaires (topographie, rugosité des berges, points singuliers,...) ont servi de support à une modélisation hydraulique du système hydrographique. Le calage et la validation du modèle (Aït Saadi, 1998) ont permis de vérifier que le réseau déborde pour des crues relativement courantes (période de retour annuelle), provoquant l'inondation temporaire des zones humides riveraines. La fonction de stockage longitudinal du système a donc ainsi pu être évaluée.

Lors d'un épisode-type de débordement lors d'une crue courante, le lit mineur du réseau stocke une part non négligeable du volume de crue (jusqu'à 30 %). Cet effet est une conséquence directe du fait que le gabarit du ru a été modifié suite à des opérations d'assainissement agricole. La zone humide stocke en surface des eaux provenant du ru. L'importance de ce stockage dépend étroitement de la topographie de la zone. Dans le cas étudié sur le bassin du Cétrais, l'intégralité de la zone humide potentielle est susceptible de stocker des eaux de surface mais le temps de résidence est court, tout au plus quelques jours. L'effet d'un débordement dans la zone humide n'a qu'un effet limité sur la capacité de laminage des crues courantes. Là encore, la taille même du réseau hydrographique a comme conséquence de « court circuiter » le fonctionnement de la zone humide : en crue, il n'y a que très peu d'interactions entre les flux d'eau transitant longitudinalement dans le réseau et ceux provenant des versants et alimentant transversalement le système.

La fonction de stockage longitudinal d'une zone humide riveraine dépend ainsi à la fois des caractéristiques géométriques du lit mineur du réseau hydrographique, de la topographie du lit majeur et du fonctionnement hydrologique global du bassin. Selon les types de bassins versants cette fonction de stockage longitudinal apparaît donc très variable selon le degré d'aménagement et d'entretien du réseau hydrographique.

CROISEMENT DE CETTE TYPOLOGIE AVEC LE POUVOIR EPURATEUR DE LA ZONE HUMIDE

Dans cette partie, on se limitera au cas de la seule fonction épuratrice de la zone humide, en prenant l'exemple le plus connu du processus de dénitrification et en se focalisant sur l'identification des contrôles hydrologiques participant à l'expression de ce processus. On peut distinguer dans ces contrôles trois composantes : les flux mis en jeu, la cinétique des processus géochimiques et la géométrie des écoulements.

Les flux de nitrates conditionnent la quantité d'azote disponible pour la dénitrification. Ces flux sont à la fois liés aux fonctions de stockage transversal, longitudinal et de transfert. La fonction de

stockage longitudinal est occasionnelle. La fonction de stockage transversal et la fonction de transfert interviennent, pour la première, sur les dynamiques saisonnières, pour la seconde, sur les dynamiques événementielles. Au-delà de ces fonctions hydrologiques, les flux dépendent essentiellement des conditions agronomiques et hydrologiques amont et de la continuité spatiale entre le versant et la zone humide.

La cinétique des processus biogéochimiques met en jeu essentiellement la fonction de transfert. En effet, l'importance de la dénitrification dépend de deux facteurs contradictoires : le temps de résidence, qui doit être assez long pour permettre l'établissement de conditions réductrices (quelques jours), et la connectivité des flux, qui permet le renouvellement des nitrates dans des sites dénitrifiants. Ceci peut être obtenu par l'alternance de conditions de flux circulants et oxygénés, en crue, et de conditions de plus en plus stagnantes, hors crue. Il est ainsi nécessaire d'avoir dans le temps l'alternance de certaines conditions hydrologiques impliquant un renouvellement de l'eau de la zone humide par son évacuation régulière. Ce sont des conditions climatiques de moyenne fréquence correspondant à des crues fréquentes, régulières et modérées. Dans l'espace, ces conditions d'alternance sont les plus favorables dans la frange de pourtour de la zone humide. Les processus de dénitrification s'exprimeront donc mieux sous certaines conditions hydrologiques, tant dans le temps que dans l'espace. Cet aspect cinétique peut, en première approche, n'être basé que sur une délimitation des zones humides effectives, c'est-à-dire prenant en compte les dynamiques spatiales et temporelles de l'extension de la zone humide en fonction des dynamiques climatiques.

La géométrie des écoulements met en jeu la fonction de transfert. Elle doit être considérée dans ses dimensions verticales et latérales. Dans une dimension verticale, il s'agit principalement d'identifier les flux susceptibles de subir une dénitrification hétérotrophe liée à une activité biologique essentiellement localisée dans les horizons organiques superficiels (Curmi et al., 1998). Les flux à travers la couche superficielle biologiquement active pour la fonction « puits d'azote » sont ainsi essentiels. Ils sont souvent plus importants, plus rapides qu'en profondeur du fait d'une conductivité hydraulique plus élevée dans les horizons de surface. En profondeur, on peut également considérer des flux dénitrifiés (dénitrification autotrophe liée à la présence de pyrite,...). Latéralement, il s'agit principalement d'analyser l'hétérogénéité spatiale des écoulements et la continuité entre le versant, la zone humide et le ruisseau. On rejoint là l'aspect cinétique mis en avant précédemment. Dans la réalité, la zone humide est souvent une juxtaposition de zones réduites, mais isolées du versant ou de la rivière, où l'eau ne transite pas, et de zones oxydées où l'eau transite rapidement. Cette géométrie des écoulements ne peut être abordée que par la définition des zones humides efficaces et donc par une approche de terrain et des mesures extrêmement détaillées dans l'espace. Toutefois, l'approche phytosociologique, un peu plus légère, peut fournir de précieux renseignements en délimitant les zones d'hydropériodes et de niveaux trophiques différents.

CONCLUSION

Les zones humides sont des zones d'interface entre le versant et la rivière. Elles ont des fonctions hydrologiques propres, fonctions de stockage longitudinal et transversal, fonction de transfert de l'eau. Ces fonctions sont très liées à l'extension relative des zones humides par rapport au bassin versant, à l'hétérogénéité de ces zones et à leur connexion aux deux interfaces. Le fonctionnement des zones humides dans les bassins versants d'ordre 1 à 3 apparaît en premier lieu lié au fonctionnement général du bassin versant. La classification proposée vise ensuite à distinguer trois niveaux d'approche, de précision de plus en plus grande mais de méthodologie de plus en plus lourde à partir des notions de zones humides potentielles, caractérisées par des indicateurs géographiques, de zones humides effectives, caractérisées par la dynamique des états hydriques du bassin versant et de zones humides efficaces, objet d'observations et de modélisations permettant d'identifier leur fonctionnement interne et leur connectivité aux interfaces.

Tableau 3. Typologie sur les deux sites de bassins versants du Don et de Kervidy-Naizin.

		Bassin versant de Kervidy-Naizin (56)	Bassin versant du Don (44)
		5 km ² , Ordre 1 – 2 Relation Versant / Zone Humide	34 km ² , Ordre 3 Relation Zone humide / Réseau hydrographique
Zone Humide Potentielle		Indices topographiques Prédiction des surfaces et non des localisations	Analyse topographique simple
Zone Humide Effective		Etat hydrique du bassin versant Carte des sols, Radar, Relevés de terrain Hétérogénéité forte et dynamique par agrégation	Etat hydrique du bassin versant Carte des sols, Relevés de terrain Piézométrie
Zone Humide Efficace	Fonction de Transfert 1.Ruissellement 2.Nappe Zone Humide 3.Nappe versant 4.Réseau hydrographique 5.Nappe profonde	Vitesse de transfert : m/j Temps de résidence : de quelques jours à quelques dizaines de jours Contrôle des flux : gradient (2) si nappe non affleurante gradient (3) si nappe affleurante Bilan de l'eau : En crue : 1 = 10-25% ; 2 = 10-30% ; 3 = 40 – 80% Hors crue : 2+3 = 70 – 90% ; 5 = 10 – 30%	Vitesse de transfert : 0,05 à 0,5 m/jour Temps de résidence dans le sol : 1 à 6 mois Débordement : période de retour annuel Temps de résidence des eaux de débordement : 1 à 5 j Stockage longitudinal : en crue débordante, 30 % du volume stocké en lit mineur
	Fonction de Stockage Transversal	Extension relative de la Zone humide Variations linéaires si topographie linéaire Limites fixes si discontinuité topographique (concavité) ou anthropique (fossé, haie)	
	Fonction de Stockage Longitudinal		Vitesse de transfert : 0,5 à 1 m/s Temps de résidence : 0,5 à 3 jours

Dans la pratique, seules les définitions de zones humides potentielles ou effectives sont facilement réalisables. Elles permettent une délimitation des zones humides et non une appréciation de leur fonctionnement interne. Cette délimitation est importante car elle permet une estimation des surfaces concernées et de leur variabilité régionale, notamment à des fins de conservation ou d'aménagement. Pour être généralisée, ces estimations doivent cependant être calibrées par des observations de terrain selon les contextes géologiques et climatiques. Ces approches de délimitation ne permettent cependant pas un couplage direct avec d'autres types de fonctionnalités telles que le pouvoir épurateur. En effet l'hétérogénéité des écoulements dans la zone humide et le degré de connexions avec les interfaces a un rôle majeur qui ne peut être évalué que par des observations et des mesures relayées par des modélisations. En effet si les zones humides sont souvent considérées comme des zones épuratrices, cette potentialité ne s'exprime que sous certaines conditions hydrologiques impliquant une évacuation régulière dans le temps et uniforme dans l'espace d'une eau dénitrifiée au cours des crues qu'il est difficile de vérifier. Ces conditions correspondent à des flux superficiels relativement importants, une homogénéité latérale des écoulements et des conditions climatiques de moyenne fréquence. Ces conditions hydrologiques limitent le rôle épurateur effectif des zones humides, qui apparaît souvent en deçà des potentialités biogéochimiques du milieu, bien que les flux en interaction avec la zone humide soient globalement importants dans le bilan hydrologique.

La modification des aménagements et des usages de ces zones a des implications sur les fonctionnalités des zones humides, tantôt les court-circuitant (fossés, drains agricoles,...) ou les déconnectant du versant (haie), tantôt favorisant et ralentissant les écoulements superficiels (drainage contrôlé, fossé d'amenée d'eau,...). La typologie doit permettre de mieux analyser l'incidence de ces modifications en fournissant :

- une base de dialogue entre spécialistes de différentes disciplines ayant chacun une approche spécifique des zones humides. Cette base est fondée sur l'analyse des fonctions hydrologiques des zones humides, celles-ci jouant un rôle majeur sur l'ensemble des fonctions des zones humides ;
- une base de négociation avec les différents utilisateurs de l'espace qui peuvent par cette typologie mieux identifier les outils à mettre en œuvre et les conséquences de leur choix d'aménagement et de conservation des zones humides.

Tableau 4. Fonctions hydrologiques et pouvoir épurateur des Zones Humides. Application au cas des processus de dénitrification.

Importance des flux	Cinétique des processus géochimiques	Géométrie des Ecoulements
Dynamique de la nappe de versant Continuité Versant / Zone Humide	Alternance d'apports d'azote et de conditions anaérobies Cinétiques redox Temps de résidence de l'eau	Flux superficiels importants Continuité et homogénéité des écoulements dans la Zone Humide
Surface relative de l'aire contributive à l'aire de la zone humide Discontinuités topographiques ou anthropiques (haie, fossés,...)	Linéaire d'interface Versant / Zone Humide	Répartition flux superficiels et profonds Hétérogénéité latérale des écoulements

BIBLIOGRAPHIE

- Aït Saadi L., 1998, Transfert de crues sur de petits bassins versants agricoles : évaluation de la capacité de stockage d'une zone humide de bas fond, Mémoire de DEA Hydrologie / Hydrogéologie, UPMC Paris VI, ENSMP, ENGREF, Cemagref (DEAN, C. Kao)
- Band R.C., 1986. Topographic partition of watersheds with digital elevation models. *Water Resour. Res.*, 22, 256-534.
- Bidois J., 1999. Aménagement de zones humides ripariennes pour la reconquête de la qualité de l'eau : expérimentation et modélisation. Doctorat de l' Université de Rennes1.
- Brun C., Bernard D., Vidal-Madjar D., Gascuel-Oudou C., Mérot P., Duchesne J. et Nicolas H., 1990. Mapping saturated areas with an helicopter borne C band scatterometer. *Water Resour. Res.*, 26, 945-955.
- Chaplot V., 1998. Organisation spatiale des sols hydromorphes de fonds de vallée. Modélisation prédictive de leur distribution. Thèse de l'ENSAR, 280p.
- Cheverry C., 1998. Agriculture intensive et qualité des eaux. INRA Editions, 297p.
- Clément B. et Touffet J., 1996. Quelques facteurs de la biodiversité végétale dans les prairies humides des corridors fluviaux. *Coll. Phytos*, 15, 317-347.
- Crave A. et Gascuel-Oudou C., 1996. The influence of topography on space and time distribution of soil water content. *Hydrol. processes.*, 11, 203-210.
- Curmi P., Durand P., Gascuel-Oudou C., Mérot P., Walter C. et Taha J.M., 1998. Hydromorphic soils, hydrology and water quality: spatial distribution and functional modelling at different scales. *Nutrient cycling in agroecosystems*, 50, 127-142.
- Durand P. et Torres J.L., 1996. Solute transfer in agricultural catchments: the interest and limits of mixing models. *J. Hydrol.*, 181, 1-22.
- Caubel-Forget V. et Grimaldi C., 1999. Fonctionnement hydrique et géochimique du talus de ceinture de bas-fond : conséquences sur le transfert et le devenir des nitrates. In "Bois et forêts des agriculteurs", Ed. Cemagref, Actes de colloque, 169-189, 346p.
- Gascuel-Oudou C., Branchard J.P. et Mérot P., 1983. Essai de caractérisation globale et de modélisation du fonctionnement hydrique d'un petit bassin versant. *Bull. AFES*, 1, 3-15.
- Gascuel-Oudou C., Mérot P., Hallaire V. et Robin P., 1996. Structure des zones contributives de bas-fonds : modélisation et validation expérimentale. INRA Editions, Les colloques 'Etude des phénomènes spatiaux', La Rochelle, déc. 1995, 78, 201-213.
- Gascuel-Oudou C., Mérot P., Crave A., Gineste P., Taha A. et Zhang Z., 1998. Les zones contributives de fonds de vallée : localisation, structure et fonctionnement hydrodynamique. In *Agriculture intensive et qualité des eaux*. INRA Editions, 129-141.
- Kliewer B.A., Gilliam, J.W., 1995. Water table management effects on denitrification and nitrous oxide evolution. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 59, 1694-1701.
- Mérot P., Crave A., Gascuel-Oudou C. et Louhala S., 1994. Effect of saturated areas on backscattering coefficient of the ERS1 SAR : first results. *Water Res. Res.*, 30,2, 175-179.
- Mérot P. et Bruneau P., 1993. Sensitivity of bocage landscape to surface runoff: application of the Beven index. *Hydrol. Processes*, 7, 167-176.
- Molénat J., 1999. Rôle de la nappe sur les transferts d'eau et de nitrate dans un bassin versant agricole : Etude expérimentale et modélisation. Doctorat de l'Université de Rennes
- Normand M., Loumagne C., Cognard A. L., Otlé C., Taconet O. et Vidal-Madjar D., 1996. Observation et prise en compte de l'état hydrique des sols en hydrologie : une étude sur des bassins versants bretons. In *Hydrologie des pays celtiques*, Rennes France 8-11 Juillet 96 . Ed. INRA, les colloques, 79, 135-148.
- O'Loughlin E., 1986. Saturation regions in catchments and their relations to soil and topographic properties. *J of hydrology*, 53, 229-246.
- Regimbeau C., 1999. Typologies et fonctionnement de zones humides de fonds de vallées en Ille et Vilaine (Bretagne). Thèse de l'Université de Rennes 1, 213p.

Résultats de la recherche pouvant faire l'objet de valorisation

Il est difficile d'extraire du programme les résultats pouvant faire l'objet de valorisation, dans la mesure où l'ensemble du projet a été orienté vers des objectifs finalisés. Les possibilités de valorisation dépendent cependant des différents thèmes abordés où le niveau de connaissance initiale était très hétérogène.

Nous renvoyons plutôt aux différents chapitres, à partir du tableau suivant :

Thème	Valorisation
Thème 1 : Caractérisation et fonctionnement hydrologique : 1 - Approches de modélisation pour estimer la dynamique spatio-temporelle des zones humides de fonds de vallée et leur rôle de contrôle hydrologique.	modèles de fonctionnement de zones humides <ul style="list-style-type: none"> - à l'échelle du bassin versant (fonctionnement général) - et à l'échelle de la zone humide (contrôle dynamique des crues)
Thème 2 : Caractérisation et fonctionnement pédologique	modèles de distribution des zones humides; rôle de la géomorphologie rôle de la géologie dans la distribution régionale des zones humides
Thème 3 : Caractérisation et fonctionnement géochimique 3.a Zones humides et régulation des flux d'azote	validation des hypothèses fonctionnelles sur les zones humides mise au point d'indicateurs et de modèles d'évaluation fonctionnelle
3 b Les éléments métalliques en trace (ETM) dans les zones humides	premiers résultats et références
3 c Devenir des pesticides dans les zones humides de fonds de vallée,	premiers résultats et références
Thème 4 : Caractérisation et fonctionnement biologique : 4 Impact des apports diffus sur la biodiversité des zones humides de fonds de vallée.	éléments critiques sur les critères de conservation des zones humides
Thème 5 Relations entre les activités agricoles et l'utilisation des zones humides de fond de vallée	proposition d'une méthode d'analyse en fonction de l'usage
Thème 6 : Apport de la télédétection à l'inventaire des zones humides de fond de vallée	utilisation opérationnelle de capteurs connus et tests de nouveaux capteurs
Thème 7 : Vers une typologie fonctionnelle des zones humides de fonds de vallée.	proposition de typologie appliquée à différentes situations

Valorisation

Publications réalisées en totalité ou pro parte dans le cadre de Ty-Fon.

Articles

- Baudry, J. (1999). Research on agricultural landscapes: setting up research sites and constructing patterns. *Agrarian landscapes with linear features. An exchange of interdisciplinary research experiences between France and Denmark*. C. H. Jacobsen, C. Thenail & K. Nilsson, Eds. Hoersholm, Danish Forest and Landscape Research Institute: 87-102.
- Chaplot V., Walter C., & Curmi P., 1999 - Arguments cartographiques en faveur du rôle de la tectonique récente sur la distribution régionale des sols du Massif armoricain. *C.R. Acad. Sci. Paris*, t. 329, 487-493
- Chaplot, V., Bernoux, M., Walter, C., Curmi, P., and Herpin, U., 2001 - Soil carbon storage prediction in temperate hydromorphic soils by using morphologic index and Digital Elevation Model. *Soil Science*, (sous presse, publication en 2001)
- Chaplot, V., Curmi, P., Hollier-Larousse, A., Pellerin, J. & Walter, C., 1997 - The interest of geophysical methods for locating hydromorphic horizons in acid pedological systems. In R.S. Bell (ed.), *Symposium on the Application of Geophysics to Engineering & Environmental Problems*, March 23-26, 1997, Reno, Nevada, USA. Environmental and Engineering Geophysical Society (Pub.), 231-240.
- Chaplot, V., Curmi, P., Walter, C., Bernoux, M., 2000d - Analyse de cartes pédologiques pour identifier le rôle du régime tectonique sur la répartition régionale de la perméabilité des altérites. *C.R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la Terre et des planètes*, 330, 479-483
- Chaplot, V., Walter, C., & Curmi, P., 1998 - Modelling soil spatial distribution: sensitivity to DEM resolutions and pedological data availability. *16ième Congrès Mondial de Science du Sol, Montpellier, 20-26 août 1998*, 7p.
- Chaplot, V., Walter, C., & Curmi, P., 1998 - Sensitivity of a quantitative soil -landscape model to the precision of topographical input parameters. *3ième symposium sur la précision spatiale, Université de Laval, Québec, 20-22 mai 1998*, 7p.
- Chaplot, V., Walter, C., & Curmi, P., 1999b – Chapter 10 : Sensitivity of a Quantitative Soil - Landscape Model to the Precision of Topographical Input Parameters. In Kim Lowell (Ed) « *Spatial Accuracy Assesment : Land Information Uncertainty in Natural Resources* », 3^{ième} symposium sur la précision spatiale, Université de Laval, Québec, 20-22 mai 1998, Sleeping Bear Press Pub., Michigan, 89-95
- Chaplot, V., Walter, C., & Curmi, P., 2000c - Improving soil hydromorphy prediction according to DEM resolution and available pedological data. *Geoderma*, 97, 405-422
- Chaplot, V., Walter, C., Curmi, P., & Grimaldi C., 2000e - Caractères d'hydromorphie et variabilité temporelle de la présence de Fe(II) dans les couvertures pédologiques du Massif armoricain. Exemple de deux toposéquences sur granite et sur schiste. *C.R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la Terre et des planètes*, t. 330, 125-132
- Chaplot, V., Walter, C., Curmi, P., and Hollier-Larousse, A., 2000a– Mapping field-scale hydromorphic horizons using Radio-MT electrical resistivity. *Geoderma*, (accepté)
- Chaplot, V., Walter, C., Curmi, P., and Hollier-Larousse, A., 2000b – The use of auxiliary geophysical data to improve a soil-landscape model. *Soil Science*, (sous presse, publication en 2000)

- Charnay M.-P., Bataillard P., Benoit P. and E. Barriuso , Effect of redox potential on organic pollutant biodegradation in soil. 2000 (soumis à *Biology and Fertility of soils*)
- Curmi, P., & Widiatmaka, S., 1998 - Soil distribution model in the loamy cover of the Armorican Massif (France): role and origin of hydromorphy. *16ième Congrès Mondial de Science du Sol, Montpellier, 20-26 août 1998, 7p.*
- Curmi, P., Walter, C., Hollier-Larousse, A., Chaplot, V., Esnault, S., 1999 – Performances comparées de stratégies d'échantillonnage des sols fondées sur une stratification géophysique préalable par RMT. *2^{ième} Colloque « Géophysique des sols et des formations superficielles (GEOF CAN) », Orléans, France, 21-22 septembre 1999.* (soumis)
- Gascuel-Oudoux C., P. Durand, C. Kao, P. Merot. 2000 A hydrological typology of small riparian wetlands., C.R. du Millenium Wetland Event, 6 th International Wetland Congress
- Grimaldi C., Chaplot V., 2000 - Nitrate depletion during within-stream transport: effects of exchange processes between streamwater, the hyporheic and riparian zones. *Water, Air and Soil Pollution*, 124, n°1-2. (sous presse).
- Grimaldi, C., & Chaplot, V., - Evolution longitudinale des teneurs en nitrate de petits cours d'eau. Influence des échanges entre ruisseau et zone hyporhéique en période d'étiage. Soumis à *Journal of Environmental Quality*
- Hallaire, V., Curmi, P., Zida, M., & Grimaldi, M., 1998 - Pore morphology related to water transfers in saturated and near saturated conditions. *16ième Congrès Mondial de Science du Sol, Montpellier, 20-26 août 1998, 7p.*
- Marchand J.P., E. Pivette, L. Hubert-Moy 1998. « Du palus à Spot, les délimitations des zones humides » in LE LOUARN P. (dir), *Zones humides et droit*, Paris, SNFPT - Economica, 1999, p. 150 à 162.
- Pivette E. « Contribution à l'approche systémique des paysages de zones humides » 11-12 février 1999, 4^{ème} rencontres Théo Quant, Besançon (accepté, à paraître).
- Trolard F. et Sparks R. 1998. Summary of the session poster of the 6^o symposium « Dynamics of inorganic compounds, including inorganic pollutants, in the soil system ». In : *16th World Congress of Soil Science proceedings*, Montpellier, France.
- Van Es, J. ; J.M. Paillisson et F. Burel, 1998. Impact de l'eutrophisation de la végétation des zones humides de fonds de vallées sur la biodiversité des rhopalocères (Lépidoptera). Soumis à *Vie et Milieu*.
- Walter, C., Chaplot, C., Curmi, P., 1999 – Uncertainty analysis of soil modeling in bottomland wetlands. *3rd Conference of the Working Group on Pedometrics of the international Union of Soil Science*, Sydney, September 27-29, 1999 (soumis)
- Zida, M., Curmi, P., Hallaire, V., & Grimaldi, M., 1998 - Soil water dynamics on a hillslope transect (France) during rainfall: has soil cover structure an effect? *16ième Congrès Mondial de Science du Sol, Montpellier, 20-26 août 1998, 7p.*

Thèses

- Bidois J. 1999. Aménagement de zones humides ripariennes pour la reconquête de la qualité de l'eau: expérimentation et modélisation. Thèse de doctorat de l'université de Rennes I. 214 pages.
- Chaplot, V., 1998 - Organisation spatiale des sols hydromorphes de fonds de vallée. Modélisation prédictive de leur distribution. *Thèse ENSA, Rennes, Sciences de l'Environnement*, 251 p.
- Clément J.C. 2001. Evaluation des facteurs biologiques régulant les capacités tampons des ripisylvles vis à vis des pollutions azotées diffuses. Thèse de doctorat en cours.

- Molénat, 1999. Rôle de la nappe sur les transferts d'eau et de nitrate dans un bassin versant agricole. Etude expérimentale et modélisation. Thèse de doctorat de l'université de Rennes 1.
- Ouin A. Thèse en cours
- Regimbeau C. 1999. Typologies et fonctionnement des zones humides de fond de vallée en Ille & Vilaine (Bretagne). Thèse de doctorat de l'Université de Rennes I. 213 pages.
- Zida, M., 1998 - Structure et fonctionnement hydrique d'un système pédologique armoricain (France). Rôle de l'organisation interne des horizons et de leur agencement. *Thèse ENSA, Rennes, Sciences de l'Environnement*, 164 p. + annexes

Mémoire d'étudiants

- Adamiade, V. C., 1998 - Caractérisation hydrodynamique de la semelle de labour dans le domaine proche de la saturation dans les sols limoneux du Massif armoricain, Bretagne. *Stage TEMPUS, INMH et Université Technique de Construction, Bucarest*, 77 p. + annexes
- Aït Saadi L., 1998, Transfert de crues sur de petits bassins versants agricoles : évaluation de la capacité de stockage d'une zone humide de bas fond, Mémoire de DEA Hydrologie / Hydrogéologie, UPMC Paris VI, ENSMP, ENGREF, Cemagref (DEAN, C. Kao)
- Bataillard P. Dégradation des pesticides en conditions anaérobies. 1998 – - DEA Fonctionnement Physique, Chimique et Biologique de la Biosphère Continentale
- Berthelot, N. (1997). Organisation spatiale des bassins versants agricoles: mise en relation des structures spatiales avec les flux de nutriments. DEA "Environnement, Temps, Espaces, Sociétés. INRA, SAD-Armorique. Paris, Rennes: 31 31.
- Boyer G. Etude de la rétention des pesticides par les sols en fonction des conditions d'oxydo-réduction : mise au point d'un dispositif expérimental de contrôle du potentiel d'oxydo-réduction. 1997 Rapport de stage BTS Anabiotec
- Clément , J. C. (1997). Effets de l'occupation des sols des zones humides de fonds de vallée sur le recyclage de l'azote et leur capacité tampon. rapport bibliographique. Rennes, Orléans, DEA "Environnement, Temps, Espaces, Sociétés. INRA, SAD-Armorique, CNRS ECOBIO.
- Dioum, O., 2000. Dynamique des nappes superficielles et leur rôle dans la contamination des eaux par les pesticides.
- Esneault, S., 1998 - Utilisation des outils géophysiques pour une aide à l'analyse structurale des sols. *DESS Environnement - Sol – Eaux continentales et marines, Univ. Caen*, 85 p.
- Guiot E. Influence de la présence de nitrate sur la dégradation de l'atrazine et du pentachlorophénol en conditions réductrices. 1999 - - DEA Fonctionnement Physique, Chimique et Biologique de la Biosphère Continentale
- Turgie, J.-P. (1997). Usage des zones humides dans les exploitations agricoles : cas de deux bassins versant du département de la Manche. INRA, SAD-Armorique, Ecole Nationale d'Ingénieur des Travaux Agricoles de Bordeaux.

● Participations à des colloques et séminaires externes au PNRZH

- 16ième Congrès Mondial de Science du Sol, Montpellier, 20-26 août 1998, 7p.: Curmi, P., & Widiatmaka, S., 1998 - Soil distribution model in the loamy cover of the Armorican Massif (France): role and origin of hydromorphy.
- 16ième Congrès Mondial de Science du Sol, Montpellier, 20-26 août 1998, 7p.: Zida, M., Curmi, P., Hallaire, V., & Grimaldi, M., 1998 - Soil water dynamics on a hillslope transect (France) during rainfall: has soil cover structure an effect?

- 16ième Congrès Mondial de Science du Sol, Montpellier, 20-26 août 1998, 7p.*: Hallaire, V., Curmi, P., Zida, M., & Grimaldi, M., 1998 - Pore morphology related to water transfers in saturated and near saturated conditions.
- 16ième Congrès Mondial de Science du Sol, Montpellier, 20-26 août 1998, 7p.*: Chaplot, V., Walter, C., & Curmi, P., 1998 - Modelling soil spatial distribution: sensitivity to DEM resolutions and pedological data availability.
- 3rd Conference of the Working Group on Pedometrics of the international Union of Soil Science, Sydney, September 27-29, 1999* : Walter, C., Chaplot, C., Curmi, P., 1999c – Uncertainty analysis of soil modeling in bottomland wetlands.
- 4^{ème} rencontres Théo Quant, Besançon, Pivette E. Colloque Théo Quant « Contribution à l'approche systémique des paysages de zones humides » 11-12 février 1999* (voir liste publications).
- Biodépol'99, 26-27 Octobre 1999 – Rennes* : Charnay M.-P., Bataillard P., Benoit P. et Houot S. Etude de la dégradation de polluants organiques en conditions réductrices. Symposium Européen :
- Congrès de la Société Française de Microbiologie : Microbiologie Anaérobie, 5 – 6 Avril 2000 – Lyon* Charnay M.-P., Bataillard P., Jean-Jacques H. Efficacité de la microflore du sol à dégrader le 2,4-D et le pentachlorophénol en conditions réductrices.
- Millenium Wetland Event, 6 th International Wetland Congress (événement sur les terres humides).au Canada / Quebec du 4 / 8 / 2000 au 22 / 8 / 2000, Merot Ph., C. Gascuel-Odoux et P. Durand, et C.Kao, 2000 Typologie fonctionnelle des zones humides de fond de vallée en vue du contrôle de la pollution diffuse.,*
- Séminaire « Eau et Bassin versant » (20 janvier 99 à Rennes) : Intervention de Pivette E. sur le thème « Approche des zones humides par télédétection ». 3^{ème} séminaire de l'UMR 6554 (Compte-rendu dans la lettre de l'UMR, ed. J.P. CORLAY).*
- Snowmass, Colorado, Etats-Unis, 1999 Congrès mondial d'écologie du paysage* Baudry, J., G. Pinay, J. C. Clément, O. Troccaz, V. Forget & C. Grimaldi. *Landscape structure and nitrogen fluxes in western France farming environment.*
- Soil. International Conference : Groundwater 2000, 6- 8 June 2000 – Danemark* : Charnay M.-P., Bataillard P., Benoit P., Barriuso E. Effect of soil redox conditions on the biodegradation of three organic pollutants (2.4-D, atrazine, pentachlorophenol)
- Third International Symposium on Environmental Aspects on Pesticide Microbiology, 22 – 25 July 2000- Germany* : Charnay M.-P., Bataillard P., Benoit P., Barriuso E. Effect of redox potential on organic pollutant biodegradation in soil.

Actions de transfert

Les travaux réalisés dans le cadre de Ty-Fon servent de support :

- aux formations continues organisées sur rôle de l'aménagement sur la qualité des eaux
 - à l'ENSA de Rennes
 - à l'ENGREF de Clermont-Ferrand
 - au CRPO (centre régional de perfectionnement de l'Ouest, dépendant des chambres d'agriculture)
- aux interventions à titre d'expert
 - dans le cadre des programme d'action de Bretagne Eau Pure II
 - dans l'instance de partenariat de l'Ile et Vilaine sur l'aménagement foncier (instance associant, Chambre d'agriculture, Conseil Général 35, Eau et Rivières, Etat, représentant des Bureau d'études)
 - dans le cadre du SAGE Vilaine.
- à des actions pilotes engagées notamment avec la Générale des eaux.
- à des programmes de recherche appliquées sur le rôle épurateur de zones humide (zone humide de la Rousselière, SYMEVAL).