



HAL
open science

Agriculture et pollution de l'eau : modélisation des processus et analyse des dynamiques territoriales

François Laurent

► **To cite this version:**

François Laurent. Agriculture et pollution de l'eau : modélisation des processus et analyse des dynamiques territoriales. Sciences de l'environnement. Université du Maine, 2012. tel-00773259

HAL Id: tel-00773259

<https://theses.hal.science/tel-00773259v1>

Submitted on 12 Jan 2013

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Université du Maine

Habilitation à Diriger des Recherches

Présentée par

François LAURENT

Maître de Conférences en Géographie

UMR ESO (Espaces et Sociétés)

Université du Maine

Volume

Position et projet scientifique

Agriculture et pollution de l'eau : modélisation des processus et analyse des dynamiques territoriales

Dossier soutenu le 29 novembre 2012 devant le jury composé de :

Gilles BILLEN, directeur de recherche au CNRS, Sisyphe, Rapporteur

Jeannine CORBONNOIS, professeur à l'université du Maine, ESO, Directrice, Rapporteur

Christophe CUDENNEC, professeur à Agro Campus Ouest, INRA SAS, Examineur

Daniel DELAHAYE, professeur à l'université de Caen, LETG, Rapporteur

Vincent DUBREUIL, professeur à l'université de Rennes 2, LETG, Examineur

Christine MARGETIC, professeur à l'université de Nantes, ESO, Examinatrice

SOMMAIRE

Itinéraire de recherche	5
1. Travaux de DEA et de thèse	5
2. Intégration à l'université du Maine et à l'UMR ESO	7
3. Animation et contribution à des projets de recherche	10
4. Co-encadrements de thèses	22
6. Positionnement épistémologique et méthodologique	29
Synthèse des travaux : introduction	35
1^{ère} partie : Agriculture, pollution et gestion de l'eau	37
1. Ampleur de la pollution d'origine agricole en France	38
1. L'intensification de l'agriculture en France et ses conséquences sur les ressources en eau	38
2. Les techniques agro-environnementales et leur efficacité sur la qualité de l'eau	43
3. Pollutions agricoles et politiques territoriales à l'échelle de bassins en France	48
4. Etude de cas : le Rochereau	50
5. Etude du cas : l'Oudon	56
6. Conclusion sur les pollutions agricoles à l'échelle de bassins versants en France	69
2. La problématique agriculture – environnement au sud du Brésil	71
1. Le bassin versant de l'Ibicuí	72
2. Les enjeux environnementaux sur le bassin de l'Ibicuí	76
3. Le comité de bassin de l'Ibicuí : une forte participation mais un manque de moyens	79
4. Conclusion sur la relation agriculture – environnement dans le Sud du Brésil	81
3. La place de l'agriculture familiale dans la gestion de l'eau : le cas du Sertão semi-aride brésilien	82
1. Le Nordeste du Brésil : sous-développement, inégalités sociales et ressources en eau	83
2. L'alimentation en eau de Campina Grande	86
3. Le conflit pour l'usage de l'eau du canal da Redenção dans le Sertão	90
4. Un système de production intégrant les services écologiques : l'agriculture de conservation	94
1. Les principes de l'agriculture de conservation	96
2. L'agriculture de conservation au Brésil	98
3. L'agriculture de conservation en France	107
Conclusion de la 1^{ère} partie	113
2^{ème} partie : Méthodologies	115
1. Présentation des bassins, objets de la modélisation des pollutions	115
1. Moine	116
2. Rochereau	117
3. Oudon	118
2. Cartographie des propriétés hydriques des sols et vulnérabilité des sols au transfert de polluants	120
1. Sondages à la tarière et profils pédologiques	121
2. Estimation de propriétés hydriques des sols	122
3. Cartographie des propriétés des sols	123
4. Analyse de sensibilité à la densité des sondages	127
3. Modélisation agro-hydrologique distribuée des pollutions agricoles	129
1. Choix opérés en matière de modélisation	129
2. Présentation du modèle SWAT	130
3. Mise en œuvre du modèle SWAT sur les bassins tests	134
4. Calibration et validation du modèle	138
5. Résultats de la modélisation	139
6. Analyse de sensibilité du modèle à la qualité des données	146
7. Analyse comparée du modèle SWAT et d'un indicateur d'émission polluante	152
9. Conclusion sur l'application de SWAT pour des problématiques de pollution agricole	158

4. Modélisation hydrologique de la sensibilité à la variabilité climatique d'un grand bassin en Afrique soudano-sahélienne	162
1. Zone d'étude	162
2. Données	163
3. Calage et validation	167
4. Résultats	167
5. Discussion et conclusion	171
<i>Perspectives</i>	173
1. La séquestration du carbone par l'agriculture	174
2. Les services écologiques dans le biome de la Pampa	178
<i>Conclusion</i>	183
<i>Bibliographie</i>	185

Synthèse des travaux : introduction

La synthèse est organisée en deux parties. La première est consacrée à l'intégration des enjeux agricoles dans la gestion de bassins versants et aux pratiques agro-environnementales en France et au Brésil. En France, nous nous intéressons aux pollutions agricoles, à leur régulation et à l'appropriation des pratiques agro-environnementales par les agriculteurs. Au Brésil, nous analysons la participation des agriculteurs à la gestion des bassins versants pour le partage de la ressource et pour la réduction des impacts sur la qualité de l'eau. Un système de production intégrant mieux les services écologiques offerts par l'activité biologique du sol fait l'objet d'une analyse spécifique concernant ses intérêts écologiques et agronomiques et sa diffusion géographique. La seconde partie est consacrée à la modélisation hydrologique distribuée afin d'évaluer les facteurs de variabilité des flux d'eau et de polluants à l'échelle de bassins versants. Dans l'ouest de la France, le modèle est appliqué pour déterminer les conséquences des successions culturales et des pratiques qui y sont associées sur la qualité de l'eau de trois bassins versants. En Afrique soudano-sahélienne, le modèle est utilisé pour évaluer les conséquences de la variabilité climatique sur les écoulements de surface d'un grand bassin.

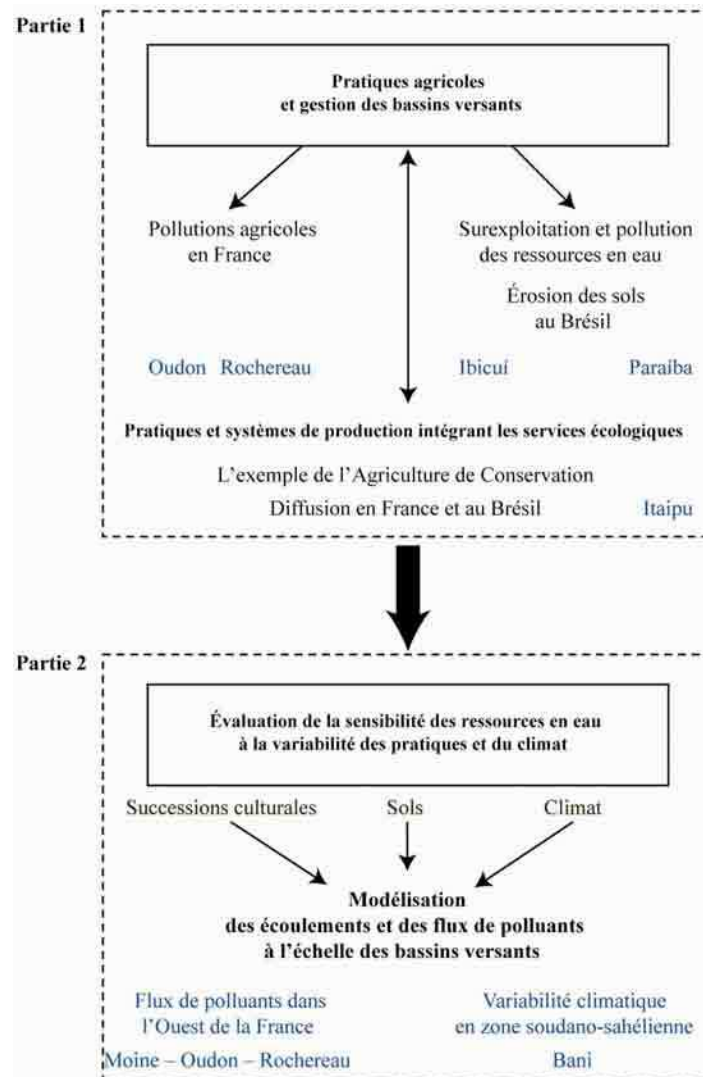


Figure 7 : Organisation de la synthèse des travaux

1^{ère} partie : Agriculture, pollution et gestion de l'eau

L'activité agricole modifie fortement la qualité et la dynamique de l'eau dans le milieu. Par la transformation du couvert végétal, le travail du sol, l'apport de fertilisants et de pesticides, l'agriculture altère le cycle de l'eau comme de ses composés. La croissance de la production agricole au moyen de l'agrochimie et de la mécanisation durant ces dernières décennies a entraîné des dégradations des sols et des eaux dans de nombreuses régions du monde. Ces dégradations varient en fonction des formes et du niveau d'intensification agricole et en fonction du contexte pédo-climatique.

Face à ces risques, souvent sous la pression de la société, les pouvoirs publics ont élaboré des politiques pour limiter les impacts négatifs de l'agriculture sur l'eau. Mais les réglementations nationales n'ont pas suffi à restaurer la qualité des ressources pour trois raisons majeures. Tout d'abord, l'impact de l'agriculture sur le milieu résulte de pratiques qui ne peuvent pas être systématiquement régies par des normes du fait de leur complexité et de la difficulté de leur contrôle par les pouvoirs publics. Par ailleurs, le retour à une qualité satisfaisant les usages humains passe par des mesures plus adaptées aux spécificités des territoires du fait de la diversité des activités agricoles, des contextes pédo-climatiques et des sociétés locales. Troisième raison, les agriculteurs n'ont pas adhéré dans leur majorité à la légitimité des actions environnementales, les risques sanitaires et écologiques ne sont pas pleinement admis et les solutions proposées ne leur paraissent pas forcément efficaces ou, pour le moins, sont considérées comme inadaptées à leurs contraintes de production (Soulard, 1999).

Cependant, depuis plusieurs années, des expériences sont conduites sur des bassins versants avec un engagement des agriculteurs. Des résultats ont été produits en matière d'évolution des pratiques agricoles. Par ailleurs, la lutte contre les pollutions a légitimé des remises en cause du modèle de production conventionnel dominant au sein même de la profession agricole et des groupes développent des modes de production alternatifs qui visent à mieux gérer le sol et les écosystèmes, ce qui a des conséquences positives sur la qualité de l'eau. Il semble donc particulièrement pertinent de comprendre d'une part les processus socio-politiques en cours, associant les agriculteurs dans des structures de gestion des bassins versants, et d'autre part d'identifier les démarches proactives en faveur de l'environnement, conçues par des groupements d'agriculteurs se revendiquant de modèles de production alternatifs.

Dans cette première partie, nous allons tout d'abord dresser un tableau des pollutions d'origine agricole en France, des processus d'émission et de transfert et des techniques agro-environnementales pour améliorer la qualité de l'eau. L'étude de deux bassins versants de l'ouest servira à mieux comprendre des processus territoriaux de réduction des pollutions agricoles. Dans un deuxième chapitre, nous analyserons la prise en compte de l'environnement dans le sud du Brésil, dans le biome de la Pampa, en nous intéressant aux représentations et aux actions des agriculteurs. Dans un troisième chapitre, l'étude de la gestion de l'eau en région semi-aride du Nordeste du Brésil révélera les tensions entre besoins urbains et besoins agricoles et les inégalités sociales dans le partage de la ressource. Le dernier chapitre de cette première partie portera sur un système de production alternatif, l'agriculture de conservation, avec ses impacts environnementaux et sa dynamique socio-territoriale en France et au Brésil.

1. Ampleur de la pollution d'origine agricole en France

En préalable, une présentation du contexte des pollutions d'origine agricole et des techniques pour les réduire nous paraît nécessaire pour situer nos recherches. Les dynamiques territoriales générées par la protection des ressources en eau seront ensuite analysées à l'échelle de deux bassins versants. Ces deux territoires ont été étudiés dans le cadre de projets de recherche. L'analyse résulte de l'exploitation de données et d'entretiens et de participation aux réunions des instances de gestion de l'eau et de réduction des pollutions d'origine agricole, elle est également le fruit d'une recherche de master que j'ai encadrée sur le bassin du Rochereau (Garon, 2005; Garon, 2006).

1. L'intensification de l'agriculture en France et ses conséquences sur les ressources en eau

La France a connu une révolution agricole sans précédent dans la seconde moitié du XX^{ème} siècle (Hervieu, 1993; Mazoyer, Roudart, 1997). Celle-ci a permis par exemple de quintupler les rendements en blé, de quadrupler la productivité des vaches laitières, de décupler la surface de travail de chaque agriculteur. Ce développement a été fondé sur la mécanisation, la sélection des variétés végétales et animales, l'achat d'aliments pour le bétail, l'emploi d'engrais de synthèse et de produits phytosanitaires. L'augmentation de la productivité a impliqué une spécialisation des exploitations, autrefois basées sur la polyculture et l'élevage, et a entraîné une spécialisation accrue des territoires ruraux dans certaines productions.

Sans revenir sur les conséquences sociales et économiques d'une telle évolution, les impacts sont considérables sur le plan environnemental. Cette forme de développement agricole a conduit à l'emploi massif de fertilisants et à concentrer l'élevage dans des régions spécialisées. Dans les systèmes de production prévalant auparavant, le cheptel était nourri par les fourrages et les céréales de l'exploitation et les déjections animales servaient à fertiliser en quasi-totalité les cultures et prairies de l'exploitation. Ce système en équilibre a été rompu par l'achat d'aliments pour bétail qui permet d'accroître la densité d'élevage et par l'achat d'engrais de synthèse. Ainsi, des espaces ruraux se trouvent aujourd'hui avec des densités d'élevage telles que les sols et les récoltes ne peuvent plus absorber tous les nutriments apportés par les déjections, le surplus est lessivé jusqu'aux nappes et rivières (ce qu'avaient déjà mis en évidence (Sebillotte, Meynard, 1990)). Parallèlement, d'autres régions orientées vers la céréaliculture voient la teneur en matière organique des sols fortement diminuer, ce qui les rend plus vulnérables à l'érosion et au lessivage et nécessite l'emploi de doses d'engrais plus importantes, également partiellement lessivées.

La croissance des pollutions des milieux aquatiques n'est pas seulement due à l'emploi d'engrais, aux déjections animales et aux traitements massifs. Elle a été aggravée par l'évolution de l'ensemble des systèmes de production et par le bouleversement des paysages ruraux qui s'en est suivi, augmentant notamment leur vulnérabilité. Le recours aux cultures fourragères comme le maïs, en substitution aux prairies, laisse le sol nu une grande partie de la période où l'écoulement est le plus intense (Thiébaud et al., 2001). La spécialisation en grandes cultures conduit au même résultat. Ainsi, les fertilisants et pesticides sont plus facilement lessivés ou transportés avec des particules du sol (Le Gall et al., 1997). Lorsque l'exploitation se spécialise dans certaines productions, les rotations plus courtes et moins diversifiées favorisent les invasions de parasites ou de plantes adventices, ce qui appelle un emploi accru de pesticides.

Par ailleurs, la mécanisation et l'agrandissement des exploitations nécessitent d'augmenter la surface des parcelles, ce qui a entraîné la réalisation de remembrements. Les parcelles

disséminées ont été regroupées, les sols assainis et des fossés créés pour évacuer les eaux en surplus. Ainsi, le remembrement, impulsé et financé par les pouvoirs publics des années 1960 aux années 1980, a favorisé la destruction des haies, l'arrachage des bosquets, l'arasement des talus, le drainage des zones humides et donc la disparition de ces « compartiments de rétention » (Leibowitz et al., 2000; Haag, Kaupenjohann, 2001) qui faisaient obstacle à la migration des polluants vers les cours d'eau (Haycock, Pinay, 1993; Billen, Garnier, 2000; Caubel, 2001). C'est ainsi les bassins versants dans leur ensemble qui sont devenus plus vulnérables à la pollution d'origine agricole.

Aujourd'hui, l'état qualitatif des ressources en eau en France est clairement dégradé par les pollutions d'origine agricole. Si les investissements dans la mise aux normes des bâtiments et des sièges d'exploitation ont permis de réduire les pollutions ponctuelles, il reste le problème plus épineux des pollutions diffuses qui proviennent du lessivage et de l'érosion de polluants dans les parcelles cultivées et pâturées. Les pollutions diffuses sont en effet difficiles à identifier et donc à maîtriser car elles concernent des espaces importants, aux contours imprécis et sont générées par des pratiques variées qui interfèrent de façon complexe avec le sol et les aléas météorologiques (Laurent, 2005). Les responsables potentiels sont nombreux à l'échelle du bassin versant d'un cours d'eau ou de la zone d'alimentation d'un puits ou d'un forage. Même si la pollution ne provient que de certains agriculteurs, ils sont difficiles à identifier car les pollutions dépendent de certains facteurs de production (type de culture, chargement animal à l'hectare...) mais aussi des façons de faire de chacun appelées « pratiques agricoles » (ensemble coordonné d'actions visant à la production agricole), ce qui contribue encore à entraver l'identification des responsabilités. Autre difficulté, la pollution ne peut être mesurée que bien en aval des lieux d'émission après un temps de transfert dans le milieu mal connu. Les responsabilités sont donc difficiles à cerner et l'effet des actions proposées pour réhabiliter la qualité des eaux reste incertain en matière de coût / efficacité, comme en matière de délai de réponse du milieu (Novotny, 1999; Mollard et al., 2000; Turpin et al., 2005; Grizzetti et al., 2011).

L'azote d'origine agricole

Le nitrate est la forme la plus stable de l'azote minéral dans le milieu naturel en conditions aérobies. Cet élément présente des risques pour la santé. Des études ont montré son caractère cancérigène (Gulis et al., 2002; Wolfe, Patz, 2002; Ward et al., 2005) alors que d'autres épidémiologistes réfutent ce lien (Apfelbaum, 1998; Powlson et al., 2008). Par ailleurs, l'azote induit une perturbation des écosystèmes aquatiques (Haag, Kaupenjohann, 2001; Powlson et al., 2008). Mais l'azote est un élément indispensable à la croissance des végétaux. Des apports d'azote sont nécessaires pour la plupart des cultures afin de maintenir des rendements satisfaisants.

L'azote est présent sous différentes formes dans le sol :

- L'azote minéral : nitrate (NO_3^-), nitrite (NO_2^-) et ammonium (NH_4^+) sont en phase aqueuse ou adsorbée. La forme minérale représente de l'ordre de 2 à 4 % de l'azote total du sol, c'est une forme soluble hautement lessivable ;
- L'azote organique est intégré dans les organismes (racines, microflore et microfaune) et dans la matière organique du sol. Il s'agit d'une forme de l'azote qui migre difficilement dans le milieu. Sa quantité dépend du type de sol et de la biomasse.

Des échanges entre ces formes minérales et organiques s'opèrent. L'azote minéral absorbé par les végétaux est ensuite intégré dans leurs tissus pour former de l'azote organique. A la mort des végétaux, l'azote organique est soit stabilisé dans la matière organique du sol, soit

minéralisé pour aboutir, en conditions normales, à du nitrate lessivable. La matière organique dite stable se minéralise lentement et alimente un flux d'azote minéral.

Les apports en azote ont pour but de compenser les exportations par les récoltes et les pertes par lessivage. Ils se font soit sous forme minérale (engrais minéraux), soit sous forme organique (fumiers et lisiers). Le risque de lessivage est important notamment lorsqu'une pluie efficace survient entre la date d'épandage et le prélèvement par les cultures. L'azote minéral est alors lessivé. Ce phénomène a également lieu lorsque les rendements n'atteignent pas le niveau espéré pour des raisons climatiques ou lorsque les parcelles sont surfertilisées. Il reste alors des reliquats d'azote minéral lessivable après la récolte. La dynamique de la minéralisation du stock organique (qui représente de l'ordre de 96 à 98 % de l'azote du sol) est par ailleurs sujette aux variations climatiques puisqu'elle est fonction des températures et de la teneur en eau. Conformément à ces phénomènes, les flux et les concentrations les plus importants en nitrates s'observent généralement en automne lorsqu'il fait doux, que les pluies sont efficaces et que les besoins des végétaux chutent. Plus la lame d'eau écoulée est importante, plus les flux sont élevés : les années humides sont donc des années de forte pollution nitratée. Le drainage des sols accroît le potentiel de lessivage de ceux-ci et conduit à une augmentation des flux de nitrates dans les eaux (Garwood et al., 1986; Gilliam, Skaggs, 1986; Arlot, 1999), d'autant qu'il « court-circuite » les zones tampons sur les rives (Billen, Garnier, 2000).

En milieu réducteur, dépourvu d'oxygène, le nitrate est transformé en azote gazeux, c'est le processus de dénitrification. Il a lieu dans les sols mal drainés où l'eau stagne et s'appauvrit en oxygène. C'est le cas de certains sols peu perméables (argileux) saturés en eau (Garwood et al., 1986; Dendooven et al., 1999; Rapon, Bordenave, 2001) ou de situations topographiques particulières de fonds de vallée où l'eau converge et sature le sol même lorsqu'il est perméable (Beven, Kirkby, 1979; Durand et al., 1995; Merot et al., 1995; Gascuel-Odoux et al., 1998; Caubel, 2001; Merot et al., 2003). Les marais et les forêts de rive sont des espaces qui sont donc particulièrement efficaces en termes de dénitrification.

Les régions les plus touchées par la pollution azotée sont celles d'élevage intensif à forte charge en azote organique due aux effluents animaux, celles de grandes cultures fortement fertilisées et celles où les ressources en eau sont superficielles ou de faible profondeur (zones de socle aux sous-sol peu perméable, nappes aquifères alluviales, nappes aquifères karstiques).

Le phosphore d'origine agricole

Longtemps sous-estimé comme polluant, cet élément est lui aussi à la base de la fertilisation des sols. Il est par ailleurs produit dans les déjections animales. Comme l'azote, il est un élément essentiel à la croissance végétale. Dans le milieu naturel, il est un facteur limitant car sa concentration est très faible. Il n'est pas néfaste pour la santé humaine mais induit un développement anormal d'algues dans les rivières ce qui réduit leurs qualités biologiques et piscicoles (Johnes, Hodgkinson, 1998). Le risque d'eutrophisation par le phosphore apparaît à de faibles doses pour des seuils voisins de 0,035 à 0,1 mg.l⁻¹ en phosphore total (Turner, Haygarth, 1999), alors que la valeur guide d'une eau brute pour la potabilisation est de 0,7 mg.l⁻¹.

Le phosphore épandu sur le sol par l'apport d'engrais de synthèse ou de déjections animales est rapidement adsorbé à la surface des argiles et de la matière organique (l'adsorption est une fixation électrostatique réversible). Contrairement au nitrate, il est peu lessivable mais stocké dans les premiers centimètres du sol à la surface de particules. Il contamine les cours d'eau lorsque les particules auxquelles il est attaché sont entraînées par érosion, une partie est ensuite stockée dans les sédiments. Ainsi, ce sont les sols vulnérables au ruissellement et à l'érosion qui « émettent » ce polluant (Catt et al., 1998). Des études ont montré que seule une

faible partie d'un bassin versant participait effectivement à la pollution des cours d'eau (Johnes, Hodgkinson, 1998; Haag, Kaupenjohann, 2001; Sharpley et al., 2011). Dans le temps, les pointes de pollution par le phosphore s'observent lors de pics de crue pour deux raisons : le phosphore adsorbé est alors érodé des sols par ruissellement et le phosphore contenu dans les sédiments au fond des cours d'eau est remis en suspension. Ainsi, sur un bassin versant américain, Gburek et al. (2000) ont mesuré que 90 % du phosphore est transporté lors des sept plus violents orages de l'année (Gburek et al., 2000). L'eutrophisation qui est l'une des conséquences les plus néfastes s'observe cependant en saison chaude lorsque sont réunis les autres facteurs favorables à la prolifération algale (ensoleillement et chaleur) (Billen et al., 1994; Gardner et al., 2002). Le drainage des sols agricoles, en diminuant le ruissellement, réduit nettement l'entraînement des particules de sol et des éléments fixés sur ces particules tels le phosphore et certaines molécules phytosanitaires (Skaggs et al., 1994; Catt et al., 1998). Sur le site expérimental de la Jaillière, en Loire-Atlantique, les mesures effectuées par Arvalis montrent des flux de phosphore dans les eaux de ruissellement en parcelle non drainée supérieurs de 80 % au total des flux en drainage et ruissellement de la parcelle drainée (Gillet, Dutertre, 2010).

La limitation des transferts entre les sols agricoles et les cours d'eau nécessite un raisonnement des pratiques, voire des choix cultureux, afin de réduire le ruissellement et l'érosion et d'éviter des apports de fertilisants en période humide. La limitation « à la source » des pollutions en phosphore agricole peut être techniquement réalisée en région de grande culture lorsque les apports sont effectués sous forme d'engrais de synthèse. En revanche, dans les régions d'élevage intensif, il convient de répartir voire de réduire la charge en phosphore organique ce qui est d'autant plus difficile que le rapport Azote/Phosphore dans les déjections (N/P compris entre 2 et 6) est inférieur au rapport N/P des besoins des cultures (de 7 à 11). Autrement dit, dans un système de fertilisation purement organique, en raisonnant correctement les apports en azote organique, l'agriculteur est conduit à apporter un excédent de phosphore organique. Les régions d'élevage intensif (notamment le nord-ouest de la France) sont ainsi affectées par une contamination des eaux de surface par le phosphore et par voie de conséquence connaissent une eutrophisation élevée en été et début d'automne.

L'épandage d'azote et de phosphore sur les sols agricoles ne se traduit pas immédiatement par une pollution des cours d'eau ou des nappes souterraines et inversement une réduction de leur usage n'entraîne pas une amélioration instantanée de la qualité des eaux. En effet, avant d'atteindre une ressource en eau ces éléments percolent à travers des sols ou sur les versants et sont stockés dans différents réservoirs, sous différentes formes plus ou moins stables (Bordenave et al., 1999; Viavattene, 2006).

Produits phytosanitaires

La France consomme 71 600 t.an⁻¹ de ces produits, appelés également pesticides répartis ainsi : 15 % pour les insecticides, 42 % pour les fongicides, 35 % pour les herbicides et 12 % pour d'autres produits (en 2006). 95 % de ces produits sont utilisés en agriculture (www.developpement-durable.gouv.fr, d'après l'Union des Industries de la Protection des Plantes – UIPP).

Ces produits sont très nombreux puisque plus de 900 substances actives ont été recensées en France. La toxicité est généralement élevée à de faibles doses pour beaucoup d'entre eux (Benachour, Seralini, 2008). Ils engendrent chez l'homme des problèmes respiratoires, génitaux, mutagènes, immunitaires, neurologiques, cardio-vasculaires et sont cancérigènes pour certains. Les effets à long terme restent encore méconnus. Dans le monde, il y a chaque année 1 million de personnes qui sont intoxiquées par les pesticides, 20 000 en meurent (Van

der Werf, 1996). Les écosystèmes souffrent de l'effet de ces produits. Les pesticides perturbent la microfaune et la microflore du sol et peuvent réduire sa fertilité (réduction du nombre de vers de terre). Les populations d'insectes baissent, les oiseaux sont touchés notamment par les semences traitées aux pesticides organochlorés. Les mammifères prédateurs souffrent particulièrement avec des dégénérescences des organes sexuels. Les poissons sont très atteints, les doses létales de nombreuses molécules sur les poissons sont voisines de $10 \mu\text{g.l}^{-1}$. Aux Etats-Unis, 6 à 14 millions en meurent chaque année (Van der Werf, 1996).

Les produits initiaux se décomposent en divers métabolites en fonction des micro-organismes présents dans le milieu, ces métabolites sont rarement mesurables car en quantités minimes. Ils peuvent présenter des risques tout aussi élevés pour la santé humaine ou pour les écosystèmes (Benachour, Seralini, 2008). La biodégradation n'est donc pas totale, si elle réduit la pollution, elle la diversifie par ailleurs.

La toxicité est évaluée lors d'une procédure européenne d'homologation des produits depuis 1991. En France, la norme pour l'eau potable distribuée est fixée à $0,1 \mu\text{g.l}^{-1}$ par substance et $0,5 \mu\text{g.l}^{-1}$ pour l'ensemble des substances phytosanitaires ; en eau brute (l'eau captée dans le milieu avant traitement), elle est respectivement de $2 \mu\text{g.l}^{-1}$ par substance et de $5 \mu\text{g.l}^{-1}$ toutes substances confondues. Van der Werf indique que seulement 0,3 % de la quantité déversée atteint sa cible, à savoir les végétaux, le reste part dans l'air, le sol ou l'eau (Van der Werf, 1996). Ainsi, jusqu'à 80 à 90 % des pesticides sont perdus dans l'atmosphère lors de la pulvérisation ou dans les quelques jours qui suivent (en fonction de la température et de la vitesse du vent). Moins de 3 % sont entraînés par les eaux. Néanmoins, la ressource en eau est facilement atteinte puisqu'à titre d'illustration, une lame drainante de 200 mm.an^{-1} lessivant 0,2 g de substance active par ha suffit à atteindre la limite de $0,1 \mu\text{g.l}^{-1}$. Les risques de transfert dans les eaux liés à la molécule sont généralement appréhendés par 2 paramètres (Schiavon, 1998) :

- Kd : coefficient d'adsorption de la molécule sur des particules du sol, moins il est élevé, plus le risque est important, en effet la majorité des transferts est faite sous forme dissoute, bien que lors d'événement érosifs, des particules du sol adsorbant des produits phytosanitaires peuvent contaminer une ressource d'eau superficielle. L'adsorption est réversible : la désorption des molécules entraîne une certaine rémanence de ces pollutions.
- DT50 : durée de demi-vie qui est le temps nécessaire pour que la moitié de la quantité initiale soit transformée. Il varie de quelques jours à quelques centaines de jours. Plus il est élevé, plus le risque est important.

La majeure partie des produits est entraînée dans l'eau durant les quelques semaines qui suivent le traitement. Les transferts sont liés aux événements pluvieux mais le pic de concentration n'est pas forcément simultané au pic de crue surtout en automne (Gouy et al., 1998; Gril et al., 1999). Les transferts n'ont lieu que lorsque ces pluies produisent un écoulement hors de la tranche de sol efficace pour retenir et dégrader les molécules. Pour les risques de contamination des eaux de surface, les quantités sont nulles ou très faibles si le ruissellement intervient plus de 2 mois après l'application. La concentration décroît exponentiellement avec le temps séparant l'application de l'évènement pluvieux intense et dépend des doses d'application et de la quantité contenue dans le volume de sol exploré par les eaux de ruissellement (Schiavon, 1998). C'est pourquoi la contamination des herbicides généralement appliqués entre la fin de l'automne et le début du printemps est plus importante que celle produite par les fongicides, d'utilisation globalement plus estivale (Gril et al., 1999). Par contre si une forte pluie suit l'application des produits, des concentrations très

élevées peuvent être observées : jusqu'à 1 900 $\mu\text{g.l}^{-1}$ d'atrazine dans des eaux de ruissellement (Schiavon, 1998).

Etant donné que les ruissellements sont des conditions d'écoulement à risques pour la contamination des cours d'eau, les facteurs identifiés comme favorisant ce processus sont donc également négatifs pour les produits phytosanitaires. La teneur en matière organique est particulièrement importante car c'est sur ces particules, ainsi que sur l'argile, que les molécules sont adsorbées. La baisse des teneurs en matière organique dans les zones de céréaliculture intensive contribue donc à accroître la vulnérabilité des sols au transfert de ces polluants. Les haies du système bocager constituent par ailleurs des pièges pour les produits phytosanitaires du fait de la plus grande perméabilité de leur sol et de leur richesse en matière organique. Si tant est que leur efficacité ne soit pas court-circuitée par un réseau de fossés de drainage.

Pour les risques de lessivage vers les nappes souterraines, le sol constitue une zone de rétention et de protection qui alimente, avec un certain coefficient de rabattement et un certain retard, la pollution souterraine (Borggaard, Gimsing, 2008). Les risques de contamination dépendent fortement de la période et de la vitesse de recharge de la nappe, de la profondeur de la nappe, de la nature des sols, mais aussi du taux de renouvellement de la nappe puisqu'un effet de dilution réduit les concentrations (Shukla et al., 1998). Les concentrations des eaux d'infiltration sont très variables : pour l'atrazine par exemple elles oscillent entre 0,5 à 28 $\mu\text{g.l}^{-1}$ (Schiavon, 1998).

Ainsi, la bibliographie montre que les pollutions agricoles dépendent de facteurs du milieu et des pratiques agricoles. La variabilité pédo-climatique, les choix culturels et les pratiques associées déterminent l'ampleur des processus en cause à l'échelle de bassins versants. Nous verrons par la suite comment ces relations complexes sont prises en charge par les acteurs du monde agricole et les gestionnaires de l'eau à l'échelle de bassins versants. Cela a motivé par ailleurs notre orientation vers la modélisation agro-hydrologique distribuée.

2. Les techniques agro-environnementales et leur efficacité sur la qualité de l'eau

Différentes techniques et choix culturels améliorent la conservation des sols et réduisent les fuites de nutriments ou de pesticides vers les cours d'eau et les nappes. Ces techniques relèvent de l'agronomie, de l'aménagement des versants et de ce qui a pris le nom d'ingénierie écologique. Certaines techniques sont pratiquées de façon traditionnelle par les communautés paysannes et ont été reprises et adaptées aux systèmes de production actuels. Avant d'analyser leur diffusion, les politiques qui les soutiennent et l'efficacité de certaines à l'échelle des bassins versants étudiés, il convient de présenter les plus fréquemment mises en œuvre en France.

- Couverture permanente des sols par des végétaux ou par des résidus de culture :

La couverture du sol par les végétaux les protège de l'érosion. La production de matière organique qui en résulte accroît l'activité biologique du sol. Or, c'est l'activité biologique qui crée une structure favorable à l'enracinement des végétaux et à leur nutrition, elle augmente la porosité et ainsi l'infiltration de l'eau. Par ailleurs, les végétaux puisent des éléments minéraux dans le sol et les organisent dans leurs tissus, ce qui diffère voire réduit leur disponibilité pour le lessivage.

Dans les rotations de cultures annuelles, le sol reste à nu ou peu couvert durant la saison défavorable à la croissance des cultures. Sous des latitudes moyennes, cette période est longue entre deux cultures de printemps (entre septembre et mai, en France) ou entre une culture d'hiver et de printemps (entre juillet et mai, en France) ; par ailleurs, les céréales d'hiver qui suivent une culture de printemps se développent peu en automne et en hiver. L'implantation d'une culture intermédiaire permet de produire une biomasse durant cette période. Le couvert végétal améliore la structure du sol, réduit le ruissellement et piège temporairement des éléments minéraux lessivables. Il a donc un effet agronomique bénéfique et réduit les pollutions. Constantin et al. ont mesuré une réduction de 36 à 62 % des concentrations en nitrates sous la zone racinaire, sur 3 sites en France (Ile-de-France, Bretagne, Champagne-Ardenne) (Constantin et al., 2010). Ces auteurs montrent que les couverts sont plus efficaces sur le lessivage en nitrates qu'une réduction de la fertilisation de 20 %. Dans l'Aisne, Beaudoin et al. ont mesuré un abaissement moyen de 50 % des fuites en nitrates (8 ans de mesures sur différents sols) (Beaudoin et al., 2005). Des valeurs similaires ont été recensées en Grande Bretagne (Shepherd et al., 1993). Elles convergent aussi avec une étude menée dans le sud de la Suède (Blombäck et al., 2003). Selon une analyse économique, les couverts constituent le moyen le plus efficace pour réduire le lessivage de l'azote (rapport entre le coût d'implantation et de destruction et l'efficacité sur le lessivage) (Lacroix et al., 2005).

En France, les plantes fréquemment utilisées sont : la moutarde (*Sinapis alba*), la phacélie (*Phacelia tanacetifolia*), le seigle (*Secale cereale*), l'avoine brésilienne (*Avena sativa*), le sorgho (*Sorghum bicolor*), le radis chinois (*Raphanus sativus*), etc. Ces plantes peuvent être associées dans ce qui est nommé des « biomax » (Huchon, 2010). Des légumineuses sont également utilisées en couvert, comme des trèfles (*Trifolium sp.*). Elles ont la propriété de fixer l'azote atmosphérique et ainsi d'enrichir le sol en cet élément, ce type de couvert n'a bien entendu pas d'effet sur la réduction des transferts d'azote (semé seul, il est proscrit en zone vulnérable mais est autorisé en mélange). En milieu tropical, les espèces sont nombreuses, citons parmi elles : *Brachiaria ruzizisensis*, *Eleusine coracana*, *Mucuna pruriens*, *Crotalaria retusa* et *Dolichos lablab* (dolique) (Séguy et al., 2006; Bollinger et al., 2007; Deguine et al., 2008; Carvalho et al., 2010).

L'enfouissement de résidus de cultures au rapport C/N élevé réalisé dans l'horizon de surface du sol réduit également les risques de lessivage : sur le site de la Jaillère (en Loire Atlantique, limons sur schiste), étudié par Arvalis, une baisse de 20 à 30 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ est observée (communication orale avec A.-M. Bodilis).



Radis chinois
(photo : J.B. Huchon)



Mélange de moutarde, phacélie et tournesol
(photo : J.B. Huchon)



Moutarde

Figure 8 : Exemples de couverts végétaux cultivés en France

- Maintien ou implantation de haies :

Les haies présentent différents intérêts pour réduire les transferts de sédiments et de nutriments vers les cours d'eau. A proximité d'une haie, le sol tarde à se saturer en automne, ce qui réduit le ruissellement et le lessivage (Caubel, 2001). Les racines, l'enrichissement en matière organique et l'activité biologique accroissent la perméabilité du sol sous la haie ce qui augmente la perméabilité et réduit ainsi le ruissellement. Les flux de polluants se trouvent abaissés, surtout au printemps. En ce qui concerne les nitrates, le rabattement peut atteindre 75 à 99 % du flux provenant du versant, s'il est perpendiculaire à la haie et s'il circule en surface ou en sub-surface (Haycock, Pinay, 1993; Caubel, 2001).



Figure 9 : Paysage bocager en Sarthe

- Les zones humides :

Les zones humides sont tout d'abord des espaces propices à la fixation et au dépôt de particules sur lesquelles peuvent être adsorbées du phosphore ou des produits phytosanitaires. Elles sont le siège d'une dénitrification, du fait de leur caractère réducteur lorsque l'eau circule lentement dans la couche d'humus. Les prairies humides de fond de vallée entraînent de fortes baisses. Des mesures ont par exemple révélé une baisse de 84 % des teneurs en nitrates (Haycock, Pinay, 1993). L'efficacité varie fortement selon les flux entrants, la morphologie, l'hydrogéologie, la géométrie et la végétation de la zone humide avec une efficacité mesurée de l'ordre de 35 à 100 % sur les flux de nitrates (Larson et al., 2000; Haag, Kaupenjohann, 2001), de 0 à 72 % sur les flux de phosphore et de 25 à 100 % pour les

pesticides (Kay et al., 2009). L'efficacité des zones humides est réduite durant la période d'écoulement intense du fait de la réduction des temps de séjour (Koskiaho et al., 2003).



Figure 10 : Prairie humide et forêt de peuplier en Sarthe

- Bandes enherbées

Les bandes enherbées sont des espaces tampons implantés sur les bords des cours d'eau afin de constituer un obstacle aux flux provenant du versant. Elles sont fauchées et ne reçoivent ni fertilisation, ni pesticides. Leur efficacité a été maintes fois prouvée (Klöppel et al., 1997). Par exemple, Patty et al. ont mesuré la réduction des flux pour des bandes de 6 à 18 m de largeur sur 3 sites de l'ouest de la France (Patty et al., 1997) : le ruissellement est réduit de 43 à 99 %, le flux de produits phytosanitaires de 44 à 100 % (selon les molécules), le flux de nitrates de 47 à 100 %, le flux de phosphore soluble de 22 à 89 %. D'autres auteurs trouvent des valeurs de rabattement similaires sur les nitrates (Haycock, Pinay, 1993; Hefting, de Klein, 1998) et sur les pesticides (Kay et al., 2009). Concernant le phosphore, l'efficacité de la bande enherbée a tendance à se réduire avec le temps par saturation en cet élément (Dorioz et al., 2006). Différents facteurs interviennent sur l'efficacité des bandes enherbées : la nature du sol, la saison (l'efficacité est réduite en hiver), le couvert végétal, les caractéristiques des sédiments transportés et la présence d'un drainage qui court-circuite la bande (Barling, Moore, 1994; Tate, Nader, 2000; Uusi-Kämpä et al., 2000). La largeur efficace semble être de 5-10 m au-delà desquels le gain additionnel est réduit (Kay et al., 2009).



Bande enherbée sur le bassin du Layon



Bande boisée de saules sur le site de la Jaillère

Figure 11 : Bandes enherbées ou boisées à proximité de cours d'eau

- Fractionnement des apports

Le fractionnement des apports en fertilisants permet de mieux les adapter aux besoins des végétaux lors de leur croissance et de diminuer le risque de lessivage d'un stock en nutriments temporairement non utilisé. Il permet par ailleurs de s'adapter aux prévisions de rendement en fonction du climat.

- Périodes des traitements phytosanitaires

Les produits phytosanitaires se dégradent plus ou moins rapidement dans le milieu naturel. Les essais conduits sur le site de la Jaillière par *Arvalis* présentent une forte sensibilité des flux de pesticides à la date de reprise d'écoulement : par exemple, l'isoproturon est 6 à 10 fois moins entraîné lorsqu'il est appliqué avant le démarrage du drainage, les résultats sont encore plus marqués avec le glyphosate (communication orale avec A.-M. Bodilis). D'autres travaux du même type conduits par la Chambre d'Agriculture d'Eure-et-Loir convergent avec ces résultats (Huchon, 2011).

- Conversion des terres cultivées en prairies :

La prairie présente de multiples avantages en matière de qualité des eaux (Le Gall et al., 1997). Le couvert végétal permanent limite le lessivage hivernal des nitrates par une organisation de l'azote. Il accroît la perméabilité du sol et réduit ainsi le ruissellement et par voie de conséquences les flux de phosphore (D'Arcy, Frost, 2001). Les traitements phytosanitaires y sont faibles ou inexistantes contrairement aux cultures fourragères annuelles. L'efficacité des prairies sur la pollution de l'eau par les nutriments dépend des pratiques. En cas de pâturage, le chargement animal est déterminant. Dans différentes stations de mesure de l'ouest de la France, Simon et al. (1997) établissent un seuil de chargement inférieur à 1,5 UGB.ha⁻¹ (UGB = unité de gros bétail) pour obtenir des concentrations en nitrates des eaux de drainage inférieures à 50 mg.l⁻¹. La pâture intensive sur prairie entraîne de forts taux de lessivage (Arlot, 1999). Sous des prairies pâturées conduites de façon intensive (plus de 200 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ et/ou 600 journées de pâturage.ha⁻¹.an⁻¹), les pertes d'azote nitrique peuvent être du même ordre que les pertes sous « cultures optimisées » de maïs avec raisonnement de la fertilisation et cultures intermédiaires (Thiébaud et al., 2001). La prairie fauchée non-pâturée présente généralement le moins de risques de transferts de nutriments. Ainsi, à même niveau de fertilisation, les risques de pollution de l'eau sont plus importants sous une prairie pâturée que sous une prairie fauchée (Simon et al., 1997).

Le retournement de prairie entraîne un lessivage important de nitrates par minéralisation de l'azote organique : la libération massive de l'azote stocké atteint 200 à 300 kgN.ha⁻¹ (Decau, Salette, 1992; Withmore et al., 1992; Le Gall et al., 1997). Les prairies temporaires de courte durée correspondent donc à des situations moins favorables vis-à-vis de la qualité de l'eau, d'autant plus qu'elles sont souvent associées à des modes de gestion intensifs. L'allongement de la durée des prairies temporaires est donc souhaitable pour limiter le lessivage des nitrates, il nécessite alors des espèces adaptées (ray-grass anglais et association graminées - légumineuses de longue durée) (Thiébaud et al., 2001). Malgré les effets du retournement, à l'échelle d'une succession, l'intégration d'une prairie temporaire fauchée dans une rotation « prairies – céréales » limite fortement les pertes d'azote par lixiviation comparativement à une succession de cultures annuelles sans prairie (Loiseau et al., 1992). Le jugement porté sur la prairie temporaire, outre la prise en compte du mode d'exploitation et du degré d'intensification, doit donc être nuancé selon la durée de son implantation d'une part et en fonction du couvert auquel elle est comparée d'autre part : si la prairie temporaire pose plus de problèmes vis-à-vis de la qualité de l'eau que la prairie permanente, elle peut limiter les pertes par lixiviation par rapport à une rotation de cultures annuelles en continu.

D'autres mesures agro-environnementales existent, telles que par exemple : l'élargissement de la surface amendée en effluents organiques dans les exploitations concentrant leurs effluents sur certaines cultures ou la limitation de l'accès des animaux aux cours d'eau.

Ainsi, la littérature démontre l'efficacité de différentes techniques agro-environnementales par des mesures au champ : il est possible de réduire les fuites en nutriments et en produits phytosanitaires des parcelles vers les cours d'eau et les nappes souterraines. Les travaux des différents auteurs montrent par ailleurs que l'efficacité varie dans le temps et dans l'espace selon de multiples facteurs liés au milieu, aux pratiques antérieures et aux conditions d'application. Sur les bassins étudiés lors de nos travaux, certaines de ces techniques ont été implantées. Nous verrons comment elles sont mises en œuvre par les agriculteurs. Nous évaluerons ensuite leur efficacité à l'échelle du bassin versant au moyen de la modélisation agro-hydrologique distribuée.

3. Pollutions agricoles et politiques territoriales à l'échelle de bassins en France

Le modèle dit « productiviste », responsable des pollutions affectant aujourd'hui de nombreuses ressources en eau, a été fortement soutenu par l'Etat français et par l'Union Européenne durant plusieurs décennies. La prise de conscience des effets négatifs de l'intensification agricole sur l'environnement et sur la santé n'a réellement émergé que durant les années 1990 (Soulard, 1999; Commissariat_au_Plan, 2001). Les politiques publiques ont alors commencé à s'infléchir vers moins de course au rendement en introduisant progressivement plus de respect de l'environnement dans la Politique Agricole Commune et dans les politiques de protection des ressources en eau (Mahe et al., 2000; Nilsson, 2004).

La régulation s'appuie sur des lois réglementant la conception des bâtiments d'élevage et interdisant ou réglementant certaines pratiques agricoles à risques en fonction d'objectifs environnementaux. L'un des textes clefs est la Directive Nitrates (12/12/1991) donnant lieu à des programmes d'actions (Oenema et al., 2011). Dans les zones identifiées comme vulnérables (où les concentrations en nitrates dans les eaux superficielles destinées à l'alimentation en eau potable dépassent 50 mg.l^{-1} ou menacent de l'être), qui couvrent les 2/3 de la surface agricole française, les mesures suivantes sont appliquées :

- la fertilisation azotée doit respecter les principes d'une fertilisation équilibrée ;
- l'apport annuel en azote organique doit être inférieur à $170 \text{ kg d'azote.ha}^{-1}$ épandable, globalement à l'échelle de l'exploitation ;
- l'agriculteur est tenu de réaliser un plan de fumure prévoyant les quantités d'azote épandues par parcelle et un cahier d'épandage enregistrant les quantités effectivement apportées ;
- l'agriculteur doit respecter le calendrier départemental d'épandage des fertilisants organiques ou minéraux en fonction des cultures ;
- le retournement des prairies permanentes est interdit ;
- la réalisation de bandes enherbées de 5 mètres de largeur est imposée le long des cours d'eau figurant sur les cartes IGN au 1 : 25 000.

A l'amont de captages d'eau superficielle, destinés à l'alimentation en eau potable et dépassant les normes exigées pour les eaux brutes, des Zones d'Action Complémentaire (ZAC) sont définies : les sols doivent être y couverts durant la période de lessivage par des Cultures Intermédiaires Pièges à Nitrates (CIPAN) ou par les résidus des tiges de maïs grain

ou par des repousses de colza, la fertilisation totale en azote organique et minéral ne doit pas dépasser les 210 kg d'azote.ha⁻¹ épandable (globalement à l'échelle de l'exploitation), la fertilisation azotée est interdite sur toute culture suivant un retournement de prairies de plus de 3 ans. Ces mesures sont obligatoires et ne font donc pas l'objet d'indemnisation, à l'exception de l'indemnité compensatoire à la couverture des sols (ICCS).

Au delà de la réglementation nationale (qui est le plus souvent en France une transcription de la réglementation européenne), des stratégies sont élaborées à l'échelle d'unités hydrologiques ou hydrogéologiques. Elles sont développées dans le cadre de SAGE ou de contrats de rivière, mais aussi par des syndicats d'alimentation en eau potable. Elles s'appuient sur un processus de gestion participative associant les pouvoirs publics, des usagers de l'eau et de l'espace et des associations de défense de l'environnement. Les agriculteurs, en tant qu'usagers de l'eau et de l'espace, s'associent aux processus d'élaboration des plans d'action dont les choix peuvent influencer fortement sur la productivité de leurs exploitations (Le Guen, Sigwalt, 1999; Mer, 2000; Deffontaines, 2001). L'échelon local est ainsi devenu un niveau stratégique dans les politiques de gestion des ressources en eau. Des modèles dits de gestion intégrée ont été élaborés pour prendre en compte les activités humaines et les facteurs naturels sur des unités géographiques correspondant non pas à des entités administratives mais à des unités de fonctionnement naturel, c'est-à-dire des bassins versants ou des nappes souterraines.

La régulation opère alors par l'incitation financière en soutenant des pratiques jugées plus durables réalisées volontairement par des agriculteurs, au-delà de la réglementation. En France, des contrats territoriaux d'exploitation (CTE) remplacés par les contrats d'agriculture durable (CAD) puis par les Mesures Agro-Environnementales (MAE), ont été conclus entre l'Etat et des agriculteurs volontaires qui se sont engagés à réaliser des actions en faveur de l'environnement. Mais, comme nous le verrons dans des études de cas, d'autres moyens sont également développés qui impliquent des agriculteurs et orientent leur système de production vers une plus grande durabilité, en allant au-delà des normes de la réglementation (Pochon, 1996; Join, 1999; Bouzillé, 2002; Gasson, 2003; Charvet et al., 2004; Deléage, 2004; Griffon, 2010).

La gestion intégrée/territoriale : une voie pour réduire les pollutions agricoles ?

La gestion intégrée consiste par principe à coordonner et à associer les multiples usagers de l'eau et des sols dans des programmes d'actions locaux en considérant la ressource et ses usages de façon systémique (Hellier et al., 2009). La gestion est confiée aux acteurs locaux qui, censés être plus au fait des besoins et des nécessités, peuvent ainsi être responsabilisés en partageant un pouvoir de décision (Parage, Laurent, 2009). Il s'agit de mettre en œuvre un processus de gestion coordonnée de la ressource entre les usagers, les défenseurs de l'environnement, les instances politiques locales, régionales et nationales. Les intérêts sectoriels sont supposés être dépassés par l'émergence d'un patrimoine commun dont l'usage est à partager. L'ajustement d'un mode de gestion au territoire dépend alors d'interrelations entre les acteurs qui élaborent des décisions co-construites. Ces décisions s'appuient sur des normes locales évolutives, devant résulter d'une perception partagée des enjeux. Cependant, les normes générales fixées par l'Etat restent en vigueur et constituent un socle de base qui doit être respecté. Si le consensus est difficile à atteindre, des compromis peuvent être établis et régulièrement révisés, pour respecter les besoins de tous les usagers et garantir les fonctions écologiques.

L'implication des usagers, leur participation est jugée nécessaire pour que des stratégies soient élaborées et conduisent à des actions efficaces (Allan, Wouters, 2003). Dans le cadre de systèmes de gestion intégrée, les acteurs construisent ensemble les critères d'une gestion,

identifient les priorités, proposent des solutions, suivent et évaluent les résultats (Johnson et al., 2001; Parage, 2009). Sur les bassins versants à dominante agricole, les problématiques sont généralement fortes d'un point de vue qualitatif (nitrates, phosphore ou produits phytosanitaires) ou d'un point de vue quantitatif (irrigation). Les agriculteurs jouent alors un rôle clef dans les débats. Au sein des institutions de gestion (comme par exemple les Commissions Locales de l'Eau), sur les territoires à forte composante rurale, un comité agricole est généralement créé et a en charge la proposition et le suivi d'actions à destination des agriculteurs. Il est lui-même constitué principalement des acteurs du monde agricole : des élus et des techniciens de chambres d'agriculture, des agriculteurs représentant des Groupements de Développement Agricole, des représentants de coopératives ou des membres de réseaux se revendiquant de différentes formes d'agriculture durable. L'objectif est d'élaborer des plans d'actions adaptés aux enjeux environnementaux, aux caractéristiques des systèmes de production et aux savoir-faire locaux (Pretty, Shah, 1999).

Trois expériences territoriales, permettent de mieux comprendre : quels sont les enjeux environnementaux à l'échelle du territoire ? Comment les politiques sont élaborées ? Comment les agriculteurs s'insèrent dans le processus socio-territorial ? Quelles en sont les réalisations ? Quelle en est l'efficacité à l'échelle du bassin versant ? Quels obstacles s'opposent à la diffusion de pratiques plus durables ?

4. Etude de cas : le Rochereau

La gestion de l'eau sur le bassin versant du Rochereau en Vendée constitue une expérience de gestion intégrée associant fortement les agriculteurs dans l'élaboration des plans d'actions. Elle ne s'inscrit pas dans un cadre défini par la loi sur l'eau (avec ses outils tels le SAGE) mais révèle une dynamique locale émanant d'acteurs territoriaux soucieux de résoudre collectivement un problème de qualité (Hellier et al., 2009). Les données utilisées ci-dessous ont été collectées en grande partie dans le cadre d'un master de géographie à l'université du Maine (Garon, 2005).

Le bassin du Rochereau couvre 206 km² (Figure 2). Il compte environ 16 000 habitants répartis dans 15 communes. Il est exploité pour l'alimentation en eau potable de l'est vendéen par le syndicat intercommunal des sources de l'Arkanson. C'est une région de socle armoricain qui est dépourvue de ressource souterraine exploitable. L'eau de surface, sensible aux étiages, est retenue dans un barrage construit au début des années 1980 à des fins d'alimentation en eau potable. Depuis les années 1990, la ressource présente des teneurs en nitrates élevées, le plan d'eau est fréquemment sujet à l'eutrophisation en été, du fait de contaminations en phosphore, et les teneurs en produits phytosanitaires avoisinent ou dépassent les normes réglementaires (Garon, 2005).

Les facteurs de pollution

Les causes de la pollution sont diverses mais l'agriculture y tient une forte responsabilité. Les 279 exploitations agricoles, recensées en 2005, sont principalement de type polyculture-élevage, avec une dominante des fourrages dans l'assolement : prairies et maïs (Figure 12). L'élevage est centré sur la production de viande bovine (2 exploitations sur 3) et des ateliers hors sol avicoles ou porcins (2 exploitations sur 5). Les effluents d'élevage (fumiers et lisiers) sont épandus principalement sur le maïs et dans une moindre mesure sur les prairies.

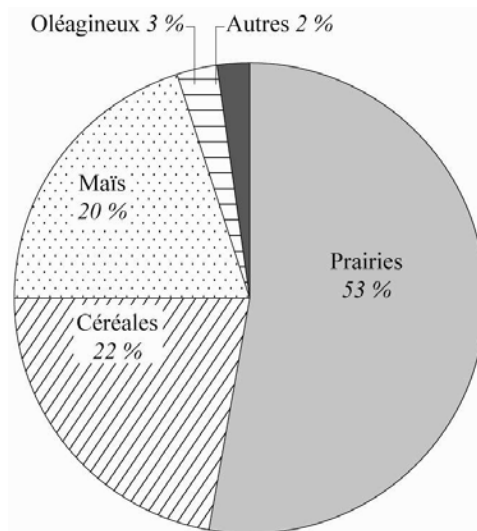


Figure 12 : L'assolement agricole sur le Rochereau
 (Source: Chambre d'agriculture de Vendée in (Garon, 2005))

Les normes en nitrates sont parfois dépassées dans l'eau brute prélevée à la retenue de Rochereau. Les maximums sont observés de novembre à mars, en période de lessivage des sols. Le diagnostic réalisé montre que les quatre cinquièmes des nitrates présents dans la retenue proviennent de l'agriculture par lessivage des fertilisants (Garon, 2005).

La situation est similaire pour les produits phytosanitaires. Les herbicides les plus fréquemment employés étaient l'atrazine, la simazine et le diuron avant 2003 ; le glyphosate leur a été substitué depuis. Les teneurs en herbicides présents dans les eaux de la retenue s'expliquent par le désherbage communal (emploi de 247 kg.an⁻¹ en 2004), de la voirie départementale (27 kg.an⁻¹), des lignes de chemin de fer (35 kg.an⁻¹), des jardins familiaux et surtout par le désherbage agricole (13 533 kg.an⁻¹) (Garon 2005). Si les émissions non agricoles de produits phytosanitaires paraissent très faibles, elles représentent un poids moins négligeable dans les transferts car les herbicides sont dispersés sur des surfaces peu perméables et ruissellent ainsi plus facilement vers les cours d'eau, tandis que les herbicides employés en agriculture sont dispersés sur des sols perméables et adsorbants.

En ce qui concerne le phosphore, il est émis essentiellement par les effluents d'élevage (88 % selon le diagnostic réalisé par Garon, 2005). Sur les 374 tonnes émises, les gestionnaires du bassin estiment que seulement 9 tonnes sont transférées à l'exutoire de la retenue du fait de la rétention à l'amont dans les sols, des prélèvements végétaux et de la sédimentation dans les cours d'eau et dans la retenue.

La mobilisation des acteurs locaux

Face au risque sanitaire présenté par les pollutions, le syndicat départemental d'alimentation en eau a été à l'initiative d'un programme d'actions conçu collectivement avec les acteurs locaux : les agriculteurs et les communes responsables des rejets d'eaux usées et du désherbage des espaces publics (15 communes incluses dans le bassin). Le programme a été financé par différentes institutions : le syndicat d'alimentation en eau Vendée Eau, l'Agence de l'eau Loire-Bretagne, l'Etat, le Conseil régional des Pays de la Loire, le Conseil général et la Chambre d'agriculture de la Vendée. Ce premier programme s'est échelonné de 2000 à 2005 ; il a été suivi par un second de 2007 à 2012.

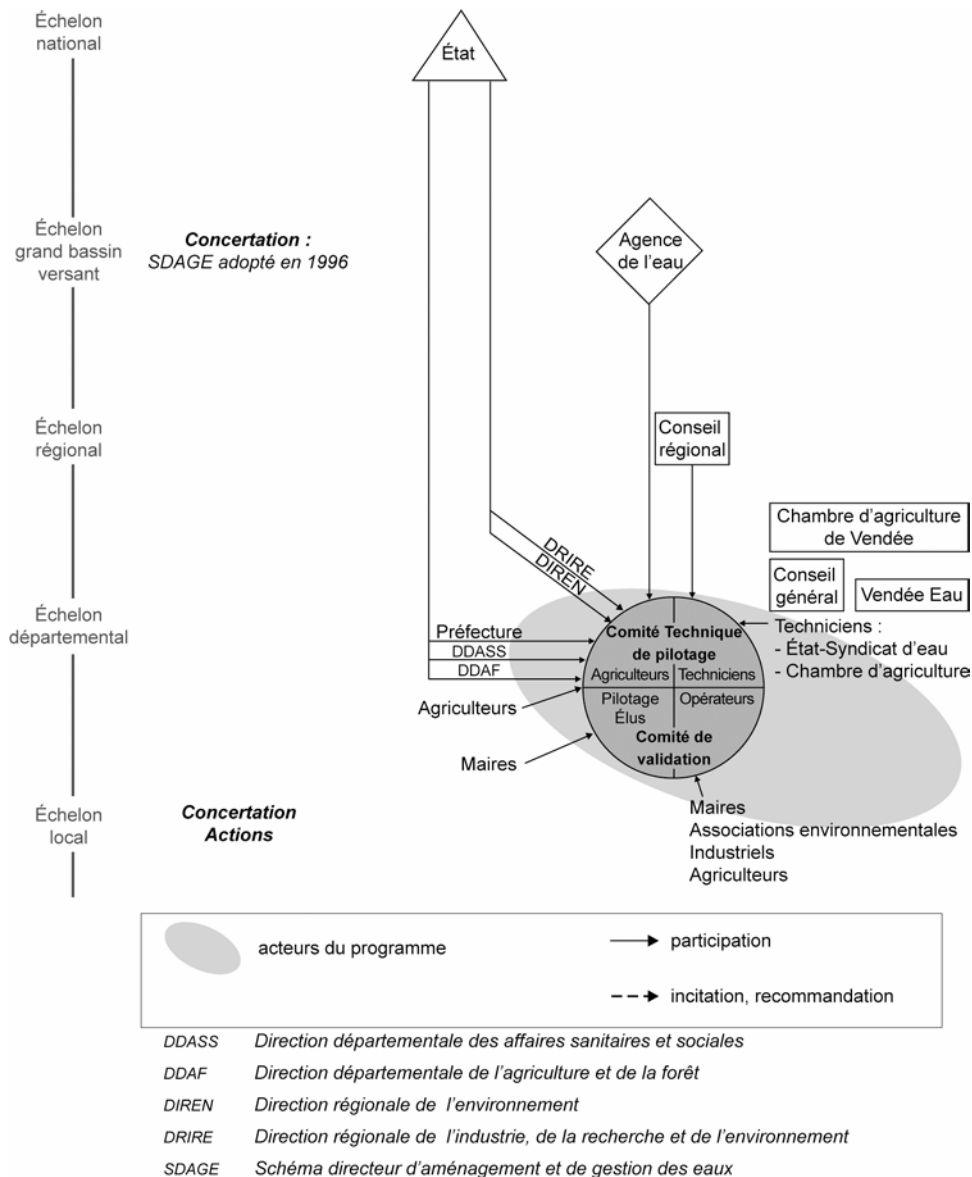


Figure 13 : L'organisation des acteurs sur le bassin du Rochereau (Hellier et al., 2009)

Les acteurs sont organisés en quatre comités (Figure 13). Deux comités sont chargés de la conception du programme (Garon, 2005) :

- le comité technique de pilotage, formé de techniciens des différentes institutions, à l'issue d'une consultation des usagers des l'eau et des agriculteurs : il propose la stratégie pour atteindre les objectifs et programme les actions ;
- le comité technique agricole, composé d'agriculteurs représentant toutes les communes, définit le volet agricole du programme d'actions et diffuse l'information au reste de la profession sur le terrain.

Deux comités valident les actions proposées :

- le comité de pilotage, composé d'élus et sous la présidence du préfet ;
- le comité d'opération rassemble les acteurs locaux (maires, représentants d'associations de défense de l'environnement, industriels et agriculteurs) ; il est chargé également de diffuser l'information au reste de la population.

Les objectifs du premier programme ont été de respecter les limites suivantes à la prise d'eau de Rochereau : des teneurs moyennes de 50 mg.l⁻¹ en nitrates, de 0,4 mg.l⁻¹ en phosphore (P₂O₅) et de 0,1 µg.l⁻¹ par molécule de produit phytosanitaire (0,5 µg.l⁻¹ pour l'ensemble des molécules). L'enjeu est qu'en cas de dépassement des normes en nitrates plus de 18 jours par an, le préfet interdise le captage de l'eau potable.

Connaissance du milieu	Agriculture	Ville	Communication « grand public »
<ul style="list-style-type: none"> ○ Mesures de la qualité de l'eau souterraine dans les puits des particuliers ○ Cartographie de la vulnérabilité au transfert de pollutions diffuses 	<ul style="list-style-type: none"> ○ Pesées d'épandeur et analyse de la valeur fertilisante des effluents d'élevage ○ Mesures de reliquat d'azote en sortie d'hiver pour évaluer le potentiel de nitrate disponible dans le sol ○ Information sur des techniques de gestion de prairies ○ Mise en adéquation des quantités fertilisants apportées et des objectifs de rendement sur chaque parcelle ○ Prime et conseil technique pour les Cultures Intermédiaires Pièges A Nitrates (CIPAN) ○ Compostage des fumiers ○ Plans de gestion des haies 	<ul style="list-style-type: none"> ○ Plans de désherbage communal ○ Formation du personnel communal à l'emploi des produits phytosanitaires ○ Information aux jardiniers amateurs ○ Diagnostic de réseau d'assainissement 	<ul style="list-style-type: none"> ○ Par voie de presse et au moyen des réunions dans chaque commune sur les phénomènes de pollution et la responsabilité de chacun ○ Formation dans les écoles sur le cycle de l'eau et les pollutions ○ Bulletin d'information joint à la facture d'eau

Tableau 2 : Les actions réalisées sur le bassin du Rochereau
(source : Garon, 2005)

L'efficacité de cette politique locale a été évaluée par deux séries d'indicateurs, décrivant l'évolution des pratiques et celle de l'état de la ressource. Ainsi, si la gestion de l'eau ne s'est pas inscrite dans une procédure SAGE, elle a suivi la démarche générale du chaînage état des lieux – diagnostic des enjeux – plan d'actions – réalisation – évaluation.

L'efficacité de la politique en termes d'actions

Les quantités d'azote minéral apportées à l'hectare ont baissé de 48 % de 1998 à 2006 (de 102 à 70 kgN.ha⁻¹.an⁻¹) ; celles de phosphore minéral ont diminué de 54 % (de 28 à 13 kgP₂O₅.ha⁻¹.an⁻¹), alors que les rendements sont restés stables sur la même période (Garon, 2006). Cette diminution est due principalement à une meilleure valorisation des effluents d'élevage grâce aux plans de fumure. Les quantités d'azote organique ont baissé de 17 % (de 184 à 152 kgN.ha⁻¹.an⁻¹) sur la même période, du fait d'une baisse des effectifs animaux et d'une meilleure répartition des effluents. Mais les bilans d'azote montrent encore des excédents de

fertilisation notamment sur le maïs. La couverture végétale des sols (CIPAN = Cultures Intermédiaires Pièges à Nitrates) en période à risque de lessivage élevé s'est étendue puisque la part de sols nus après récolte du maïs est passée de 12 à 7 % entre 2000 et 2003.

Les quantités d'herbicides utilisées par les communes ont baissé d'un tiers entre 1998 et 2004. Les produits les plus persistants dans l'environnement ont été remplacés et les pratiques à risques fortement réduites (non prise en compte de la météorologie, rinçage des fonds de cuves de pulvérisateur, mauvais réglages...). L'évolution des pratiques de traitement phytosanitaire au champ n'a pu être évaluée pour l'instant.

L'efficacité de la politique sur la pollution

Concernant les concentrations en nitrates à la prise d'eau potable de Rochereau, l'observation de la Figure 14 fait apparaître une forte variabilité interannuelle et la présence de cycles pluriannuels :

- 1981-1985 : des années similaires en terme d'amplitude de variations, avec des maximums assez faibles (moyenne des maximums à 22 mg.l⁻¹),
- 1986-1989 : baisse tendancielle des maximums annuels (maximums évoluant de 37 à 24 mg.l⁻¹),
- 1990-1995 : hausse très brutale des maximums en début de cycle, puis baisse tendancielle (maximums évoluant de 75 à 38 mg.l⁻¹),
- 1996-2003 : reprise à la hausse des maximums et nouvelle baisse tendancielle (maximums évoluant de 61 à 34 mg.l⁻¹),
- 2004-2010 : variation des maximums annuels stabilisée autour d'un niveau élevé (moyenne des maximums à 44 mg.l⁻¹).

Mais la seule lecture de ces concentrations ne permet pas de distinguer l'effet des pratiques de celui du climat. Une modélisation hydrologique dans le cadre du projet ARPENT DADP a révélé qu'en l'absence des changements de pratiques générés par les plans de fumure à la fin de la décennie 1990, les flux de nitrates auraient été largement plus élevés, à conditions climatiques équivalentes (Bioteau et al., 2002; Garon, 2005).

Les niveaux élevés des teneurs en nitrates de ces dernières années font que le captage de Rochereau est classé prioritaire dans le Grenelle de l'environnement (captages fortement atteints par la pollution). Il est donc susceptible de faire l'objet d'une procédure ZSCE (Zones Soumise à des Contraintes Environnementales), ce qui pèserait lourdement sur l'activité d'élevage en imposant des seuils réglementaires de chargement animal plus contraignants.

Les pollutions par le glyphosate (le désherbant le plus répandu) et par son composé dérivé l'AMPA présentent une tendance à la baisse dans l'affluent principal du barrage. La pollution par l'AMPA avait atteint des sommets en 2000 avec une teneur maximale de 4 µg.l⁻¹ (la norme en eau brute pour la production d'eau potable est de 2 µg.l⁻¹ par substance) (Figure 15). Les concentrations en phosphore (orthophosphates) dans les affluents à l'entrée de la retenue montrent une baisse sensible depuis 2002.

D'un point de vue financier, le programme d'action représente un coût moyen de 10 % du prix total de la production d'eau potable, soit près de 0,05 € par m³ (Garon, 2006). Une enquête a permis d'apprécier les perceptions du programme par les personnes s'étant engagées dans des actions. Les deux tiers ont jugé qu'il a eu un impact réel sur leurs pratiques.

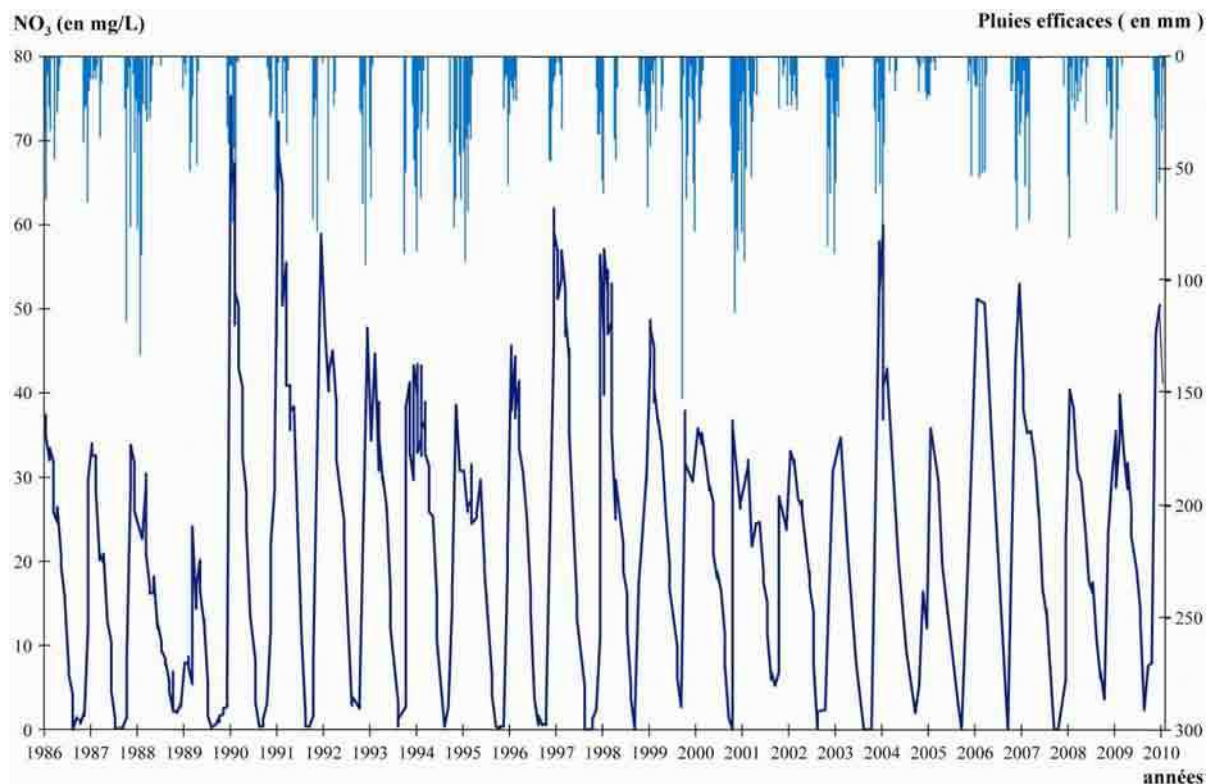


Figure 14: Evolution des teneurs en nitrates à la retenue de Rochereau en fonction des pluies efficaces
 Source : Vendée Eau et MétéoFrance

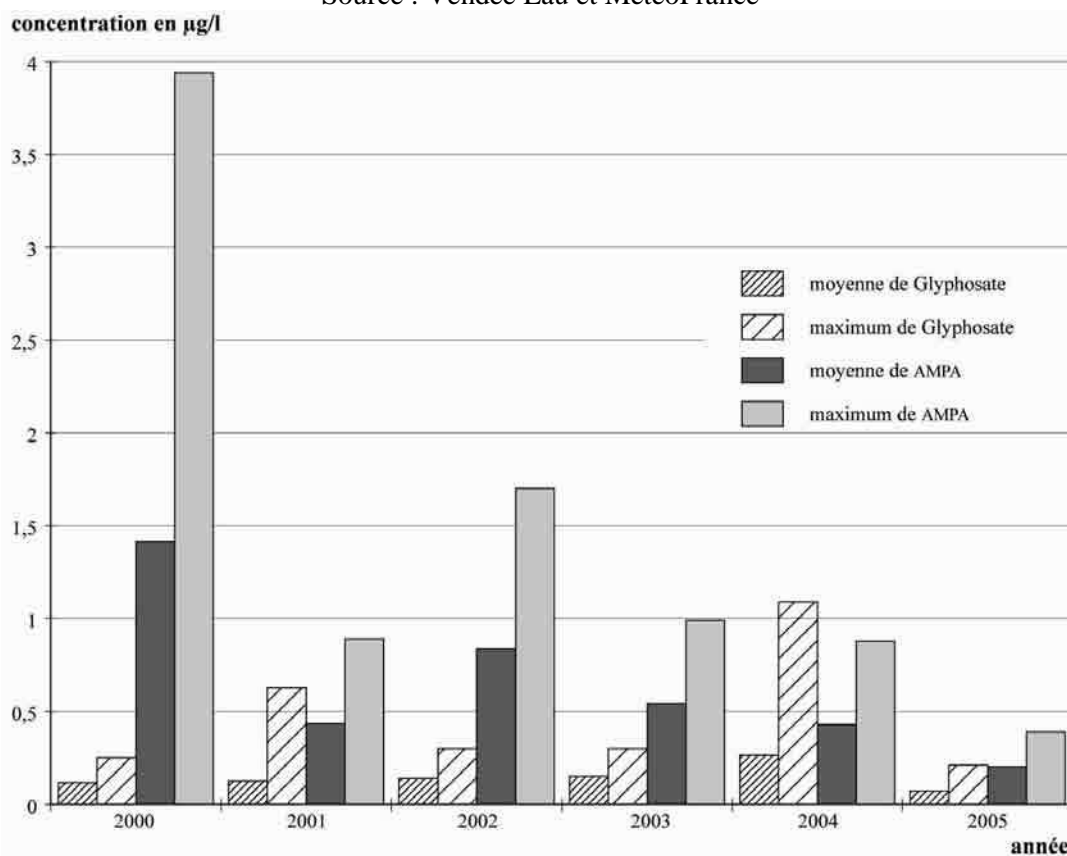


Figure 15 : Evolution des teneurs en glyphosate et son dérivé AMPA, dans la rivière du Grand Lay à l'entrée de la retenue de Rochereau
 Source : Vendée Eau (In Hellier et al., 2009)

L'expérience du Rochereau présente plusieurs enseignements :

- Tout d'abord, la gouvernance locale s'est imposée comme une nécessité, ce n'est pas un modèle extérieur qui a été transposé. Le syndicat des eaux, confronté aux problèmes de pollution, a choisi d'associer les acteurs locaux – agriculteurs, communes responsables de l'assainissement et des traitements de la voirie ou des espaces verts, entreprises, jusqu'aux jardiniers et aux écoliers – pour mettre en œuvre des actions. Cette volonté a produit des résultats.
- L'expérience du Rochereau nous apprend également que la gouvernance locale, comme la restauration de la qualité de la ressource en eau, est un processus long et que les efforts doivent rester constants pour se traduire par des résultats dans le long terme.
- La mobilisation des acteurs nous montre, par ailleurs, que la gestion intégrée de l'eau suppose une dynamique qui n'est pas seulement endogène au sein du bassin, étant donnée l'influence de nombreux facteurs externes, susceptibles de la perturber (l'évolution de la PAC et des marchés agricoles par exemple) (Lacroix et al., 2005).

5. Etude du cas : l'Oudon

Nous commencerons par présenter le contexte des pollutions agricoles sur le bassin de l'Oudon et leurs conséquences sur l'alimentation en eau potable, puis nous traiterons des politiques publiques qui sont conduites dans cet espace du fait de la réglementation nationale et du fait des démarches territoriales portées par les acteurs locaux, nous identifierons ensuite les raisons techniques, économiques et cognitives qui expliquent les difficultés rencontrées par les agriculteurs pour réduire les pollutions et nous analyserons enfin les leviers qu'il serait possible d'activer pour surmonter certains obstacles. Les données utilisées dans cette présentation sont issues des études réalisées par la Commission Locale de l'Eau et les chambres d'agriculture, des statistiques agricoles, des réunions auxquelles nous avons participé et d'entretiens avec les techniciens et les acteurs du bassin.

La ressource exploitée

L'Oudon est un affluent de la Mayenne qui draine un bassin versant de 1 480 km² (Figure 2). Le bassin est situé dans le sud du département de la Mayenne et le nord-ouest du département du Maine-et-Loire. Il comptait au dernier recensement INSEE près de 70 000 habitants répartis dans 101 communes. Il est géré par une Commission Locale de l'Eau (CLE) dans le cadre d'un SAGE. Deux syndicats de bassin conduisent les travaux décidés au sein de la CLE : le Syndicat de Bassin de l'Oudon Nord et le Syndicat de Bassin de l'Oudon Sud. Les populations du secteur sont principalement alimentées par des eaux de surface car le socle armoricain schisto-gréseux offre des ressources souterraines limitées. La principale prise d'eau est située à Segré, elle alimente toute une partie du segréen. Des captages souterrains puisent également dans des nappes contenues dans les formations tertiaires de graviers et de sables et dans les fissurations du socle schisto-gréseux, ils alimentent de petites collectivités. Les volumes prélevés sur l'ensemble du bassin présentent une diminution sensible depuis 2004 (Figure 16), traduisant une évolution plus générale d'économie d'eau en France. Les prélèvements pour la production d'eau potable prédominent, l'irrigation représente cependant près du tiers du total, elle se concentre dans le sud du bassin.

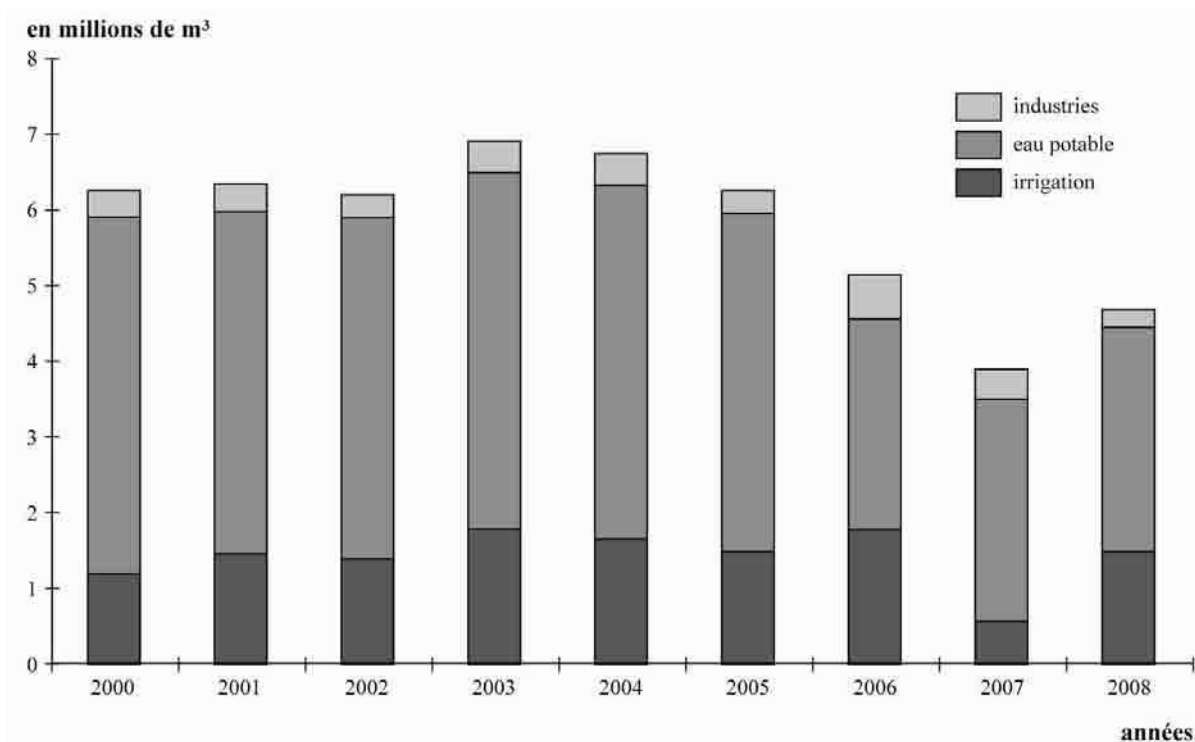


Figure 16 : Prélèvements d'eau dans le bassin de l'Oudon
(source : CLE Oudon, d'après données de l'Agence de l'Eau Loire Bretagne)

Orientation agricole du bassin

Selon les chambres d'agriculture du Maine et Loire et de la Mayenne, le Recensement Général Agricole de 2010 dénombre 2 625 exploitations sur le bassin. La surface agricole utile est de 1 282 km² (déclarations PAC 2009), soit 87 % de la surface du bassin. L'orientation de la majorité des exploitations est l'élevage bovin lait et mixte, ce qui se traduit dans l'assolement par la forte présence des prairies et du maïs ensilage (Figure 17).

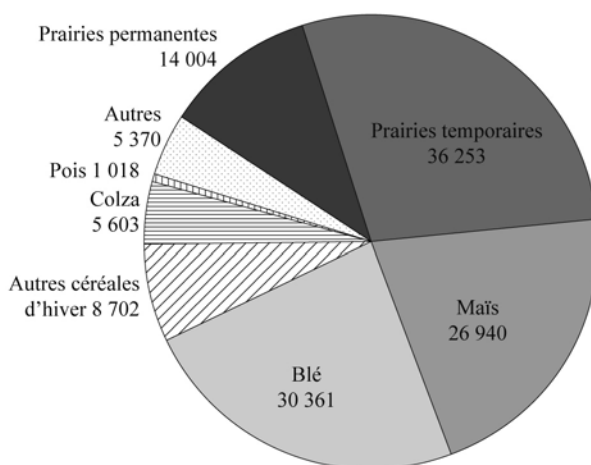


Figure 17 : Assolement sur le bassin de l'Oudon en 2009 (en ha)
(source : Chambres d'agriculture)

Pollution par les nitrates

La prise d'eau de Segré, qui alimente 4 200 foyers, est fortement polluée : le seuil de 50 mg.l⁻¹ en nitrates ayant été fréquemment dépassé plus de 18 jours par an (Tableau 3), la prise d'eau de Segré aurait dû faire l'objet d'une fermeture temporaire à partir de 2012. De ce fait, un

raccordement à la Loire a été mis en place à partir d'Angers Loire Métropole, ce qui a représenté un coût important (comme nous le verrons par la suite). Mais comme depuis 2009, le nombre de jours de dépassement de la norme est inférieur à 18 jours, le préfet n'a pas suspendu l'utilisation du captage. Aujourd'hui encore les services de l'Etat attendent des actions plus volontaires. De l'efficacité du nouveau programme d'action agricole dépend l'avenir de l'alimentation en eau du bassin mais aussi le risque d'un durcissement de la réglementation des activités agricoles.

Années	Nombre de jours dépassant 50 mg.l ⁻¹ NO ₃ ⁻ par an
2004	41
2005	0
2006	46
2007	91
2008	37
2009	4
2010	15
2011	10

Tableau 3 : Nombre de jours de dépassement de la norme nitrates à la prise d'eau de Segré
(source : CLE de l'Oudon)

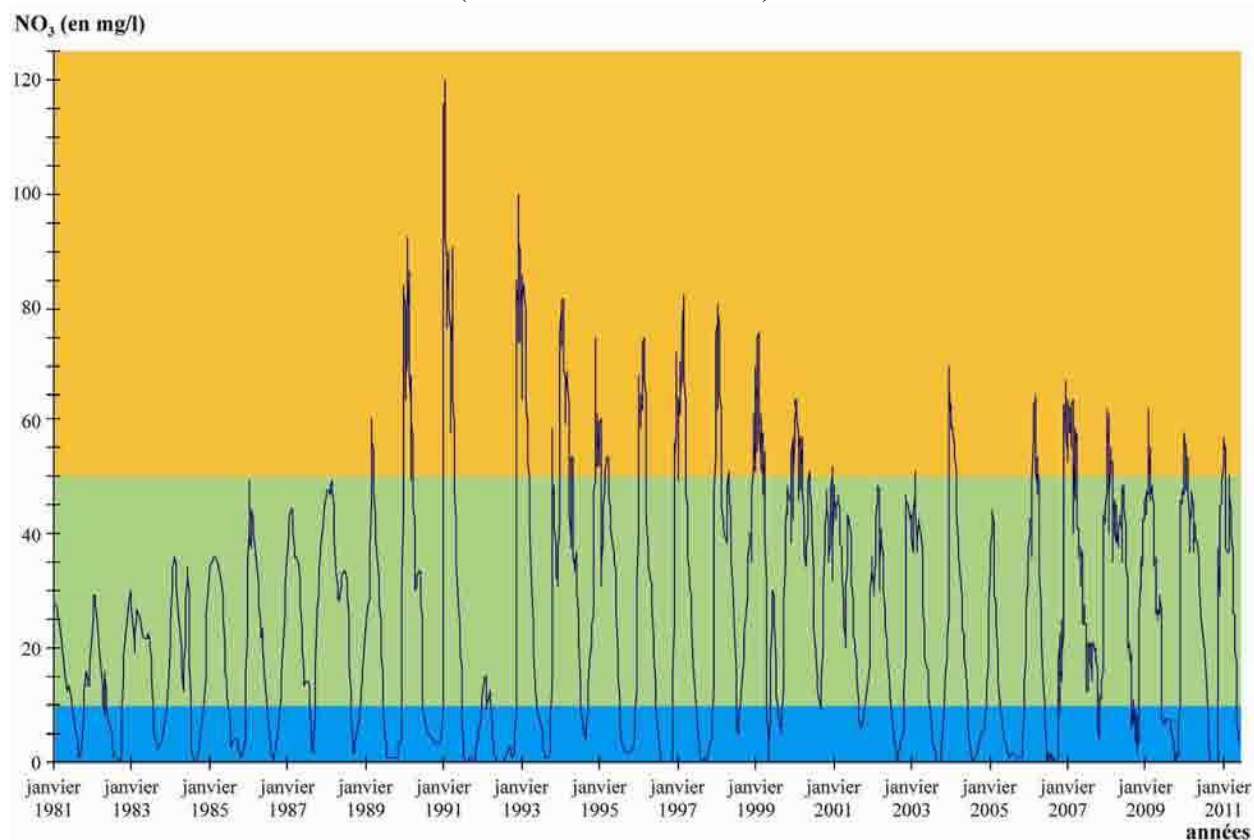


Figure 18 : Evolution des teneurs en nitrates de l'Oudon à Segré
(Source : CLE de l'Oudon avec données ARS et DREAL Pays de Loire)

L'évolution des teneurs en nitrates de l'Oudon à la prise d'eau de Segré (Figure 18) montre que les pollutions étaient plus élevées au début de la décennie 1990. Durant la décennie 2000, les concentrations maximales annuelles varient autour de 50 mg.l⁻¹, les années de moindres concentrations sont des années de sécheresse comme 2004-2005. A l'échelle saisonnière, les maximums s'observent en hiver avec une montée rapide en automne et une baisse plus

progressive au printemps en lien vraisemblablement avec la dynamique des nappes souterraines. La pollution par les nitrates concerne l'ensemble des cours d'eau du bassin de l'Oudon, en niveau « mauvais » ou « très mauvais » (Figure 19).

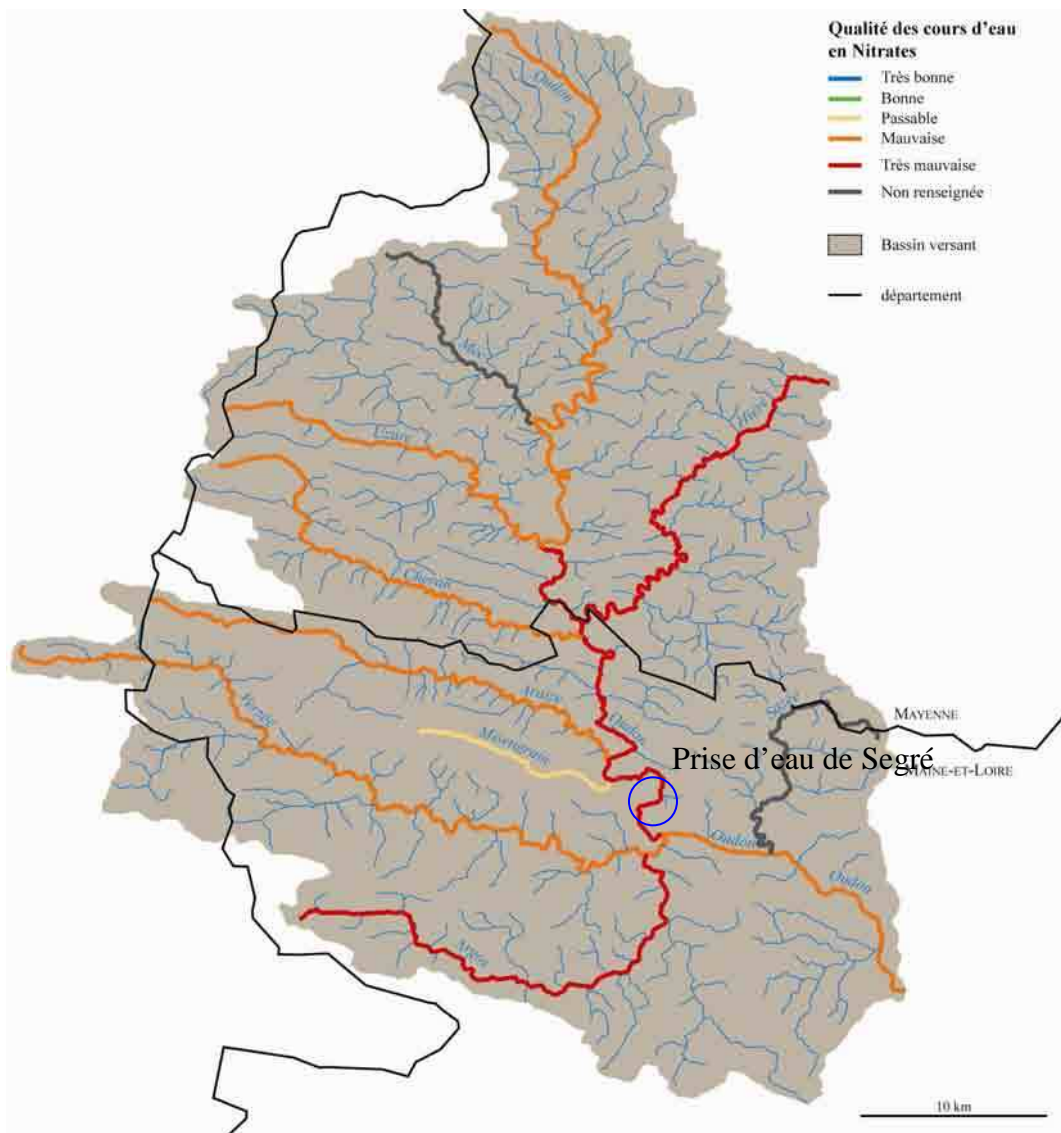


Figure 19 : Carte de qualité SEQ-Eau en nitrates 2009-2010

(source : CLE de l'Oudon)

Pollution par le phosphore

L'évolution des teneurs en phosphore de l'Oudon à la prise d'eau de Segré (Figure 20) montre des similitudes avec la dynamique des nitrates : des concentrations beaucoup plus élevées durant la décennie 1990 et une amélioration à partir de 2000 accompagnée d'une certaine variabilité interannuelle qui peut s'expliquer par des facteurs climatiques. Les teneurs se situent sur cette seconde période en qualité « passable » ou « mauvaise » en hiver certaines années.

La distribution spatiale des pollutions phosphorées indique une plus grande variabilité que celle des pollutions nitratées (Figure 21). Le sud du bassin, avec les affluents du Misengrain et de la Verzée, présente de meilleures qualités. Ceci peut s'expliquer par l'influence des flux d'origine urbaine plus variables dans l'espace.

Phosphore (mg/l en P205)

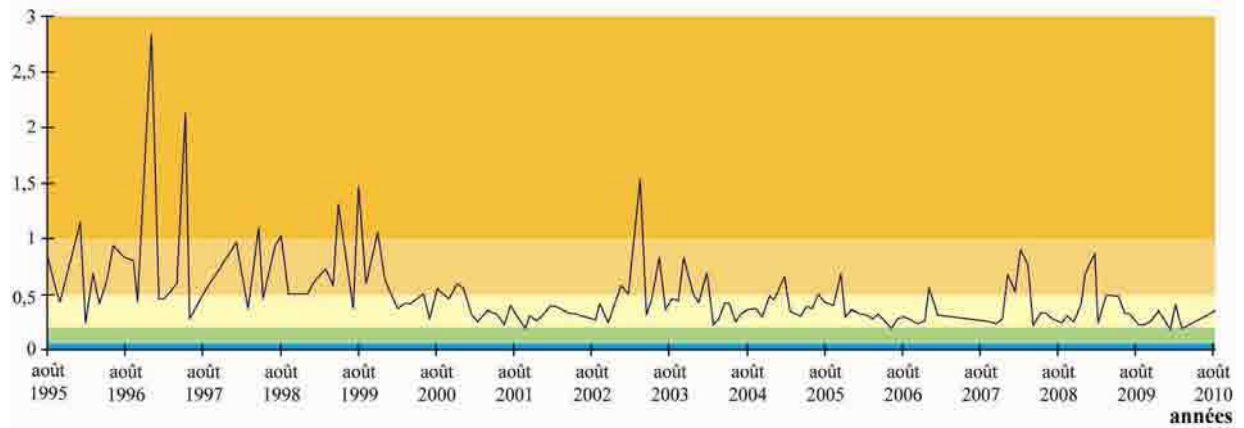


Figure 20 : Evolution de la teneur en phosphore total dans l'Oudon à Segré (Source : CLE de l'Oudon, données ARS et Agence de l'eau Loire Bretagne)

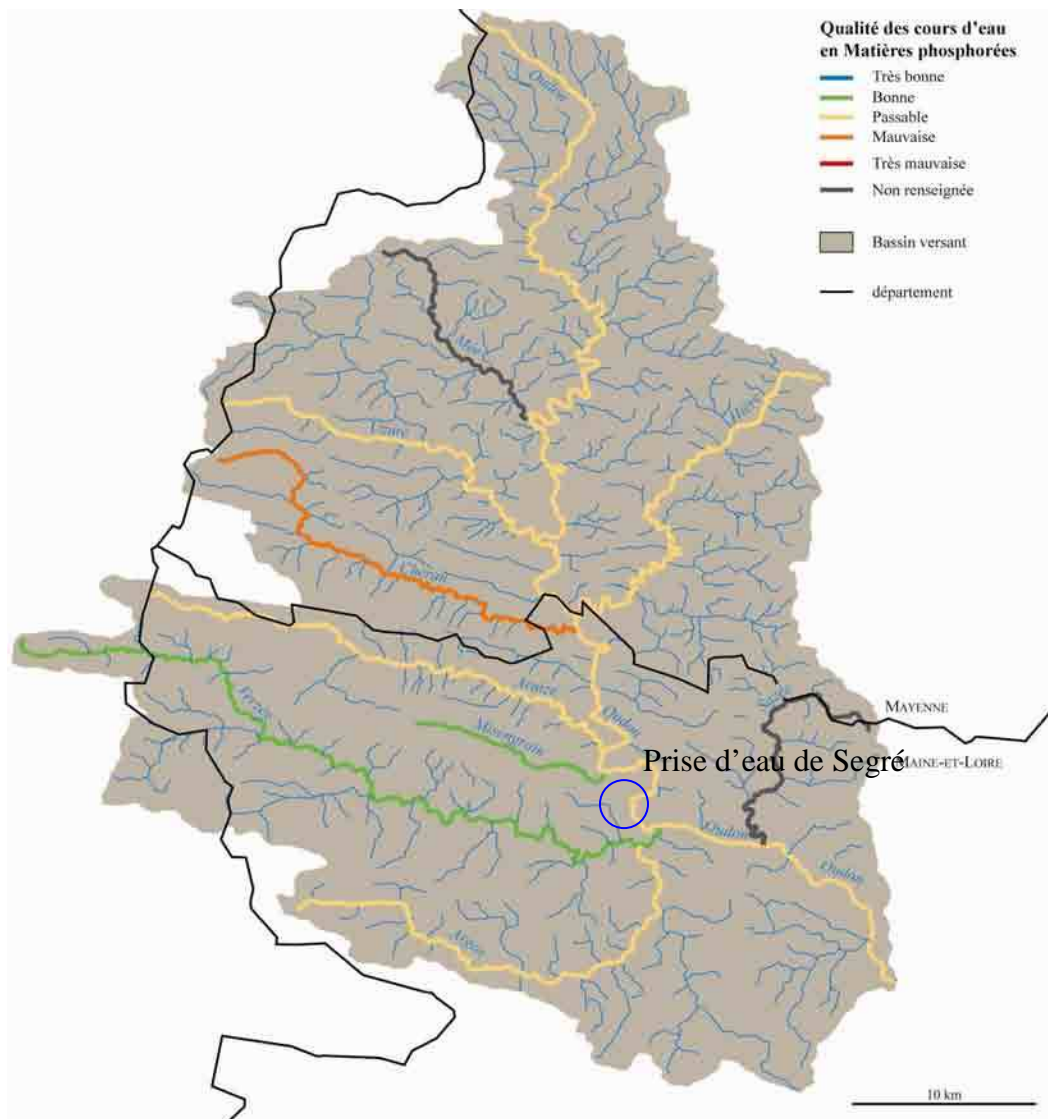


Figure 21 : Carte de qualité SEQ-Eau en matières phosphorées 2009-2010 (source : CLE de l'Oudon)

Pollution par les produits phytosanitaires

Le bassin de l'Oudon est également affecté par les pollutions dues aux produits phytosanitaires. Jusqu'aux années 2000, le nombre de molécules recherchées était réduit et la molécule la plus fréquemment mesurée était l'atrazine, une molécule fortement nocive pour la santé et relativement soluble et persistante dans le milieu. L'utilisation de l'atrazine a été interdite en 2003. Les mesures de pesticides en révèlent cependant jusqu'à présent, notamment à la suite des périodes de désherbage des maïs ($0,7 \mu\text{g.l}^{-1}$ en juillet 2011 sur un des affluents), ce qui indique des utilisations illicites. Le nombre de molécules analysées s'est fortement accru tout particulièrement depuis 2006 (Figure 22). Les teneurs en produits phytosanitaires n'ont pas pour autant augmenté si ce n'est aux printemps 2007 et 2009.

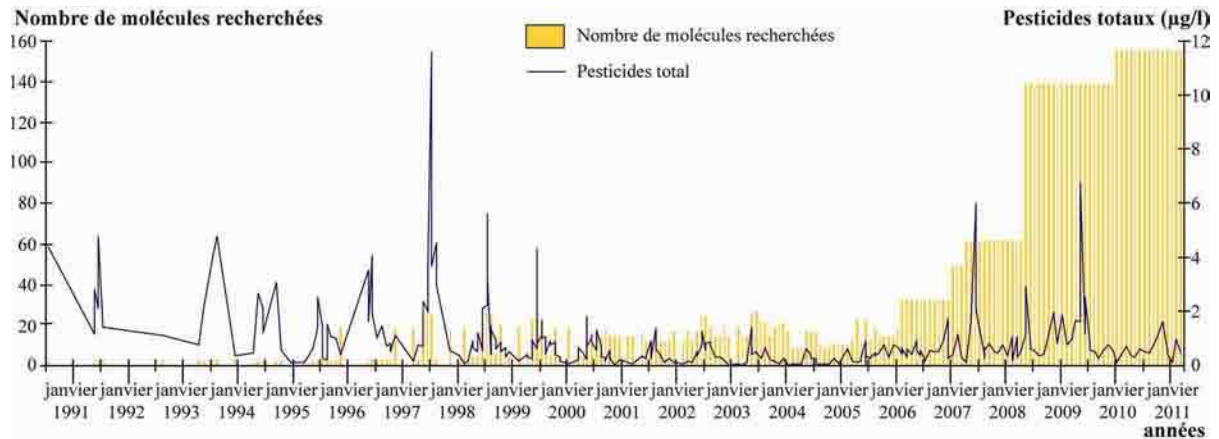


Figure 22 : Seuil max Pesticides totaux : eau distribuée = $0,5 \mu\text{g.l}^{-1}$; eau brute = $5 \mu\text{g.l}^{-1}$
(données ARS)

Responsabilité de l'agriculture dans les niveaux de pollution

En excluant les années sèches (moins de 650 mm.an^{-1}), nous estimons que les flux d'azote provenant des zones urbaines représentent 9 à 13 % des flux d'azote mesurés à Segré (à partir des mesures des flux sortant des industries et en faisant l'hypothèse d'une charge en azote de $11 \text{ gN.hab}^{-1}.\text{j}^{-1}$ et de rendements moyens des systèmes d'épuration des eaux usées domestiques de 60 %). Nous estimons que les flux de phosphore d'origine urbaine s'échelonnent de 22 à 39 % des flux mesurés à Segré, en excluant les années sèches (à partir des mesures des flux sortant des industries qui représentent près des 2/3 des flux urbains et en supposant des émissions de $2,9 \text{ gP.hab}^{-1}.\text{j}^{-1}$ et des rendements épuratoires moyens des systèmes d'épuration des eaux usées domestiques de 50 %). En année sèche, les flux mesurés en phosphore et en azote sont constitués essentiellement des rejets urbains. En année normale, l'agriculture est donc la principale source de pollutions azotée et phosphorée sur le bassin de l'Oudon : de près de 90 % pour l'azote et de 60 à 80 % pour le phosphore (hormis en année sèche).

Coûts pour la collectivité

Des captages souterrains et la prise d'eau sur l'Oudon au Lion d'Angers ont dû être abandonnés du fait de leur contamination. Le coût de cet abandon et du remplacement par d'autres ressources n'a pas été chiffré. La pollution du captage de Segré a nécessité le développement d'interconnexions avec les eaux de la Loire. En 2005, les interconnexions avec SIAEP d'Ancenis, ont représenté un investissement de 1 600 000 €. Comme le captage de Segré va être fermé provisoirement en attendant de retrouver une qualité satisfaisante, une

interconnexion est en cours d'achèvement avec Angers Loire Métropole, l'investissement s'élève à 3 200 000 €.

Pour prévenir les pollutions agricoles différents programmes ont été et sont encore conduits, ils représentent les coûts suivants (entretien avec l'animatrice du SAGE de l'Oudon) :

- 1^{er} programme d'action agricole (2004-2008) : 840 291 € (hors animation) ;
- 2^{ème} programme partie agricole du Contrat territorial (2009-2013) : 1 599 800 € ;
- Mesures agro-environnementales territoriales :
 - Diagnostics préalables / Animation = 100 000 € ;
 - MAET (engagées sur 2007 à 2010) = 1 488 070 € ;
- Mises aux normes des bâtiments agricoles du PMPOA 2 (2002-2006) : 4 425 022 €.

Réglementation spécifique mise en œuvre pour la réduction des pollutions agricoles

Le bassin de l'Oudon est en Zone d'Action Complémentaire (ZAC) selon la directive Nitrates. Ainsi, le seuil réglementaire par exploitation de la charge azotée produite par les effluents d'élevage est de $170 \text{ kgN}_{\text{org}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ (jusqu'à octobre 2011, ce calcul était réalisé par rapport à la surface potentiellement épandable, selon la directive Nitrates, ce qui excluait les surfaces en protéagineux, il est à présent calculé par rapport à la Surface Agricole Utile). Cet indicateur donne une image de la pression structurelle en azote organique. Selon les données présentées par les chambres d'agriculture (issues des analyses des plans de fumure de la chambre d'agriculture de la Mayenne en 2008 et de l'enquête déclarative sur la zone vulnérable, DDT de Maine et Loire en 2010), la charge organique moyenne est de $95 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ en Maine-et-Loire et de $106 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ en Mayenne. 15 % des exploitations dépassent le seuil en azote organique de $170 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$.

La réglementation ZAC impose également une limite de 210 kg d'azote total $\cdot \text{ha}^{-1}$ épandable, en intégrant donc l'azote minéral et organique. Selon les chambres d'agriculture, 4 % des exploitations dépassent le seuil de $210 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$ en Maine-et-Loire et 19 % en Mayenne. Les apports en azote se composent de 55 % d'organique et de 45 % de minéral sur le bassin.

Si ces deux indicateurs de charge globale à l'échelle de l'exploitation sont largement respectés (hormis par une petite minorité), ils n'expriment pas les risques réels qui dépendent de la répartition effective de cette charge sur les parcelles de l'exploitation et de facteurs du milieu comme l'atteste le niveau élevé de pollution du cours d'eau (pour des raisons que nous détaillerons par la suite).

Le captage de Segré est classé prioritaire dans le Grenelle de l'environnement (captages fortement atteints par la pollution). Il est donc susceptible de faire l'objet d'une procédure ZSCE (Zones Soumise à des Contraintes Environnementales). La situation deviendrait alors fortement contraignante pour l'agriculture en imposant des actions sous le poids du réglementaire, sans indemnisation compensatrice. L'élevage serait ainsi particulièrement touché car cette procédure se manifeste notamment par un abaissement des seuils d'azote d'origine organique à l'hectare ce qui se traduirait par une nécessaire extensification des systèmes d'élevage, voire leur abandon dans certaines exploitations. Une autre menace sur l'activité agricole est le risque de contentieux comme en Bretagne : une association ou un tiers pourrait porter plainte pour non respect de la qualité de l'eau ce qui générerait des mesures réglementaires spécifiques à ce bassin pour diminuer la pression agricole. Ces deux perspectives inquiètent la profession et constituent ainsi une incitation à agir avant d'aboutir à ces situations.

La Commission Locale de l'Eau et ses actions en direction du monde agricole

La CLE de l'Oudon a été mise en place en 1997. Elle œuvre sur le bassin versant afin de réduire les pollutions. La voie qui a été retenue est d'engager un processus de concertation et d'associer la profession agricole à l'élaboration des programmes d'actions. Du point de vue organisationnel, un Comité de pilotage à vocation agricole rassemblant l'ensemble des professionnels a été constitué au sein de la CLE et a défini un premier programme d'actions de 2004 à 2008, puis un second de 2009 à 2012. Différentes démarches sur le volet de la communication, de la formation, du conseil, des diagnostics, comme sur le volet de l'aide financière à l'équipement, à la réalisation d'actions favorables à la qualité de l'eau ont été mises en œuvre. Des évolutions nettes ont été relevées en matière de pratiques agricoles depuis 2000 (selon les enquêtes réalisées par les Chambres d'Agriculture) : des pressions d'azote et de phosphore organiques en baisse, une meilleure répartition des effluents d'élevage, plus de précautions quant à l'usage des produits phytosanitaires... Les actions conduites sur le bassin se manifestent par une évolution favorable de la qualité de l'eau à Segré (station en aval du bassin qui intègre ainsi les effets sur l'ensemble de l'amont) comme le montrent la Figure 18 et la Figure 20 (concentrations en nitrates et en phosphore). Néanmoins, le respect de la réglementation agricole comme les actions volontaires ne suffisent pas encore à obtenir une qualité satisfaisante pour l'alimentation en eau potable.

Des Mesures Agro-Environnementales Territoriales sont mises en œuvre sur trois sous-bassins : l'Araize, le Chéran et le Mizengrain (situés dans le sud-ouest du bassin de l'Oudon). Elles ont été souscrites par 53 exploitations sur un total de 320 sur ces sous-bassins (2 625 pour l'ensemble de l'Oudon, selon le RGA 2010) et y ont représenté environ 10 % de la SAU. Les mesures retenues sur cet espace sont d'une durée de 5 ans (source : CLE de l'Oudon) :

- MAET Conversion à l'Agriculture Biologique (CAB) : la mesure accompagne les exploitations en conversion pour partie ou en totalité de leur parcelles vers l'agriculture biologique. L'aide s'élève à 200 €/ha¹.an⁻¹ pour les cultures annuelles et les prairies temporaires et à 100 €/ha¹.an⁻¹ pour les prairies permanentes.
- MAET Systèmes Fourragers Economes en Intrants (SFEI) : la mesure favorise les systèmes fourragers à base de prairie et incite à la réduction des fertilisants de synthèse et des produits phytosanitaires. L'aide s'élève à 130 €/ha¹.an⁻¹. L'ensemble de l'exploitation doit respecter le cahier des charges :
 - o Assolement : 55 % de la Surface Agricole Utilisée et 75 % de la Surface Fourragère Principale doivent être en herbe (prairies permanentes et temporaires), moins de 18 % de la surface fourragère doivent être en maïs (hors maïs grain et semences) ;
 - o Achat de concentrés pour l'alimentation animale plafonné à 800 kg.an⁻¹ par UGB bovine ou équine (UGB : unité de gros bétail) et 1000 kg.an⁻¹ par UGB ovine et caprine ;
 - o Fertilisation :
 - apports azotés annuels totaux produits et importés limités à 170 kgN.ha⁻¹ en moyenne sur l'exploitation,
 - apports azotés organiques annuels totaux produits et importés limités à 140 kgN.ha⁻¹ en moyenne sur l'exploitation,
 - pas d'apport de phosphore minéral,
 - apport azoté minéral annuel sur chaque parcelle de culture plafonné par type de culture :
 - à 30 kgN.ha⁻¹ sur les prairies,
 - à 0 kgN.ha⁻¹ sur maïs et sur betterave,
 - à 60 kgN.ha⁻¹ sur céréales de printemps,

- à 100 kgN.ha⁻¹ sur céréales d'hiver et colza.
 - Traitements phytosanitaires :
 - Interdiction d'emploi de régulateur et d'insecticide sur les céréales,
 - Limitation à une seule dose homologuée de fongicide sur les céréales,
 - Limitation à 70 % de la dose homologuée d'herbicides sur les cultures annuelles,
 - Destruction mécanique des couverts hivernaux et des prairies.
- MAET « herbe » : l'aide s'élève à 99 €.ha⁻¹.an⁻¹ pour les surfaces engagées. Le cahier des charges impose :
 - Absence de destruction des prairies permanentes engagées mais avec la possibilité d'un renouvellement par travail superficiel du sol ;
 - Un seul retournement des prairies temporaires engagées est autorisé durant les 5 ans de l'engagement ;
 - Absence de désherbage chimique à l'exception de traitements localisés,
 - Entretien mécanique des haies,
 - Absence d'écobuage ou de brûlage dirigé
 - Fertilisation :
 - Soit, limitation de la fertilisation azotée totale à 90 kgN.ha⁻¹ et minérale à 30 kgN.ha⁻¹,
 - Soit, absence de toute fertilisation minérale ou organique, l'aide est alors portée à 211 €.ha⁻¹.an⁻¹ pour les surfaces concernées.
- MAET « Grandes cultures » : il s'agit de réduire la fertilisation azotée sur les grandes cultures. L'aide s'élève à 137 €.ha⁻¹.an⁻¹ pour les surfaces engagées. Le cahier des charges impose :
 - Analyse annuelle de la valeur fertilisante de chaque type d'effluent épandu,
 - Seuil minimal de contractualisation : 50 % des surfaces en cultures,
 - Sur les parcelles engagées, fertilisation limitée à :
 - 40 kgN.ha⁻¹ en azote minéral, en moyenne sur l'ensemble des parcelles engagées,
 - 140 kgN.ha⁻¹ en azote total (minéral et organique y compris les restitutions par pâturage) sur chaque parcelle engagée,
 - Sur les parcelles non engagées, fertilisation limitée à :
 - 210 kgN.ha⁻¹ en azote total en moyenne sur l'ensemble des parcelles non engagées,
 - 170 kgN.ha⁻¹ en azote organique en moyenne sur l'ensemble des parcelles non engagées (hors apports éventuels par pâturage).

Les MAET sont contractualisées sur une minorité d'exploitations. Elles ne concernent d'ailleurs pas toutes les parcelles au sein de l'exploitation. Selon l'avis des préconisateurs et des conseillers des chambres d'agriculture, ce sont les agriculteurs qui sont les plus proches des objectifs des MAET qui y ont souscrit afin d'obtenir une reconnaissance financière de leurs bonnes pratiques. L'impact sur le milieu a donc été faible et ce type de démarche de contractualisation ne peut pas résoudre les problèmes de pollution à l'échelle du bassin.

Le rétablissement de la qualité des eaux de l'Oudon nécessite une évolution des pratiques d'un plus grand nombre d'agriculteurs. L'enjeu est de taille sur un grand bassin versant où il y a urgence à réduire les flux de nitrates, de phosphore et de produits phytosanitaires et il n'est pas possible de compter sur une transformation rapide et en profondeur des systèmes de production, ni même sur une généralisation des MAET. Des améliorations des pratiques pourraient avoir a priori des effets sensibles si elles étaient généralisées : une meilleure répartition des effluents d'élevage, une réduction de la durée des sols nus par des cultures intermédiaires, une bonne gestion de bandes enherbées le long des cours d'eau, une

préservation des zones humides, etc. La dynamique est en cours sur le bassin et son observation permet d'identifier des avancées et des difficultés à surmonter, représentatives d'une situation plus générale que nous pouvons retrouver dans d'autres terres d'élevage notamment.

Pour identifier les freins et les leviers à un changement des pratiques agricoles, nous nous appuyons sur les discussions ayant eu lieu avec les préconisateurs d'organismes agricoles. Lors de huit journées dédiées à la question de la pollution agricole, organisées par la CLE, des groupes d'une douzaine de préconisateurs ont été constitués et ont donné lieu à des échanges sur les facteurs explicatifs ainsi que sur les leviers et les freins à l'évolution des pratiques dans le bassin. Les préconisateurs sont des technico-commerciaux de l'agrofourmiture et des coopératives qui conseillent les agriculteurs sur leurs choix culturels, leurs pratiques agricoles et qui réalisent les plans de fumure avec eux. Ils connaissent bien le contexte dans lequel les agriculteurs raisonnent, leurs objectifs, leurs perceptions de l'environnement, leurs contraintes de production.

Ces discussions sont riches d'enseignements. En effet, comme l'écrit P. Milleville (en parlant des problèmes rencontrés par la diffusion de modèles fondés sur la maximisation des rendements), « pour devenir une pratique, la technique doit prendre place dans une organisation qui a ses finalités, ses règles et ses contraintes » (Milleville, 1999). Les techniques de réduction des pollutions deviennent des pratiques réelles si elles entrent en adéquation avec l'ensemble du contexte de production de l'exploitant. Il faut tenir compte des situations dans lesquelles se trouvent les agriculteurs et de la diversité de ces situations, pour mieux identifier les facteurs favorisant ou s'opposant à la diffusion de pratiques plus respectueuses de l'environnement.

Les facteurs expliquant les pollutions sur l'Oudon

Différents facteurs expliquent l'ampleur des pollutions diffuses sur le bassin :

- Les apports organiques se concentrent sur le maïs, culture qui présente une forte capacité d'absorption, des avantages en matière de période d'épandage (au printemps avant le semis) mais aussi des risques importants de lessivage en laissant le sol nu en automne à la suite de la récolte. Les apports sont donc importants, voire bien souvent excédentaires sur cette culture. Le maïs constituant la plus grande partie du fourrage de la majorité des exploitations, les agriculteurs ont tendance à maximiser sa production. Or, la fréquence d'été secs et la réserve utile des sols peu élevée dans le secteur ne permettent pas d'atteindre les rendements espérés chaque année ce qui génère des reliquats d'azote dans les parcelles en maïs à la suite de la récolte.
- Les valeurs fertilisantes des effluents ne sont pas assez connues et prises en compte.
- Les mises aux normes des bâtiments d'élevage réalisées au début des années 2000 sont dans de nombreux cas insuffisantes aujourd'hui en matière de capacité suite à l'agrandissement des structures. Cela génère des insuffisances de stockage qui poussent alors à épandre au mauvais moment ou en trop grande quantité sur les parcelles disponibles lorsque les fosses ou les aires de stockage sont pleines.
- Le plan de fumure rendu obligatoire en zone vulnérable selon la directive « Nitrates » est le plus souvent réalisé uniquement pour respecter la réglementation. Sur le papier, il y a un équilibre de la fertilisation, mais dans la réalité, les apports intègrent d'autres contraintes comme par exemple la proximité entre les parcelles et les bâtiments d'élevage, dans un contexte d'agrandissement des structures et donc d'éloignement de certaines parcelles où il est plus contraignant d'apporter des effluents (Marie et al., 2009).

- L'allongement et la diversification des rotations, notamment avec des prairies temporaires, permettent de réduire l'usage de produits phytosanitaires en cassant le cycle des adventices, maladies et parasites. Mais la hausse du prix du blé depuis 2007 n'incite pas à leur développement car, lorsque le sol le permet, la préférence est donnée à cette culture.
- Lors du retournement de prairie, il est interdit par la réglementation de fertiliser la culture suivante ce qui n'est fréquemment pas respecté car les agriculteurs craignent un manque d'azote, ne pouvant pas mesurer la minéralisation au cours de la saison.
- L'élevage régresse sur le bassin au profit des cultures, ceci est lié à l'évolution des prix (crise du lait en 2010, contexte difficile pour la viande bovine et augmentation tendancielle des prix des céréales depuis 2007), à la pénibilité du travail d'éleveur mais aussi à l'agrandissement progressif des exploitations (64 ha en moyenne au RGA 2010). Ceci se traduit par un recul des prairies au profit du blé, avec des risques accrus de lessivage d'azote, de phosphore et de produits phytosanitaires. L'arasement des haies est concomitante au recul de l'élevage et constitue une autre conséquence négative sur les transferts de polluants.
- L'agrandissement des exploitations en cours dans la région est lié à leur coût d'achat, relativement élevé (de 300 000 à 500 000 € pour une exploitation moyenne en élevage bovin, selon la Chambre d'Agriculture du Maine-et-Loire) difficilement accessible à des jeunes en installation. Or, selon les dires des préconisateurs et conseillers des chambres d'agriculture, ce sont les jeunes qui sont plus sensibles aux questions environnementales, à l'optimisation agronomique et qui sont le plus susceptibles d'adopter de nouvelles techniques, voire de nouveaux systèmes.
- Selon les préconisateurs et de nombreux agriculteurs, les niveaux élevés de pollution résultent aussi des pratiques de certains agriculteurs minoritaires qui ignorent sciemment les principes de la fertilisation équilibrée et de l'usage responsable des produits phytosanitaires (preuve en est l'usage illicite de l'atrazine interdit depuis 2003 et pourtant mesuré à des teneurs significatives dans les rivières jusqu'à présent). Ces agriculteurs ne participent pas aux réunions, ni aux journées d'information, ni aux démonstrations en « bout de champ » organisées par les chambres d'agriculture avec le soutien de la CLE. Inconscients de l'intérêt général, ils ne seraient sensibles qu'à des sanctions. Or, les sanctions de la part de la police des eaux ne seraient pas assez appliquées pour dissuader les agriculteurs récalcitrants au respect de la réglementation environnementale.
- Hormis ces comportements extrêmes, la perception des enjeux sanitaires sur l'eau potable n'est pas homogène sur le bassin : les agriculteurs de l'amont du bassin sont ainsi moins sensibles à la question de la qualité à la prise d'eau de Segré.

Leviers favorables à une évolution des pratiques

Différentes actions sont conduites par certains et nécessiteraient d'être renforcées et diffusées pour réduire les pollutions :

- Une meilleure répartition de la charge organique par épandage des effluents sur les prairies et d'autres cultures que le maïs afin de réduire la charge organique sur cette dernière culture (les aléas de la minéralisation poussent à une sur-fertilisation et donc à des risques de lessivage en post-récolte).
 - Le colza (en développement surtout en 2009 et 2010 lorsqu'une prime a été mise en place sur cette culture) est à présent fertilisé en apports organiques.
 - Le compostage des fumiers est une voie pour adapter leur usage sur d'autres cultures que le maïs ou le colza. Depuis quelques années, certains agriculteurs

fertilisent leurs prairies avec des lisiers ou des fumiers. Les résultats sont assez satisfaisants d'un point de vue agronomique mais le temps passé, l'équipement comme des craintes sanitaires freinent la diffusion de cette pratique (aménagement de plates-formes et équipement pour le retournement des andains afin d'oxygéner le fumier). Le blé n'est quasiment jamais fertilisé en effluents organiques (hormis avec du lisier).

- L'échange de parcelles est pratiqué par certains (de façon informelle, sans déclaration, du fait de la lourdeur administrative de telles demandes) afin de réduire les déplacements, ce qui a un effet favorable sur la répartition des effluents.
- La hausse du prix des engrais minéraux incite à leur économie et à une meilleure valorisation de l'azote des effluents. Dans une certaine mesure, le raisonnement environnemental peut ainsi converger avec le raisonnement économique.
- L'information sur l'épandage des effluents pourrait être améliorée par des mesures de teneurs en nutriments des effluents et par des pesées d'épandeurs (seuls 10 à 15 % des agriculteurs feraient des pesées selon les préconisateurs).
- Un accroissement du nombre de mesures des reliquats au champ en post-récolte permettrait de mettre en évidence les mauvaises pratiques de fertilisation. L'agriculteur pourrait ainsi mieux ajuster ses apports. Certains acteurs du bassin pensent d'ailleurs que ces mesures pourraient être utiles pour identifier les agriculteurs qui ne respectent pas les principes de la fertilisation équilibrée afin soit de les verbaliser, soit de leur proposer une formation.
- Un fractionnement des fertilisations permettrait de mieux répartir dans le temps les apports en fonction des besoins en s'adaptant à la situation climatique.
- Les bandes enherbées sont généralisées sur le bassin. Lorsqu'elles mesurent 6 m de largeur (cas le plus fréquent), les parcelles environnantes ne doivent pas recevoir d'épandage à moins de 35 m du cours d'eau. En réalité, rares sont les agriculteurs à respecter ces 35 m. Lorsque les bandes sont élargies à 10 m, l'agriculteur peut épandre jusqu'en limite de la bande, ce qui avantage la culture sans menacer plus fortement le cours d'eau. Cette alternative permettrait donc en réalité d'améliorer la situation.
- La généralisation des couverts végétaux ou cultures intermédiaires pièges à nitrates : les couverts sont obligatoires selon la directive Nitrates sur le bassin de l'Oudon. Ils ont été initialement perçus comme une contrainte représentant un coût et du temps sans utilité pour l'exploitation mais au fil des années, une grande partie des agriculteurs y ont trouvé un intérêt agronomique d'amélioration de la structure des sols. Certains agriculteurs diversifient d'ailleurs leurs couverts pour accroître leur efficacité : à la moutarde, moins coûteuse au semis, se substituent d'autres espèces (phacélie, vesce, pois, avoine, seigle... parfois en mélange) qui pour certaines sont gélives, ce qui permet une destruction naturelle du couvert en hiver sans avoir à employer d'herbicides (ce dernier intérêt va dans le sens d'un meilleur respect de la réglementation départementale qui impose que la destruction chimique des couverts ne concerne pas plus de 33 % des surfaces en Maine-et-Loire et 50 % en Mayenne - différence territoriale d'ailleurs difficilement justifiable). La proportion est bien respectée selon les préconisateurs. Néanmoins, si certains agriculteurs exploitent bien les capacités des couverts, les marges de manœuvre restent encore importantes chez le plus grand nombre pour optimiser la production de biomasse et ainsi réduire le lessivage et l'érosion. Un accompagnement technique, des communications seraient utiles selon les préconisateurs. Cette technique favorable à l'environnement et à la

productivité des sols n'est cependant pas applicable dans toutes les successions à risques : ainsi, les couverts ne peuvent pas être mis en place entre un maïs et un blé.

- Si les agriculteurs ont acquis une conscience de la dangerosité des produits phytosanitaires et respectent les procédures de rinçage des bidons vides ou de gestion du fond de cuve des pulvérisateurs, il y a encore des marges de progrès pour éviter les pollutions ponctuelles notamment lors du remplissage ou pour mieux respecter des espaces non traités le long des cours d'eau.
- Un développement du raisonnement agronomique est nécessaire pour mieux prendre en compte les potentiels des sols composant l'exploitation, les besoins des cultures, la valeur fertilisante des effluents, l'intérêt des couverts... Il conduit les agriculteurs à réduire les pertes et à éviter de gaspiller les fertilisants et les produits phytosanitaires. Les préconisations relèvent une évolution positive dans ce domaine : le conseil dans la lutte phytosanitaire s'est développé et les agriculteurs prennent beaucoup plus de précautions, l'usage des logiciels de calcul des bilans est aussi de plus en plus répandu et la jeune génération est plus réceptive.
 - Un conseil personnalisé avec une analyse du bilan économique, des conditions de travail et des impacts environnementaux permettrait de proposer une évolution du système d'exploitation plus adaptée à chacun. Le coût financier d'un tel conseil est élevé (2 500 € en moyenne) et peut être pris en charge à hauteur de 90 % par les organismes publics.

Facteurs explicatifs des pratiques à risques	Evolutions favorables à renforcer
<ul style="list-style-type: none"> - Surfertilisation du maïs, - Insuffisance de connaissances sur la valeur fertilisante des effluents et des reliquats d'azote des sols, - Equipement : faible dimensionnement des stockages d'effluents d'élevage, - Faisabilité technique : temps de transport des effluents dans des parcelles éloignées, - Recul de l'élevage au profit des céréales → disparition des haies, prairies et appauvrissement des rotations, - Sanctions insuffisamment dissuasives pour le non respect des réglementations, - Perception insuffisante des liens entre pratiques et qualité cours d'eau. 	<ul style="list-style-type: none"> - Pilotage agronomique : répartition de la fertilisation organique, ajustement des apports en s'appuyant sur des mesures plus précises, fractionnement des fertilisations, raisonnement plus précis des fertilisations et traitements, accroissement de la biomasse de couverts végétaux, - Simplification de la manipulation des fertilisants organiques : échange de parcelles, élargissement des bandes enherbées / réduction distance d'épandage aux cours d'eau, - Conscience de la dangerosité des produits phytosanitaires.

Tableau 4 : Facteurs explicatifs de pratiques à risques et leviers d'action pour les réduire

Comme pour le Rochereau, l'expérience de l'Oudon nous montre que la réduction des pollutions d'origine agricole est un processus long qui demande la participation des acteurs du monde agricole et l'adhésion du plus grand nombre d'exploitants pour que les actions se

traduisent au niveau de la qualité de l'eau du bassin. La diffusion des techniques respectueuses de l'environnement prend du temps, la dynamique de leurs effets sur le milieu également. La restauration de la qualité de l'eau est un processus qui n'offre ses fruits qu'à moyen ou long terme. Nous pouvons relever l'importance de la mobilisation des acteurs locaux et l'ampleur des engagements financiers sur l'Oudon, pour une évolution certes significative mais insuffisante de la qualité de l'eau. Les agriculteurs respectent dans leur grande majorité la réglementation mais cela ne suffit pas pour atteindre les objectifs de qualité, une évolution plus poussée des pratiques est nécessaire. Des marges de manœuvre sont encore présentes et peuvent être exploitées sans remettre en cause la productivité.

L'adoption de pratiques plus respectueuses de l'environnement doit rimer pour le plus grand nombre avec un gain économique et ne pas engendrer de temps supplémentaire. En effet, dans le cadre de l'agrandissement des exploitations, les tâches ne peuvent se multiplier et la majeure partie des agriculteurs se refuse à prendre plus de temps pour le seul intérêt environnemental. Par ailleurs, les marges étant réduites, les agriculteurs n'adoptent que des mesures éprouvées, n'engendrant pas un risque sur la production. L'évolution ne peut donc se faire sans une adhésion réelle des agriculteurs vers des techniques qui allient un meilleur bilan environnemental à un respect de la rentabilité économique et de la charge de travail.

6. Conclusion sur les pollutions agricoles à l'échelle de bassins versants en France

L'étude des deux bassins illustre la dynamique en cours sur de nombreux bassins versants français pour faire face à la dégradation de la qualité de l'eau par les activités agricoles (Figure 23). Un processus de négociation s'établit entre les agriculteurs et les gestionnaires de bassin afin d'élaborer des actions efficaces qui ne menacent pas l'économie des entreprises agricoles. Les agriculteurs sont dans leur grande majorité dans des stratégies d'adaptation : il ne s'agit pas de remettre en cause les systèmes de production mais de modifier les pratiques les plus à risques ou d'aménager leur espace de production. L'environnement est alors perçu comme une contrainte relativement légitime à présent sur ces bassins versants, tant qu'il n'interfère pas avec l'économie de l'exploitation.

Mais le territoire – bassin versant ne fonctionne pas en système fermé. Les Agences de l'eau jouent un rôle important en incitant les acteurs à l'organisation et en contribuant au financement d'actions. La qualité de l'eau doit respecter les objectifs fixés par le Comité de bassin (Loire-Bretagne en l'occurrence) et l'Etat surveille étroitement l'évolution des pollutions sur les bassins dont les ressources sont utilisées pour la production d'eau potable. Si la qualité de l'eau ne respecte pas les normes (décidées à l'échelon européen), la distribution d'eau à partir de ces ressources peut être suspendue et des réglementations spécifiques mises en œuvre afin de réduire la pression agricole. Les agriculteurs sur l'ensemble du bassin versant sont donc incités à réaliser des actions efficaces s'ils ne veulent pas être soumis à des réglementations plus contraignantes qui peuvent menacer la viabilité de leurs exploitations.

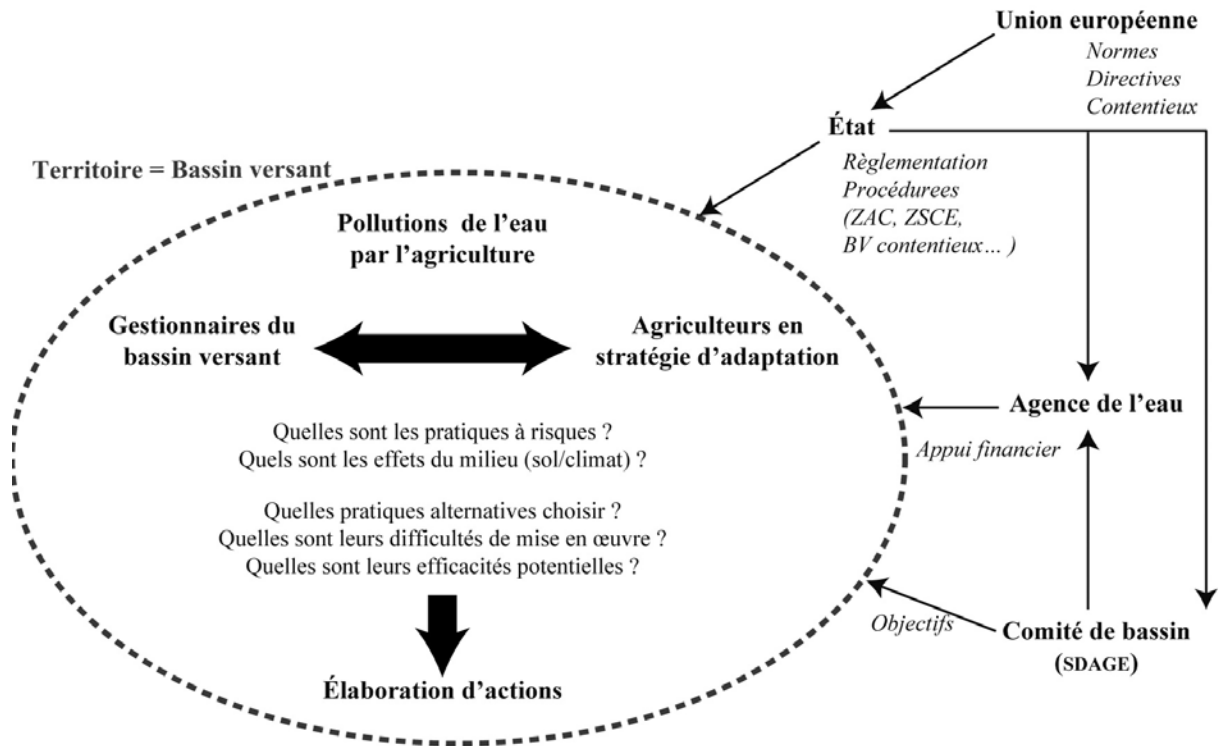


Figure 23 : Le système d'acteurs intra et extra-territoriaux dans la gestion des pollutions agricoles

Face à la multiplicité des actions possibles, la question de leur efficacité respective reste ouverte. Une estimation des impacts positifs de telle ou telle alternative est nécessaire pour que les choix portent sur les actions les plus efficaces, qui produisent les résultats les plus significatifs à l'échelle du bassin versant, enjeu de l'alimentation en eau potable. Nous présenterons plus loin des méthodologies adaptées à ces besoins de connaissances.

2. La problématique agriculture – environnement au sud du Brésil

La problématique des impacts environnementaux de l'activité agricole dans le sud du Brésil diffère évidemment de celle du nord-ouest de la France du fait du contexte bioclimatique, de l'orientation des productions, des structures agraires, des savoir-faire, de la culture des agriculteurs, du rôle des politiques, des réglementations... Cependant, dans cette région, la protection des ressources en eau et plus largement celle de l'environnement deviennent un enjeu. Des questions similaires à celles qui se posent dans l'ouest de la France émergent ainsi : Comment inscrire le développement agricole en cohérence avec la finitude et la vulnérabilité des ressources naturelles ? Comment les agriculteurs perçoivent-ils les nouveaux enjeux ? Quelles actions conduisent-ils pour améliorer leurs impacts sur l'environnement ? Comment se construisent socialement et politiquement les nouveaux territoires de l'eau que sont les bassins versants ? Quelle place y tiennent les agriculteurs ? Quels sont les leviers d'une évolution des pratiques agricoles vers une meilleure prise en compte de l'environnement ?

Au Brésil, les préoccupations environnementales se concentrent le plus fréquemment sur la forêt amazonienne. Cependant, d'autres biomes que la forêt tropicale sont également soumis aux pressions du développement agricole et soulèvent de nombreuses questions quant à la régulation et à l'adaptation des pratiques et des systèmes agricoles afin d'en réduire les impacts sur l'environnement. La Pampa forme l'un des biomes de l'Amérique du Sud. Elle représente 777 000 km² dont 137 000 km² au Brésil (Overbeck et al., 2007) où elle couvre le sud de l'Etat du Rio Grande do Sul. C'est une prairie subtropicale (appelée fréquemment « campos » au Brésil) interrompue de forêts galeries le long des cours d'eau. La Pampa possède une biodiversité importante : 3 000 espèces végétales (dont 450 espèces de graminées avec plus de 200 d'entre elles menacées d'extinction), 100 espèces de mammifères et 500 espèces d'oiseaux. 64 % de la couverture végétale originelle du biome ont été détruits au Brésil (source : Eduardo Vélez, biologiste à l'UFRGS), ce qui en fait l'un des biomes brésiliens les plus dégradés. La Pampa couvre une part importante de l'aire d'alimentation du plus grand aquifère d'Amérique du Sud, l'aquifère Guarani (Vianna, 2002), et des bassins des fleuves Paraná et Uruguay. Au Brésil, la Pampa constitue une aire importante pour l'élevage, la riziculture et le soja, bien qu'en recul relatif face à la croissance de ces productions dans le Centre-Ouest (Mato Grosso).

La recherche qui est présentée ici s'appuie sur les travaux que nous avons conduits dans le cadre de l'accord CAPES-COFECUB : enquêtes auprès des gestionnaires, des techniciens et des agriculteurs, campagnes de terrain, analyse des données produites par le Comité de bassin de l'Ibiciuí, travaux de master et bibliographie. Cette recherche a été réalisée en collaboration avec Jeannine Corbonnois (UM), Guillaume Leturcq (master puis doctorat UM), Leslie Lepiller (master UM), Roberto Verdum (UFRGS), Rosa Medeiros (UFRGS) et Ivo Mello (président du Comité de bassin de l'Ibiciuí). Les résultats ont fait l'objet de plusieurs publications (Laurent et al., 2006; Leturcq et al., 2008; Laurent et al., 2009; Corbonnois et al., 2011). Plusieurs travaux de master de l'université du Maine ont été réalisés dans la zone (Leturcq, 2004; Plessis, 2004; Leturcq, 2005; Plessis, 2005; Lepiller, 2006; Sogue, 2011).



Figure 24 : Les régions et les États du Brésil

1. Le bassin versant de l'Ibicuí

L'étude du bassin de l'Ibicuí illustre les enjeux de développement agricole et de protection des ressources naturelles des espaces ruraux de campos du Sud du Brésil. Situé dans l'ouest du Rio Grande do Sul, à une latitude voisine du 30^{ème} parallèle sud, l'Ibicuí draine 45 694 km² jusqu'à sa confluence avec le fleuve Uruguay. La population sur le bassin versant de l'Ibicuí est estimée en 2002 à 414 321 habitants (source : DRH/SEMA). La densité s'élève à 9,1 hab.km⁻². La population est majoritairement citadine avec comme principaux centres urbains : Santa Maria, Uruguaiana, Santana do Livramento et Alegrete. Une grande partie de l'activité économique est liée à l'activité agricole : industries agro-alimentaires, agro-fourniture, machinisme agricole et services à l'agriculture et à l'élevage.

Le climat est de type subtropical humide. Les précipitations moyennes à São Borja, dans la vallée de l'Uruguay, au nord du bassin sont de 1 499 mm.an⁻¹ (source : Worldwide Bioclimatic Classification System – WBCS, période 1944-1994). Régulièrement réparties durant l'année, elles présentent un maximum en avril avec 156 mm.mois⁻¹ et un minimum en juillet avec 84 mm.mois⁻¹. La température moyenne annuelle s'y élève à 21°C avec une moyenne mensuelle minimale en juillet de 15,6°C et maximale en janvier de 26,7°C. L'évapotranspiration potentielle y est de 1 059 mm.an⁻¹ (Thornthwaite). Ce n'est qu'en décembre et janvier que l'évapotranspiration dépasse les précipitations, sans qu'un déficit hydrique n'apparaisse pour une réserve utile du sol de 100 mm (source : WBCS).

Le bassin présente une certaine diversité géologique et géomorphologique (Figure 25) (Corbonnois et al., 2011) qui se reflète dans les activités agricoles (Lepiller, 2006) :

- Le plateau au nord, formé de sols volcaniques fertiles : initialement couvert de forêt d'Araucarias, il a été colonisé par des Allemands et des Italiens à la fin du 19^{ème} siècle (Pébayle, 1974; Claval, 2004), il est aujourd'hui consacré au soja dans de petites et moyennes propriétés familiales.
- La dépression centrale gaúcha occupe la partie centrale et méridionale du bassin. Elle est constituée de grès et de sables dans sa majeure partie et de roches métamorphiques

et cristallines à l'extrême sud-est. Elle a été colonisée depuis le 17^{ème} siècle par des Espagnols puis par des Portugais, elle est dominée par l'élevage extensif associé à la riziculture dans les fonds de vallée irrigables et au soja sur les collines (le soja donne des rendements moindres dans la dépression centrale que sur les plateaux volcaniques - par exemple 8 qtx.ha⁻¹ à Alegrete contre 22 qtx.ha⁻¹ à Palmeira das Missões). Le système foncier dominant correspond à des latifundias de plusieurs milliers d'hectares.

- La plaine d'Urugaiana à l'ouest, est formée principalement de basaltes, recouverts de sols généralement peu épais et caillouteux et de dépôts alluviaux. La riziculture partage cet espace avec l'élevage bovin extensif. Le système foncier est constitué de moyennes et de grandes propriétés. Dans ces dernières, la location est fréquemment pratiquée par des riziculteurs sur des surfaces de quelques dizaines jusqu'à une centaine d'hectares.

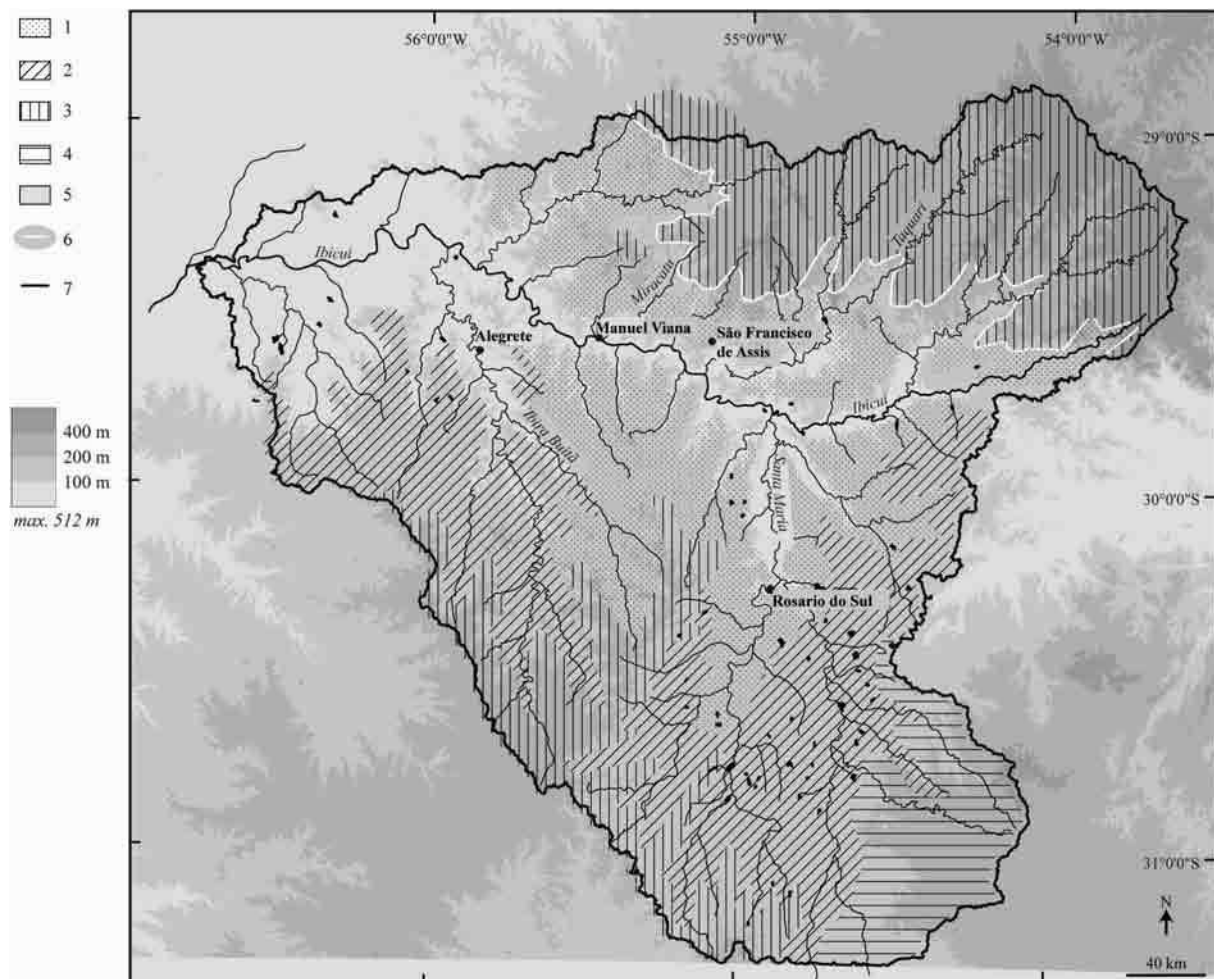


Figure 25 Les unités de relief du bassin de l'Ibicuí

(d'après MNT SRTM – Shuttle Radar Topography Mission, 90 m).

- 1 : zone soumise à l'érosion des sables ; 2 : reliefs de dissection ; 3 : plateau ;
 4 : retombée occidentale du massif ancien ; 5 : vallée de l'Ibicuí et plaine d'Urugaiana ;
 6 : talus principal ; 7 : limites du bassin-versant
 (Corbonnois et al., 2011)

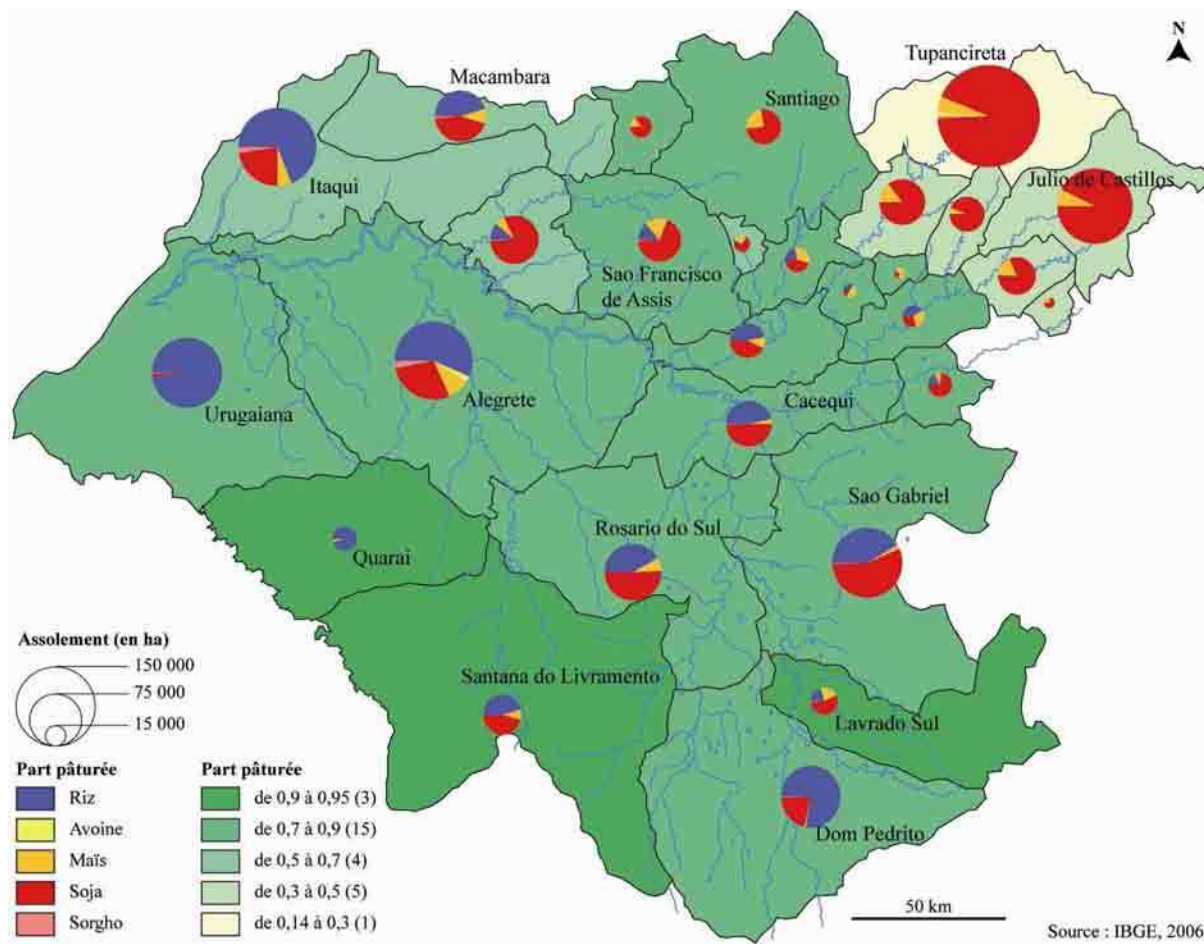


Figure 26 : Activités agricoles sur le bassin de l'Ibicuí : part pâturée dans la surface totale des municipes et part des différentes cultures dans l'assolement des terres arables (source IBGE, 2006)

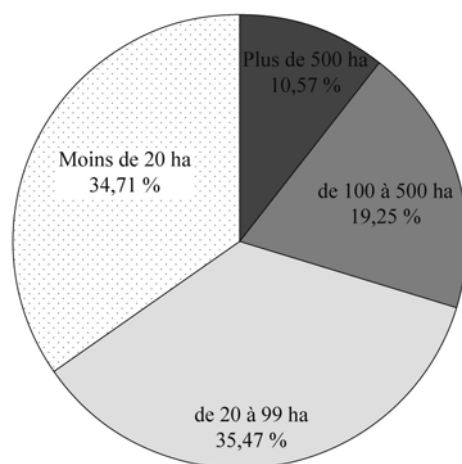


Figure 27 : Taille des propriétés agricoles dans le bassin de l'Ibicuí (source IBGE, 2006)

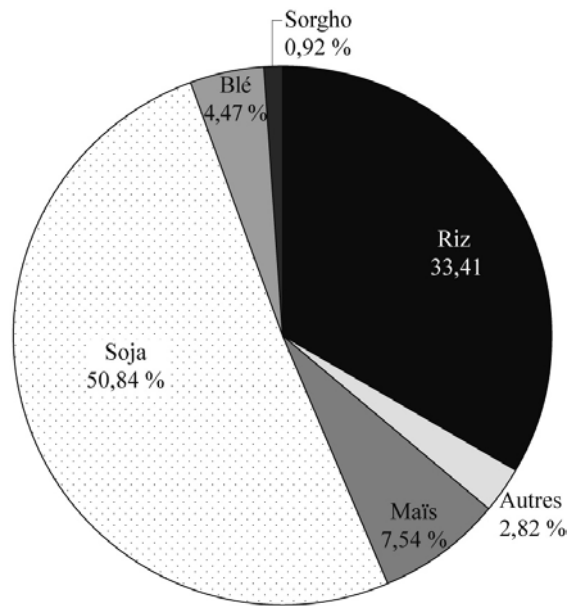


Figure 28 : Surfaces relatives des cultures annuelles dans le bassin de l'Ibicuí (source IBGE, 2006)



Rizière dans une vallée amont



Rizière dans la vallée de l'Ibicuí



Forêt et polyculture familiale sur l'escarpement



Pâturages de la pampa et retenue collinaire pour la riziculture

Figure 29 : Paysages du bassin de l'Ibicuí

29 775 exploitations sont dénombrées dans le bassin (source : IBGE, Censo Agropecuário, 2006). La surface moyenne mise en culture ou en pâturage d'une exploitation est de 123 ha. Les cultures annuelles couvrent 18 % du bassin, les pâturages en représentent 50 %. Seul un quart des exploitations dispose d'un tracteur (IBGE).

Le nombre de têtes de bovins sur l'Ibicuí avoisine les 2 475 000 (en pondérant le nombre de têtes par município du recensement IBGE en fonction de la surface circonscrite dans le bassin, source : IBGE, Censo Agropecuário, 2006). L'élevage se concentre dans la plaine. Il est pratiqué sur des pâturages extensifs permanents ou sur les parcelles cultivées en rotation avec des céréales ou du soja. Les exploitations d'élevage sont généralement de grande étendue.

Les conditions climatiques subtropicales, la topographie légèrement ondulée avec des fonds de vallée élargis et l'abondance de la ressource en eau sont favorables à la riziculture. Les rendements en riz sont relativement élevés dans la région (70 à 80 quintaux par ha). L'État du Rio Grande do Sul est d'ailleurs au premier rang dans la production de riz au sein de la fédération brésilienne, avec 6 875 077 t en 2010 (dont 507 788 t produites dans le município d'Uruguaiana, au premier rang national), pour une production nationale de 11,4 millions de tonnes.

Des céréales d'été (maïs et sorgho) et d'hiver (avoine et blé) sont également cultivées (IBGE, Recensement, 2006). Le maïs régresse. L'avoine est souvent introduite dans les successions comme céréale d'hiver après la récolte de soja, de riz ou de maïs.

2. Les enjeux environnementaux sur le bassin de l'Ibicuí

Les sols du bassin présentent une vulnérabilité à l'érosion variable. La partie médiane qui est formée de grès et de sables (séries de Botucatu et de Rosario) est couverte de formations superficielles sableuses particulièrement vulnérables à l'érosion. Des formes spectaculaires de ravinement et des aires d'ensablement dépourvues de végétation apparaissent dans ce secteur. Ces processus d'érosion atypiques en milieu humide ont été étudiés par les géographes de l'UFRGS (Université Fédérale du Rio Grande do Sul) et qualifiés de processus « d'arenização » (Suertegaray, 1988; Verdum, 1997; Suertegaray et al., 2001). Ils existent en condition naturelle, mais peuvent être activés par le travail du sol ou le pâturage (Corbonnois et al., 2011). Par ailleurs, les sols cultivés sont soumis à l'ablation des particules lors d'événements pluvieux intenses comme il s'en produit fréquemment dans la région : la précipitation maximale quotidienne peut dépasser les 100 mm.j⁻¹ (Verdum, 1997). Les sables entraînés par l'érosion provoquent une charge sédimentaire élevée dans les rivières (Ibicuí signifie d'ailleurs « la rivière de sable » en Tupi-Guarani).

Les ressources en eau du bassin versant de l'Ibicuí sont fortement sollicitées par l'irrigation qui représente 89,0 % des prélèvements totaux, suivie par l'alimentation en eau à destination humaine avec 9,4 % et l'abreuvement du bétail 1,6 % (SEMA, 2003; Laurent et al., 2009). La demande pour l'irrigation correspond à la saison chaude, avec un pic en décembre et janvier. Les barrages n'ont cessé de se multiplier depuis des décennies. Le sud du bassin atteint aujourd'hui les limites d'extension de la riziculture du fait de l'exploitation importante des ressources en eau en été et de la vulnérabilité naturelle aux étiages liée à la nature sableuse des roches. L'Ibicuí connaît des ensablements récurrents liés à l'érosion des sols en amont, d'où la nécessité de réduire ces phénomènes. D'autres enjeux sont d'ordre qualitatif avec les rejets urbains et les effluents d'élevage qui sont responsables d'une pollution fécale (UFSM, 2005). L'élevage produit des volumes importants de déjections susceptibles d'être lessivées jusqu'au cours d'eau. Toute une partie de la population urbaine n'est pas raccordée aux réseaux d'assainissement (84 % par exemple à Alegrete, une ville de plus de 78 000 habitants) et les stations d'épuration qui existent ont un rendement insuffisant (Lepiller, 2006).

La biodiversité des écosystèmes de pampa a souvent été négligée pourtant il a été relevé une grande richesse biologique (Suertegaray et al., 2001; Overbeck et al., 2007). La ripisylve

constitue par ailleurs un enjeu à double titre : en tant qu'écosystème et pour la protection naturelle qu'elle offre aux cours d'eau contre des flux de polluants et de sédiments provenant des versants. La ripisylve est protégée par une loi fédérale qui impose le respect d'une Aire de Protection Environnementale (APP) le long de cours d'eau. Les *municipios* doivent assurer la surveillance de la forêt rivulaire, ce qui n'est pas suffisamment appliqué. La loi impose par ailleurs une absence de mise en culture à moins de 100 mètres des barrages, cette règle est fortement remise en cause par les riziculteurs qui ont aménagé des barrages en terre pour l'irrigation et qui perdent ainsi des surfaces importantes.

L'agriculture présente ainsi de multiples impacts sur le milieu qui nécessitent des actions de correction dans les exploitations et une régulation collective. Nous nous sommes intéressés aux perceptions et aux actions conduites par les agriculteurs en matière de conservation des sols et d'utilisation de l'eau (Leturcq et al., 2008) et à leur participation à la gestion collective des ressources en eau (Laurent et al., 2009).

Perceptions et actions des agriculteurs en matière environnementale

L'étude du bassin de l'Ibicuí permet d'identifier plus précisément les freins et les leviers à une gestion plus durable des ressources en eau et en sol dans le biome de la Pampa. Pour cela, il nous est apparu nécessaire de mieux comprendre les logiques des agriculteurs : Comment les agriculteurs perçoivent-ils leurs impacts sur l'environnement ? Constituent-ils pour eux des enjeux ? Comment raisonnent-ils leurs pratiques, avec quels réseaux ? Quelles sont les interactions avec les pouvoirs publics ?

Pour répondre à ces questions, nous avons réalisé des enquêtes auprès de 23 agriculteurs. Il s'est agi de mettre en évidence leurs perceptions de l'environnement, leurs modes de gestion et d'identifier les variables sociales au sein de l'échantillon expliquant des différences de comportement.

Des innovations favorables à l'environnement et motivées par des gains de production

Si la communauté scientifique est consciente des enjeux environnementaux dans cette zone, il en va autrement de la majorité des agriculteurs qui perçoivent difficilement les liens entre leurs pratiques et l'état de leur environnement. Des risques de manque d'eau sont perçus par certains, mais ils sont attribués essentiellement à la sécheresse et non à une surexploitation des ressources, la pollution par les pesticides est quant à elle négligée. L'érosion des sols dans les zones de tâches de sable (nommées « déserts ») n'est pas considérée comme un enjeu, ces espaces sont jugés improductifs depuis longtemps et ne menacent pas la rentabilité globale des exploitations.

Des actions sont toutefois réalisées par un nombre non négligeable d'agriculteurs : conservation des sols, économies d'eau, protection de la forêt native... L'enquête souligne que les actions favorables à l'environnement sont adoptées lorsqu'elles convergent avec une meilleure rentabilité de leur exploitation ou tout au moins lorsqu'elles n'engendrent pas de coûts supplémentaires. L'érosion en nappe au sein des parcelles cultivées est une préoccupation forte car elle menace la productivité des sols à moyen terme, ceci a conduit une grande partie d'entre eux à passer au semis direct (non labour). La protection des sols contre l'érosion au moyen de ce système contribue à réduire la charge sédimentaire dans les cours d'eau et les problèmes d'ensablement. La conversion au semis direct a été amorcée dans les années 1990, elle a été motivée par la réduction de l'érosion mais aussi par la réduction des charges d'exploitation (carburants, tracteurs et outils de travail du sol). Néanmoins, le semis direct recouvre différentes pratiques dont l'efficacité en matière de conservation des sols est variable. Une minorité d'agriculteurs a adopté le système de semis direct sur couvert végétal associant au non labour des cultures intermédiaires qui enrichissent le sol en matière

organique, avec un maintien des résidus à la surface du sol et le respect de rotations longues avec différentes cultures. La diffusion de ce système efficient dans les dimensions environnementales et économiques est un enjeu important pour le développement agricole de la région (Diaz-Zorita et al., 2002; Sisti et al., 2004; Zinn et al., 2005; Mello, van Raij, 2006; Calegari et al., 2008).

Il apparaît clairement que les agriculteurs sont ouverts à l'information sur les questions environnementales et que certains sont prêts à évoluer dans leurs pratiques. Mais, les campagnes de sensibilisation manquent, les coopératives et les syndicats ruraux pourraient être des relais pertinents pour mobiliser une majorité d'agriculteurs. Les réseaux professionnels sont en effet encore peu préoccupés par les enjeux environnementaux. Les pouvoirs publics ont quant à eux peu de contact avec les agriculteurs. Les comités de bassin sont des structures de concertation ouvertes aux agriculteurs, ces lieux d'échange et de décision pourraient également développer l'information voire soutenir techniquement et matériellement des actions en collaboration avec des organismes professionnels agricoles, si leurs moyens financiers le leur permettaient (absence actuelle de redevance).

L'eucalyptus et son instrumentalisation environnementale

Les campos du sud du Brésil (et plus généralement le biome de la Pampa) font aujourd'hui l'objet de vastes plans de boisements d'espèces exotiques pour la production de pâte à papier (Overbeck et al., 2007; Gautreau, Merslinsky, 2008). Les espèces employées sont les eucalyptus, et dans une moindre mesure les pins et les acacias. Les eucalyptus croissent rapidement et sont coupés au bout de 6 à 9 ans pour la production de pâte à papier. Ils permettent de « valoriser » des sols pauvres, voire dégradés par l'érosion. Ils s'étendent à présent aux dépens des prairies naturelles : de grandes exploitations d'élevage sont rachetées par des groupes de l'industrie de la pâte à papier et sont intégralement boisées sur des centaines d'hectares. Les surfaces concernées sont donc considérables, selon nos analyses par télédétection, les plantations d'eucalyptus seraient passées de 4 101 ha en 2001 à 19 472 ha en 2009 sur le bassin de l'Ibicuí (Sogue, 2011). Cette évolution pose des problèmes à de nombreux habitants de la Pampa et divise la société locale.

Les boisements sont défendus par certains au nom du développement économique et d'arguments environnementaux car les eucalyptus recolonisent des terres dégradées. On assiste ainsi à une certaine instrumentalisation de l'érosion et de l'*arenização* en particulier. Les eucalyptus sont plantés en effet sur les sols les moins fertiles et sont censés lutter contre l'extension des taches de sable qui menaceraient la région (les travaux des géomorphologues démontrent pourtant que ces taches ne sont pas en extension). Les intérêts de la sylviculture industrielle se trouvent légitimés par des arguments environnementaux qui s'appuient également sur l'image « écologique » du reboisement. Une usine de transformation fonctionne dans la région urbaine de Porto Alegre (*Aracruz*), deux autres usines sont en projet : à Pelotas avec la société *Votorantin* et à Alegrete avec la société *Storaenzo*. Le développement de l'eucalyptus intéresse aussi certains agriculteurs qui le considèrent comme un moyen d'accroître la productivité des exploitations sur des sols peu fertiles et une voie de substitution à l'élevage bovin viande en crise depuis les années 1990. Une partie de la population locale considère l'eucalyptus comme une chance pour redynamiser cette région excentrée et en déprise et espère que la filière créera de nouveaux emplois. Mais le projet est très contesté par d'autres groupes sociaux : des écologistes qui s'inquiètent de l'effet de la monoculture sur le régime hydrologique, des enzymes employées pour la décomposition des souches et des toxines générées par les eucalyptus sur la qualité des eaux. D'autres segments de la population considèrent l'eucalyptus comme une menace pour le paysage traditionnel des *gaúchos*, constitué de prairies ouvertes (Ribeiro, 2008). D'autres enfin s'inquiètent de l'accroissement de la valeur du foncier lié à la sylviculture commerciale qui va entrer en concurrence avec

l'agriculture familiale (agriculture caractérisée par la prédominance du travail familial et dont l'objectif économique est d'assurer les revenus de la famille). Des mouvements de protestation sont organisés avec des manifestations allant jusque dans la capitale de l'Etat, Porto Alegre.

L'autorisation de plantation d'eucalyptus est délivrée par l'IBAMA depuis novembre 2007 (auparavant c'était la FEPAM, Fundação Estadual de Proteção Ambiental, sous l'autorité du gouvernement du RS), l'Etat fédéral semble ainsi vouloir contrôler l'expansion de la sylviculture présentant de forts enjeux sociaux et environnementaux. L'état du Rio Grande do Sul avait auparavant établi un zonage qui autorisait 100 000 ha de plantation l'eucalyptus, sur l'ensemble de l'état.



Figure 30 : Plantations d'eucalyptus sur le bassin de l'Ibicuí

3. Le comité de bassin de l'Ibicuí : une forte participation mais un manque de moyens

Pour ne pas alourdir la lecture, nous ne présentons pas ici les principes et les outils de la gestion de l'eau au Brésil. Une synthèse bibliographique est effectuée dans une de nos publications (Laurent et al., 2009).

Le comité de bassin de l'Ibicuí constitue une expérience de gestion concertée des ressources, issue d'une initiative locale. En 1998, dans l'esprit de la loi sur l'eau de l'Etat du Rio Grande do Sul (Canepa, Timm Grassi, 2000), la mairie, le Conseil Municipal de Développement Agropastoral et le Syndicat Rural d'Alegrete, municipale situé au centre du bassin, ont décidé d'organiser des réunions avec les représentants d'autres municipes et du milieu professionnel et associatif sur l'ensemble du bassin. Une commission provisoire a été constituée suite à ces réunions avec des acteurs du domaine. Elle avait pour but de définir les principes d'une composition équilibrée du futur comité de bassin. En 2000, sa proposition fut retenue par le Département des Ressources en Eau de l'Etat du Rio Grande do Sul qui organisa les élections auprès des institutions identifiées. Les collèges du comité représentent différents segments de la société : les usagers de l'eau (dont les irrigants constituent un groupe prédominant), la population, les pouvoirs publics et les organismes de contrôle et d'autorisation de prélèvements et de rejets polluants (Lepiller, 2006). Les irrigants participent activement au comité, ainsi les présidents qui se sont succédés à sa tête sont des riziculteurs ou des agronomes, la secrétaire du comité qui joue un rôle d'animation est rémunérée par l'association des riziculteurs (en l'absence de redevance). Ceci oriente bien entendu la politique du comité.

Le comité gère les autorisations de prélèvement et limite le développement de l'irrigation dans certains espaces critiques. En effet, si l'eau est en apparence abondante (précipitations de

1 400 à 1 700 mm.an⁻¹), le sud du bassin de l'Ibicuí souffre ces dernières années d'une pénurie estivale liée à l'excès de prélèvements agricoles et à la moindre productivité des nappes souterraines. Les actions du comité portent également sur la communication et l'éducation à l'environnement lors de forums, de séminaires ou de foires agricoles ou par des médias avec une forte participation des acteurs territoriaux. Le Comité vient de lancer un diagnostic pour définir un scénario prospectif d'évolution des usages de l'eau et de l'état du bassin à moyen terme (4 à 12 ans). Un plan d'actions sera ensuite défini afin de fixer les objectifs de qualité et de débit minimal et les usages à développer sur chaque sous bassin. Ce plan sera soumis à une consultation publique.



Figure 31 : Poster de sensibilisation sur la qualité de l'eau de l'Ibicuí au siège de l'association des riziculteurs



Figure 32 : Le Rio Ibicuí à Manoel Viana

Ces avancées démontrent les capacités de gestion concertée de l'eau sur ce territoire. Les membres du comité perçoivent en tous cas une solidarité les unissant avec une volonté d'agir pour un patrimoine commun. Mais ces actions de communication sont de fait consensuelles, elles ne heurtent pas les intérêts sectoriels. Or, dans l'avenir, il sera de plus en plus nécessaire d'adapter la demande croissante de la riziculture à la disponibilité des ressources, variable selon les substrats géologiques et les types de sols, ce qui risquera de limiter le développement agricole dans le sud du bassin et suscitera forcément des tensions. Ne serait-ce que pour faire respecter la loi fédérale qui impose de maintenir les espaces naturels le long des cours d'eau, le comité devra également assurer la protection et la restauration des ripisylves qui ont été fortement dégradées pour laisser place à la riziculture (Laurent et al., 2009). Or, comme les riziculteurs ont un poids très important dans l'économie locale, les orientations du Comité respecteront nécessairement en priorité leurs intérêts.

Les actions impliquent une dimension financière, mais aucune redevance n'est encore prélevée, ce qui limite pour l'instant les moyens d'une politique. La mise en place de cette redevance sur les prélèvements et sur les rejets suscitera également des résistances.

4. Conclusion sur la relation agriculture – environnement dans le Sud du Brésil

La demande alimentaire mondiale est en forte croissance et le Brésil est devenu en peu d'années une puissance agricole de premier plan, notamment en ce qui concerne la production de soja, matière première stratégique pour l'élevage (Théry, 2011). Le Sud du Brésil est l'un des grands pôles de production du soja (avec le Centre-Ouest, à présent). Le riz et le maïs connaissent également un accroissement notable en lien avec l'évolution de la consommation mondiale en céréales et une forte demande intérieure. L'eucalyptus constitue quant à lui une matière première importante pour la fabrication de pâte à papier et est perçu par les propriétaires fonciers comme un moyen pour valoriser économiquement les sols de faible fertilité. Ainsi, l'augmentation des prix des produits agricoles incite les agriculteurs à étendre les surfaces cultivées et les boisements artificiels aux dépens des pâturages naturels et à intensifier les systèmes de production. Dans un espace aux sols fragiles et aux ressources en eau qui seront confrontées à la demande croissante de l'irrigation, l'enjeu majeur est la mise en place d'une régulation collective où les agriculteurs participent afin que les gains de production ne se fassent pas aux dépens des ressources naturelles. Pour assurer la cohérence entre développement agricole et protection de l'environnement, se pose alors la question des outils de suivi du bassin au moyen de mesures et d'indicateurs pour évaluer les impacts des activités agro-pastorales, dans le temps et dans l'espace, approches qui font encore défaut dans cette région.

3. La place de l'agriculture familiale dans la gestion de l'eau : le cas du Sertão semi-aride brésilien

Jusqu'à présent, nous avons traité des impacts de l'agriculture en matière d'érosion des sols et de pollution des ressources en eau. Dans les territoires présentés, des dynamiques se développent entre les acteurs locaux et les agriculteurs et se traduisent par des actions de réduction des pressions sur le milieu. Il en va autrement dans des espaces où des catégories significatives d'agriculteurs ne peuvent accéder aux ressources et restent à l'écart du processus de décision. Ceci est particulièrement manifeste lors de la création d'ouvrages hydrauliques dans les pays du Sud. Dans des secteurs de forte pauvreté rurale, la réalisation d'un aménagement et la création concomitante d'une nouvelle ressource génèrent des espoirs chez les paysans pauvres, privés d'accès à la terre et à l'eau. Lorsque l'alimentation en eau de l'agriculture familiale est négligée ou insuffisante, des conflits se développent alors notamment lorsque les aménagements sont réservés à des usages non agricoles ou à l'approvisionnement en eau d'une agriculture commerciale.

La réalisation d'aménagements hydrauliques dans le Nordeste brésilien semi-aride illustre la problématique de l'accès à une ressource en eau limitée dans un contexte social de fortes inégalités. Dans le Nordeste, le contrôle de l'eau constitue un enjeu majeur. L'alimentation urbaine domestique et industrielle comme l'irrigation souffrent de déficits d'approvisionnement récurrents qui freinent le développement. Mais si la rareté de l'eau est une cause évidente de cette situation, c'est surtout la structure sociale qui est responsable des tensions (Jiquiriça, 2002; Garjulli et al., 2004; Lemos, Oliveira, 2004; Tonneau, Sabourin, 2009).

La gestion de l'eau dans le Nordeste du Brésil est marquée par des structures agraires très inégales et par des systèmes politiques et des traditions culturelles qui l'accompagnent (Tonneau, Sabourin, 2009). La domination sociale des latifundiaires pèse lourdement dans les choix de gestion, par différents biais dont celui du clientélisme (Leal, 1975; Ribeiro, 1995; Théry, 2005). Les mouvements sociaux qui contestent ces inégalités sont dans des rapports de force plus défavorables que dans le Sud du Brésil (Souza, 2003; Schneider et al., 2004). Les petits paysans sont souvent en demande d'assistance des pouvoirs publics locaux ou nationaux (non dénuée d'une forme de recherche de paternalisme de substitution à celui des latifundiaires), la dimension entrepreneuriale y est moins développée que dans le sud du pays. Par ailleurs, les arbitrages entre usages urbains et usages d'irrigation sont plus tendus du fait de la présence de grandes villes dans cette zone semi-aride soumise périodiquement à de fortes sécheresses.

Les outils brésiliens de gestion intégrée de l'eau, à forte dimension participative (Saldanha Machado, 2004; Ribeiro, 2009), sont confrontés dans leur mise en œuvre à un accès très inégal à la terre et à l'eau. Le partage de l'eau reste un principe théorique qui s'oppose à la réalité des inégalités sociales (Coutinho, 2010). De ce fait, les pratiques de gestion de l'eau restent sectorielles et traduisent des rapports socio-politiques de domination, avec un manque de planification et de volonté de régler durablement le partage de l'eau. Les déficits de régulation publique, l'incapacité actuelle à rassembler les acteurs autour de projets territoriaux communs génèrent des conflits et l'inégale répartition des ressources en eau oriente le développement régional vers l'éviction des plus pauvres.

A la suite d'une présentation du contexte régional, nous analysons l'empreinte des rapports sociaux dans les modes de gestion de l'eau dans deux études de cas : l'approvisionnement en eau de la ville de Campina Grande et le canal d'irrigation de la plaine de Sousa (canal da Redenção) dans l'ouest de la Paraíba. En lien avec les enseignements que nous avons pu tirer

des exemples territoriaux dans l'ouest de la France ou dans le sud du Brésil, les études de cas que nous allons voir à présent ont pour objectif de montrer que la gestion durable d'une ressource en eau - c'est-à-dire qui assure son renouvellement, respecte sa qualité et garantit l'utilisation rationnelle des aménagements - est conditionnée par un processus démocratique de prise de décision traitant clairement la question sociale à l'échelon territorial. Les agriculteurs, dans leur diversité, doivent être partie prenante de ce processus démocratique. La question de la gestion de l'eau ne peut être isolée du reste de l'organisation de la société. Nous allons voir dans ces cas du Nordeste que la pauvreté rurale générée par l'inégal accès aux ressources, par la concentration du foncier entre les mains de latifundiaires ne peut entraîner que des conflits lorsqu'un nouvel aménagement est réalisé, si les questions des inégalités sociales et du partage du pouvoir politique avec les paysans pauvres ne sont pas résolues.

1. Le Nordeste du Brésil : sous-développement, inégalités sociales et ressources en eau

Les conflits sur les ressources en eau dans le Nordeste du Brésil s'inscrivent dans un environnement socio-politique marqué par les problèmes structurels du développement inégal et par le poids historique des latifundiaires. Quelques données méritent d'être présentées pour apprécier ce contexte régional et les freins qu'il constitue à une gestion plus équitable des ressources en eau.

Les réussites économiques du Brésil en tant que puissance économique émergente s'accompagnent depuis quelques années d'une réduction de la pauvreté grâce à une politique volontariste du gouvernement : 40 % des dépenses publiques sont consacrés aux politiques sociales, soit environ 15 % du Produit Intérieur Brut (PIB). Le pourcentage de familles vivant avec moins de la moitié du salaire minimum est ainsi passé de 31,6 % en 1997 à 23,5 % en 2007. Néanmoins, le chemin reste long à parcourir et le Brésil est parmi les pays au monde les plus inégalitaires : le rapport du revenu moyen des 20 % des personnes les plus riches à celui des 20 % des personnes les plus pauvres s'élevait à 32, au début de la décennie 2000, alors qu'il était inférieur à 10 dans la grande majorité des pays (Sgard, 2003).

Par ailleurs, le pays souffre d'un développement inégal entre régions, l'ensemble du Brésil n'avance pas à la même vitesse (Droulers, 2001; Théry, 2005). Le Sud et le Sud-Est (Figure 24) concentrent l'industrie autour des grandes métropoles de São Paulo, Rio de Janeiro, Belo Horizonte, Porto Alegre et Curitiba. Les productions agricoles d'exportation et les filières de l'agrofourmiture et de l'agro-alimentaire, qui placent le pays dans les premiers rangs mondiaux en termes d'exportation, se situent dans le Sud, le Sud-Est et le Centre-Ouest. Le Nord et le Nord-Est (Nordeste en portugais) représentent des régions en retard. Dans le Nordeste, le pourcentage de familles vivant avec moins de la moitié du salaire minimum est de 43,1 % en 2007 (soit près de 20 points de plus que pour la moyenne nationale) ; 52 % des analphabètes de plus de 15 ans se trouvent dans le Nordeste (alors que 28 % de la population nationale habite dans le Nordeste) (source : IBGE).

L'espace sur lequel a porté notre étude est la Paraíba, un petit État du Nordeste dont la capitale est Joao Pessoa. C'est l'un des États les plus pauvres du Brésil : le taux de pauvreté (personnes vivant avec moins de 1,5 US\$ par jour) était de 48 % en 2005 (contre 29 % pour la moyenne nationale, IBGE). Il est caractérisé par une faible industrialisation et un système foncier dominé par la grande propriété. Ce retard de développement se manifeste dans de multiples domaines et notamment en matière d'accès aux services d'eau puisque 29 % des habitants ne sont pas alimentés en eau par un réseau public et que 79 % ne sont pas raccordés à un système d'assainissement des eaux usées (IBGE, 2007).

Outre cette forte vulnérabilité sociale, cet État est confronté à la rareté des ressources en eau. La Paraíba, comme d'autres États du Nordeste, se caractérise par un contraste très marqué

entre le littoral et l'intérieur (Figure 33). La plaine littorale d'une cinquantaine à une centaine de kilomètres de largeur est fortement arrosée avec des précipitations dépassant les $1\,400\text{ mm.an}^{-1}$ tandis que l'intérieur présente une pluviométrie située entre 300 et $1\,000\text{ mm.an}^{-1}$. Cette région est ainsi considérée comme semi-aride pour la partie médiane de la Paraíba (le Planalto da Borborema) à subhumide sèche pour la partie occidentale (le Sertão), soumise à des influences amazoniennes. La saison sèche s'étend pour le Sertão de juillet à décembre et pour le cœur semi-aride du Planalto da Borborema de juin à janvier (Cohen, Duqué, 1997). Cette aridité est associée à une forte variabilité interannuelle des précipitations.

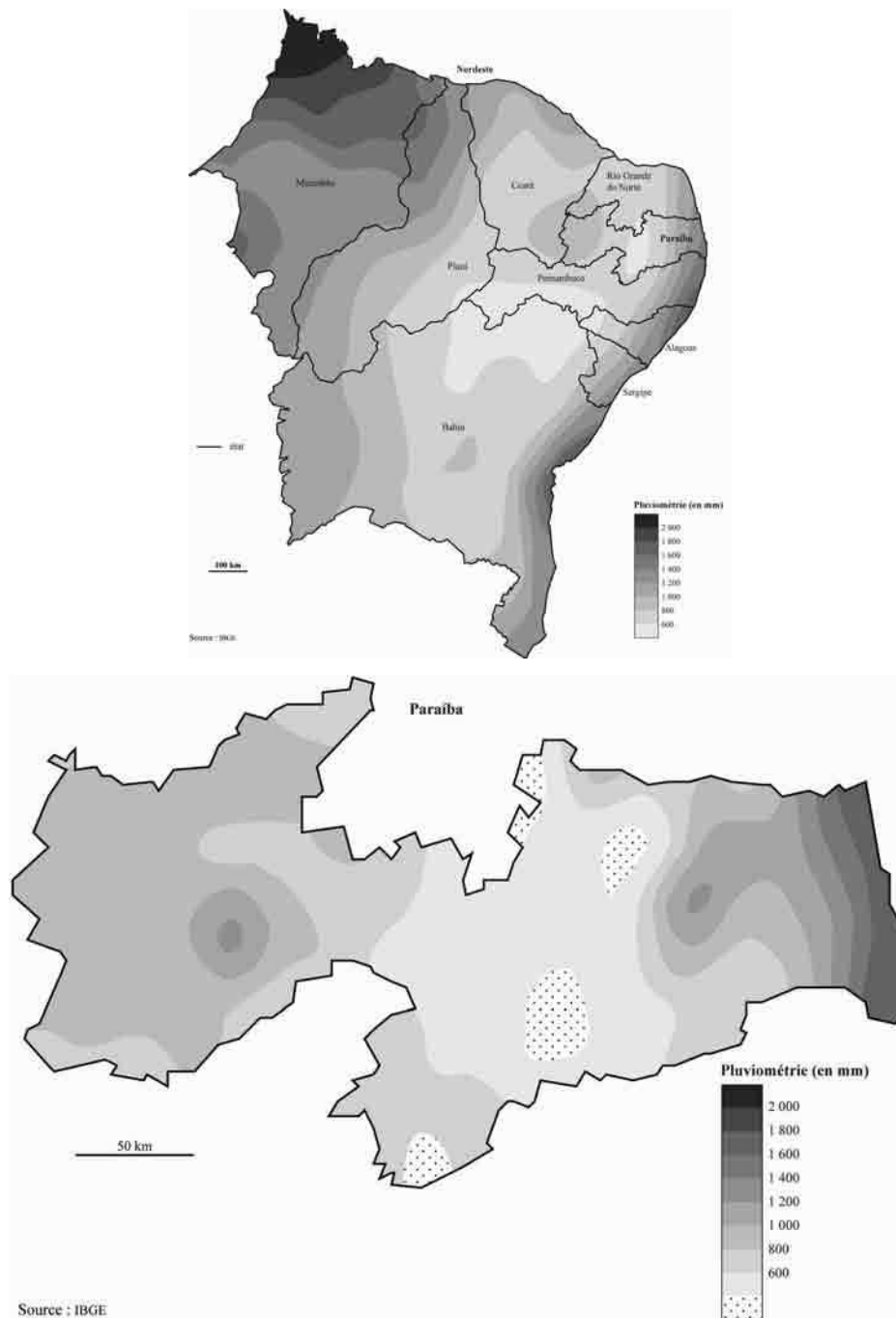


Figure 33 : Pluviométrie dans le Nordeste

Par ailleurs, la géologie de l'intérieur de la Paraíba est dominée par des roches cristallines imperméables faisant obstacle aux écoulements souterrains. Les altérites les recouvrant sont peu épaisses du fait du climat peu propice à l'altération. L'écoulement se produit donc essentiellement en surface et les transferts souterrains se limitent à des circulations d'inferoflux dans les alluvions des cours d'eau intermittents ou dans les fissures des roches mères.



Affleurement de granite



Exploitation agricole sur un versant granitique

Figure 34 : Un substrat géologique difficile pour l'agriculture et de faible potentiel aquifère

Les ressources en eau dans l'intérieur du Nordeste sont donc limitées et irrégulières. La construction de barrages et de dérivations a permis de constituer les réserves indispensables à l'alimentation urbaine et à l'irrigation. Ainsi, de grands travaux hydrauliques ont été conduits essentiellement par l'État fédéral depuis les années 1930, afin de permettre le développement de l'intérieur (Gomes, 2002). Cette région présente d'ailleurs l'une des plus fortes densités en barrages parmi les régions arides dans le monde. A ces barrages sont associés à partir des années 1980 des réseaux de transfert d'eau entre bassins, vers les villes et les zones agricoles. Le réseau hydrologique naturel est ainsi doublé par un réseau artificiel qui présente un véritable maillage de l'espace (Governo do Estado da Paraíba, 2006).

Les questions qui se posent alors sont de savoir si cette politique d'aménagements hydrauliques permet de « corriger » les déficits naturels en alimentant l'ensemble des usagers ? Les multiples usages s'intègrent-ils ou s'opposent-ils dans les politiques de gestion ? Quels sont alors les processus d'exclusion dans le domaine de l'accès à l'eau ? Quelles en sont les conséquences sociales ?

Nous traitons de ces questions au travers de deux exemples dans l'intérieur de la Paraíba (Figure 35). Nous nous appuyons sur des observations de terrain que nous avons réalisées, sur des entretiens avec des gestionnaires de l'eau (représentants de l'agence de bassin) et surtout sur une collaboration que nous avons construite avec les chercheurs de l'UFPB (GEPAT - Grupo de Estudos e Pesquisas em Agua e Território – CNPq/Universidade Federal da Paraíba) : Pedro Vianna, professeur de géographie, Raquel Porto de Lima et Franklyn Barbosa de Brito, étudiants en master à l'UFPB (aujourd'hui en doctorat à l'université de Séville et à l'UFRGS). Ces recherches ont donné lieu à deux communications lors du colloque « Au fil de l'eau » à Clermont-Ferrand en 2009 et font l'objet d'une publication en cours dans un ouvrage collectif.

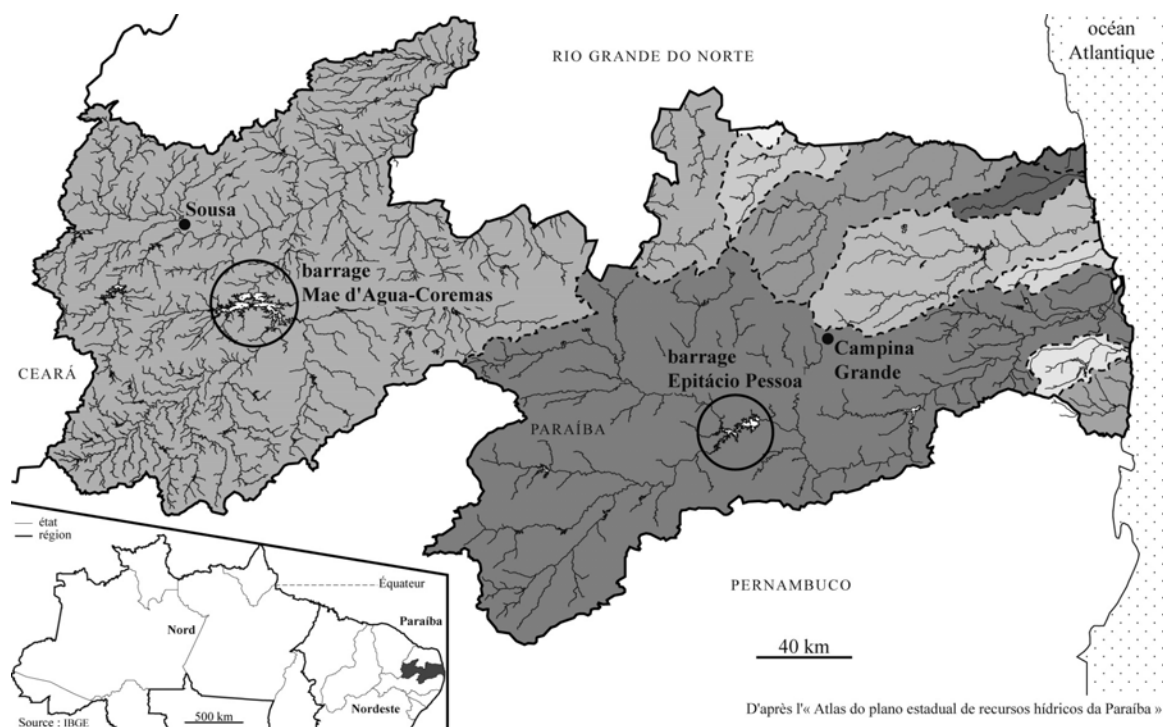


Figure 35 : Les grands bassins versants de l'État de la Paraíba (source : AESA, 2004) et les espaces étudiés

2. L'alimentation en eau de Campina Grande

Campina Grande est l'une des plus grandes villes de l'intérieur du Nordeste avec 385 000 habitants (plus de 500 000 avec l'agglomération, source IBGE, 2010) située dans le Planalto da Borborema. L'activité industrielle est centrée sur l'agro-alimentaire et le textile. Les besoins en eau actuels s'élèvent à 36 millions de $m^3 \cdot an^{-1}$ (Barbosa de Brito, 2008).

- L'histoire de l'alimentation en eau de la ville : une multiplication des ouvrages en l'absence de gestion territoriale

L'histoire de l'alimentation en eau de la ville de Campina Grande révèle les déficits de planification face à la croissance urbaine. La ville tient son origine d'un marché d'animaux créé au début du 19^{ème} siècle, au niveau d'un carrefour de pistes entre le littoral et l'intérieur. Deux premiers barrages furent construits en 1830, ils permirent de transformer le bourg rural initial en ville. Ces barrages ont alimenté la ville pendant un siècle. Ils sont situés actuellement en centre ville. Au début du 20^{ème} siècle, la disponibilité en eau devenait un facteur limitant la croissance urbaine ce qui a justifié la construction d'un troisième barrage en 1917 (açude Bodocongó). Le barrage a été implanté en périphérie immédiate de la ville et a été utilisé pour l'industrie. Sa situation a rapidement entraîné sa pollution du fait de la croissance de l'agglomération. Il constitue aujourd'hui un réceptacle d'eaux usées urbaines. En 1925, pour répondre à la demande urbaine en plein essor et disposer d'un environnement sanitaire plus sûr, un quatrième barrage est construit à 18 km de la ville (açude João Suassuna). N'y suffisant d'ailleurs pas, il a été doublé en 1939 par un cinquième barrage à 40 km de la ville (açude de Vaca Brava).

De 1951 à 1956, le barrage Epitácio Pessoa (également nommé Boqueirão) est édifié par l'État fédéral dans le cadre d'un plan de lutte contre la sécheresse au Sertão. Ce barrage est situé à 44 km de la ville. Il constitue l'un des grands barrages du Nordeste avec un volume utile de 411 millions de m^3 et un plan d'eau de 2 678 ha. Il draine un bassin versant de

12 410 km². La vocation initiale de ce barrage était l'irrigation et la production électrique. Mais en réalité, ce barrage a très rapidement été utilisé pour l'alimentation urbaine : une année après l'achèvement des travaux, la ville de Campina Grande s'est raccordée à cet ouvrage pour assurer son développement. Parallèlement, peu de temps après sa construction, de petits agriculteurs se sont établis illégalement sur les rives pour y pratiquer l'agriculture irriguée à partir de motopompes. Ces familles sont encore présentes aujourd'hui et vivent pour les deux tiers sur des exploitations de moins de 10 ha, destinées à l'autosubsistance. La moitié des irrigants pratique une irrigation gravitaire par immersion des parcelles. Ce système consomme beaucoup d'eau de façon peu efficace et les agriculteurs manquent de formation et de capacité d'investissement dans des systèmes plus économes (Barbosa de Brito, 2008). Lors de périodes sèches, cet usage de l'eau entre en concurrence avec l'alimentation urbaine de Campina Grande.

Le manque de régulation d'accès aux ressources révèle non seulement les difficultés des pouvoirs publics à contrôler et à planifier l'occupation de l'espace, mais surtout à réduire la pauvreté rurale en assistant les paysans pauvres dans des projets de développement et plus largement à effectuer les réformes permettant un accès équitable à la terre et à l'eau. De plus, l'absence de gestion du bassin versant a entraîné une érosion massive des sols suite à des défrichements des berges, au labour des terres cultivées et au surpâturage, ce qui a provoqué une perte de 23 % du volume utile ces cinquante dernières années par comblement partiel de la retenue. L'exploitation des ressources en eau n'a pas été planifiée à l'échelle du bassin versant, des barrages se sont multipliés à l'amont : 22 retenues sont dénombrées à l'amont du barrage Epitácio Pessoa pour un volume global de 300 millions de m³, nombre d'entre elles ont été édifiées après la construction de ce dernier (Barbosa de Brito, 2008). Ces barrages ont été construits pour la plupart par le gouvernement (le DNOCS, département fédéral des ouvrages de lutte contre la sécheresse, a construit à lui seul 42 barrages dans l'État de la Paraíba). Ces aménagements ont été réalisés sans suffisamment tenir compte des conséquences en aval. L'évaporation dans les lacs de barrage et les canaux ainsi que les usages de l'eau réduisent les flux aboutissant au barrage Epitácio Pessoa.

- La sécheresse de 1998 – 1999 : la crise révèle les déficits de gouvernance de l'eau
L'année hydrologique 1998 – 1999 a connu une grande sécheresse dans l'ensemble du Nordeste. Les ouvrages de retenue se sont avérés insuffisants pour répondre aux besoins de tous les usagers et, en l'absence d'anticipation, la crise climatique s'est transformée en crise sociale et politique.

La persistance de la saison sèche et les excès de prélèvement ont entraîné un quasi assèchement de la retenue d'Epitácio Pessoa : le niveau s'est tellement abaissé qu'il restait peu de réserve avant le désamorçage des pompes d'alimentation en eau de Campina Grande (Figure 36). Cette situation a perduré le temps que le réservoir se remplisse de nouveau. Ainsi, en ville durant la saison sèche, les coupures d'eau s'élevaient à une moyenne de 48 h par semaine durant trois années (Barbosa de Brito, 2008).

En début de crise, en juillet 1998, l'agglomération a nommé un groupe d'experts. Il préconisa un arrêt immédiat de l'irrigation légale et illégale le temps de la sécheresse et, sur le long terme, une réduction des prélèvements sur l'ensemble du bassin par un contrôle plus efficace des pompages clandestins. Cet avis a été rapidement suivi d'une décision de justice et d'une intervention de l'État fédéral (IBAMA) avec une interdiction provisoire de l'irrigation sur l'ensemble du bassin versant, une interdiction définitive sur les rives du barrage. La décision a été appliquée : les agents de l'État ont confisqué les pompes sur les berges de la retenue, ce qui a entraîné la perte totale des récoltes. Les paysans se sont fortement opposés à cette interdiction par des manifestations à Campina Grande sans obtenir d'indemnités à hauteur de leurs pertes. Ils jugèrent cette décision inéquitable en dénonçant les gaspillages dans la ville

de Campina Grande et le fait que les industries aient été considérées comme prioritaires sur leurs activités agricoles.

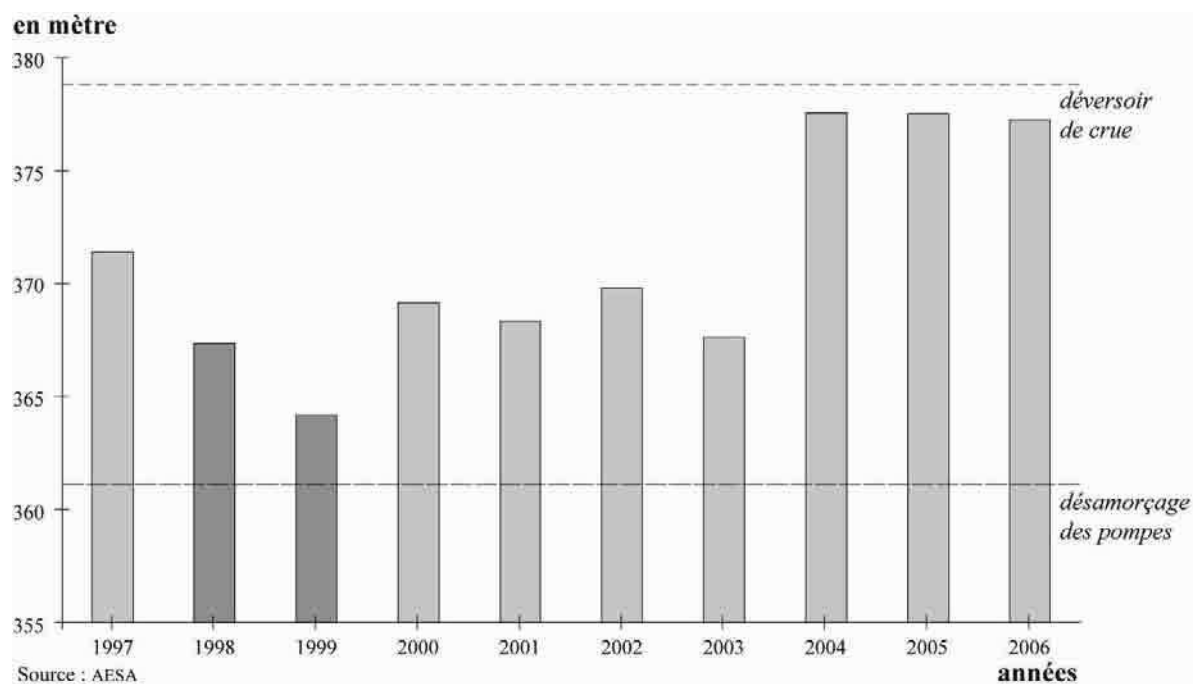


Figure 36 : Cote annuelle moyenne du barrage Epitacio Pessoa
(source : AESA)



Figure 37 : Lac du barrage Epitacio Pessoa avec la tour de la prise d'alimentation en eau

- Depuis 2004, le retour à des pluies normales masque les déficits de gestion. Les fortes pluviométries des années 2004 à 2011 font reverdir le Planalto da Borborema, remplissent les barrages jusqu'au débordement de leur déversoir de crues et masquent les déficits de gestion de l'eau à l'échelle du bassin versant. Dès 2004, la pauvreté rurale a poussé des paysans à revenir occuper les rives de la retenue et à installer à nouveau des pompes illégales sans que les pouvoirs publics n'osent intervenir. Les pouvoirs publics ne semblent d'ailleurs pas s'accorder eux-mêmes sur la stratégie à mener pour assurer un approvisionnement durable de Campina Grande, tout en offrant une voie

alternative aux paysans locaux. La dispersion des organismes publics se révèle par des prises de positions souvent contradictoires (Barbosa de Brito, 2008) :

- L'État de la Paraíba souhaite interdire les pompages illégaux, mais ne dispose pas des compétences pour exécuter les décisions de justice. Il dénonce le manque de contrôles de l'IBAMA ;
- L'IBAMA, qui est l'organisme de contrôle fédéral, prétend laisser faire par manque de moyens techniques et humains pour assurer ce contrôle ;
- L'organisme fédéral des barrages (DNOCS) demande de lever les interdictions d'irrigation ;
- L'organisme d'appui à l'agriculture (EMATER) développe des techniques efficaces d'irrigation auprès des paysans riverains afin qu'ils réduisent leur consommation d'eau ;
- Les municipalités riveraines défendent le droit d'irrigation des paysans pour limiter les problèmes sociaux et demandent des compensations à Campina Grande en cas d'interdiction lors de sécheresses ;
- La municipalité de Campina Grande refuse de s'engager dans ce contexte conflictuel, les fortes pluies de ces dernières années offrant suffisamment d'eau pour tous les usagers.

Enseignements

L'inaction de l'Etat en période d'abondance, s'explique par un laisser faire pour permettre aux petits paysans de survivre, tandis que lorsque l'eau manque les conflits pour l'accès à l'eau provoquent des réactions brutales d'interdiction et d'expulsion sans conséquence durable sur la gestion de la ressource.

Les crises sociales relatives à l'eau ont différentes causes dans le Nordeste semi-aride :

- L'inégale répartition d'accès à l'eau et aux terres irrigables qui provoque des usages illégaux des ressources par des paysans pauvres sans autres alternatives.
- Le manque fréquent de coordination de l'action publique : comme l'atteste l'exemple du barrage Epitácio Pessoa avec une dispersion des stratégies et des actions des organismes publics.
- Le manque de planification : l'aménagement des eaux suit l'accroissement des besoins sans les anticiper, ni les réguler. Le manque de réduction des gaspillages, des pollutions et de planification urbaine de la ville de Campina Grande a ainsi entraîné une « course en avant » dans la construction de barrages de plus en plus éloignés de la ville.
- Le manque de gestion des ouvrages et prélèvements à l'échelle de bassins versants : la multiplication des barrages à l'amont de celui d'Epitácio Pessoa, réalisée par le gouvernement fédéral lui-même, a entraîné des déficits d'alimentation en eau cumulés vers l'aval.
- L'absence de recherche de compromis entre l'alimentation en eau des villes et les agriculteurs entraîne une concurrence non régulée, manifeste lors de sécheresses, cachée lors de périodes humides.

Sans traiter ici de la question de la réforme agraire, la prévention de ces crises nécessiterait une réflexion et une négociation en période normale, afin d'appliquer des actions issues de compromis préalablement acceptés par les différentes parties. Des moyens seraient nécessaires afin de subventionner les projets d'économie d'eau à la fois en ville (pertes des réseaux, comportements des habitants...) et pour les techniques d'irrigation. Des compensations pourraient être prévues pour indemniser les agriculteurs lorsque l'irrigation est interdite.

Ces actions nécessiteraient de gérer l'ensemble des usages de l'eau à l'échelle du bassin versant, dans le cadre d'institutions collectives de gouvernance locale de l'eau. Une telle structure a été créée en 2007 avec le comité de bassin de la Paraíba. Mais ce comité, comme pratiquement tous les comités de bassin au Brésil (à l'exception de bassins pilotes dans le sud-est, comme le bassin du Piracicaba), ne dispose pas de système de redevance, ce qui limite fortement son action et l'implication des usagers (Laurent et al., 2009). Ainsi, pour le cas du barrage Epitácio Pessoa, seulement un quart des irrigants du barrage connaissait son existence, lors d'une enquête de terrain en 2008, et aucun n'y participait (Barbosa de Brito, 2008). Ceci met en évidence le déficit d'information des populations rurales du Nordeste qui freine leur capacité à participer à des processus de gouvernance territoriale (Tonneau et al., 2009; Tonneau et al., 2011).

3. Le conflit pour l'usage de l'eau du canal da Redenção dans le Sertão

L'ouest de la Paraíba se présente comme une grande dépression semi-aride à sub-humide sèche : le Sertão ou Depressão Sertaneja. La végétation naturelle encore fortement présente est la caatinga arborée. Elle est consacrée à l'élevage extensif de bovins et de caprins (Tonneau et al., 2007). Une agriculture irriguée se développe autour des açudes (barrages) pour assurer l'alimentation locale.

- Le périmètre irrigué des Várzeas de Sousa

De grands barrages ont été construits au 20^{ème} siècle par l'organisme fédéral des barrages (DNOCS), d'une part, afin d'assurer l'alimentation en eau urbaine et l'irrigation de la région et, d'autre part, afin d'alimenter par un transfert les rivières Piancó et Piranhas s'écoulant vers le Rio Grande do Norte. Les deux plus grands ouvrages sont : le Coremas, édifié de 1937 à 1943, pour retenir un volume de 720 millions de m³ et le Mãe d'Água, construit entre 1953 et 1956, avec une réserve de 650 millions de m³ (Porto de Lima, 2006). En 1997, un canal de transfert d'eau (37 km avec un débit de 7,9 m³.s⁻¹) est réalisé pour irriguer une plaine aux sols fertiles, les Várzeas de Sousa. Un vaste périmètre d'irrigation y est aménagé avec des lots de différentes tailles (Figure 38), afin d'y établir à la fois une agriculture commerciale (lots de 144 ha) et une agriculture familiale (les lots les plus petits sont de 5 ha). Une installation de paysans sans terre (assentamento) vient d'être récemment ajoutée par l'INCRA sur 998 ha, suite à une invasion de paysans sans terre dans le périmètre. Au total, 4 417 ha sont en cours d'aménagement. Ces travaux ont été conçus par l'État de la Paraíba dans un plan d'aménagement hydraulique (Plano das Águas, 1990).

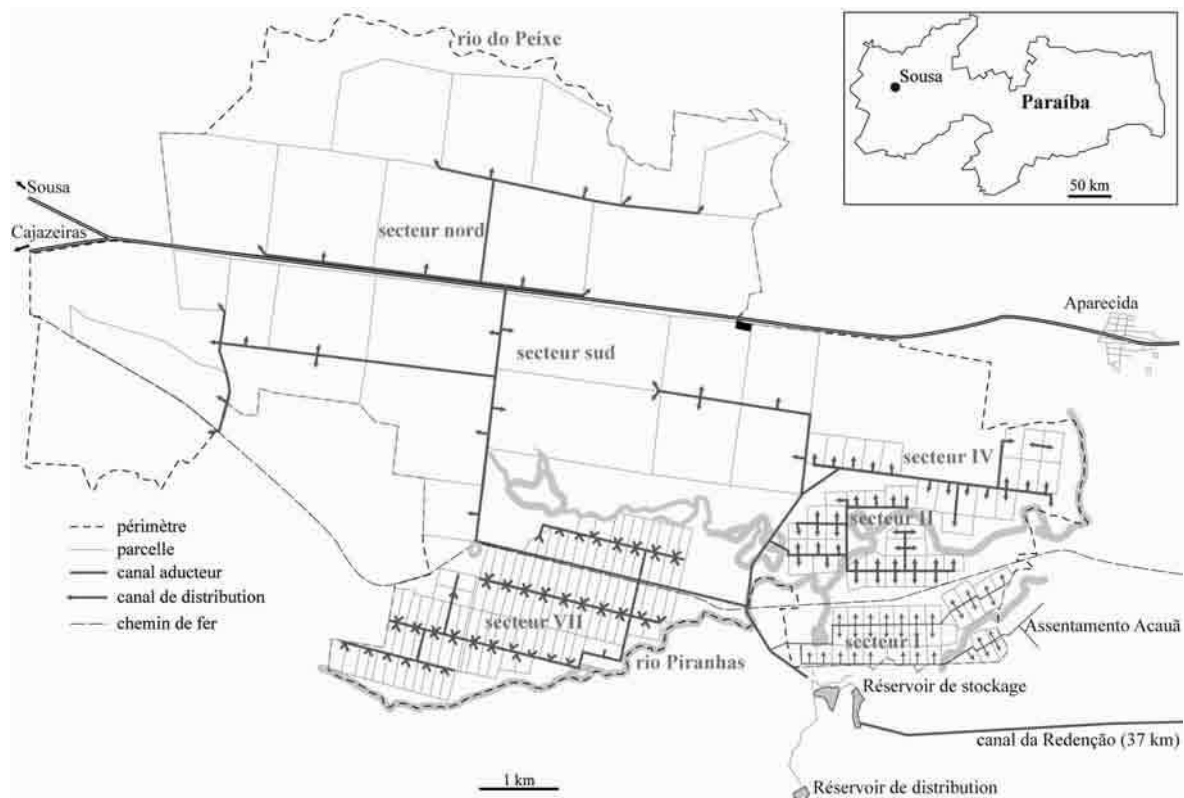


Figure 38 : Le périmètre irrigué des Várzeas de Sousa
(source : Governo da Paraíba)

- L'eau canal da Redenção attire d'autres paysans non intégrés au projet

L'arrivée d'eau dans ce secteur a attiré d'autres agriculteurs non intégrés au projet des Várzeas de Sousa (projet dénommé PIVAS). En effet, le canal traverse les terres arides de plusieurs exploitations, où ont été réalisés des branchements illégaux dans le canal au moyen de pompes, d'autant que pendant 9 ans (entre 1998 et 2007), le canal est mis en service sans que le périmètre des Várzeas de Sousa ne soit aménagé, ni n'utilise l'eau. Il y a, parmi ces utilisateurs riverains illégaux, des exploitations commerciales et des paysans pauvres. Le canal traverse notamment une installation de paysans sans terre, l'assentamento Acauã. En 2001, les usages illégaux ont été interdits par l'agence de l'eau *estaduale* (de l'État de la Paraíba) et certaines pompes ont été confisquées. Les enquêtes réalisées auprès des agriculteurs (Porto de Lima, 2006) ont montré que les exploitations commerciales n'ont pas été inquiétées tandis que les petits paysans ont vu leurs récoltes détruites par l'arrêt des pompages de 2001 à 2003. Ceci a entraîné des mouvements de protestation des paysans pauvres et la formation de deux associations comptant plus de 250 membres. Ces actions ont eu un succès relatif puisque les paysans n'ont pas obtenu de droit d'accès à l'eau, mais une tolérance, d'autant que les années 2004 à 2010 ont connu des pluies abondantes permettant une satisfaction de tous les usages.

Un travail de terrain a permis de recenser 51 captages illégaux le long du canal principalement au moyen de motopompes et parfois par simple gravité. Ces relevés furent cartographiés par les membres du GEPAT (Grupo de Estudos e Pesquisas em Agua e Território – CNPq/Universidade Federal da Paraíba).



Mur du barrage Mãe d'Água



Canal da Redenção



Irrigation gravitaire dans une exploitation familiale



Irrigation le long du canal



Assentamento Acauã sur les bords du canal da Redencao

Figure 39 : Irrigation dans la Paraíba

Ainsi, le conflit local tire son origine d'une division des terres et des eaux jugée injuste par les paysans pauvres, ce qui a donné lieu à l'occupation des rives du canal (fig. 6), une première au Brésil où les invasions de terres ont lieu habituellement le long de routes. Le conflit qui a impliqué les paysans de l'Assentamento Acauã peut être qualifié d'un conflit lié à un « droit de passage ». Les responsables du projet n'avaient pas prévu que les riverains revendiquent l'accès à l'eau traversant leur territoire.

La deuxième zone de conflit se situe au niveau du périmètre irrigué de la plaine des Várzeas de Sousa. La répartition des terres provoqua la colère d'autres paysans pauvres qui sont venus envahir les bords d'une route nationale, la BR230. Ce sont des familles de paysans de la région qui n'ont pas été intégrées au projet d'irrigation. La figure 5 montre en effet la prédominance de grands lots réservés à l'agriculture commerciale. Face à ces tensions, le projet a été modifié avec des règles d'accès à la terre souvent obscures. Récemment, le ministère de l'intégration du gouvernement fédéral a imposé l'installation supplémentaire de 114 familles de paysans pauvres. Pour cela, près de 1 000 ha ont été ajoutés au projet initial et une partie des lots réservés à l'agriculture commerciale a été redistribuée.

Conclusion

Ces exemples soulignent l'importance de l'eau dans le Nordeste, où cette ressource présente un enjeu socio-économique fort. L'eau est une question de survie pour les petits paysans pratiquant l'agriculture de subsistance. Les inégalités d'accès à la terre et à l'eau pour l'irriguer sont responsables de cette pauvreté rurale, ce qui provoque des occupations et des prélèvements illégaux. Les conflits dorment en période humide, mais risquent de se réactiver en période de sécheresse. La difficulté d'accès à l'eau est utilisée comme moyen d'asservir les petits paysans et constitue une source de clientélisme pour les élites politiques locales. Il est ainsi fréquent de constater que les conflits trouvent des solutions temporaires lors des périodes électorales.

Le transfert d'eau du fleuve São Francisco vers le Nordeste semi-aride de la Paraíba, du Pernambuco, du Rio Grande do Norte et du Ceara est aujourd'hui en cours de réalisation (Figure 40). Il devra répondre à la demande urbaine et à celle de l'irrigation par le détournement d'un débit relativement modeste de ce fleuve puisqu'il s'élèvera à 1,6 % du module dans la boucle de Cabobro. Il y aura deux axes. L'axe oriental se déversera dans le rio Paraíba après un transfert sur 220 km par un débit continu de $10 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (le débit actuel moyen à Epitácio Pessoa est de $4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). L'approvisionnement de Campina Grande a été l'une des raisons majeures à l'ouverture de cet axe. On peut alors se demander si ce grand ouvrage permettra de surmonter les conflits liés aux inégalités sociales et aux déficits de gouvernance ? Ou bien si cette nouvelle ressource généra à son tour de nouveaux conflits en attirant des paysans pauvres et exclus des projets hydrauliques ?



Figure 40 : Travaux de creusement du canal du São Francisco en août 2010

4. Un système de production intégrant les services écologiques : l'agriculture de conservation

Le modèle de production agricole visant une rentabilité à court terme, basé sur l'emploi massif d'intrants, ne pose pas seulement des problèmes à la société du fait de la dégradation des ressources naturelles, il conduit aussi les agriculteurs à devenir de plus en plus dépendants de facteurs de production qu'ils ne contrôlent pas et dont les cours ne cessent d'augmenter (pétrole, engrais, produits phytosanitaires). Corrélativement, le sol qui devrait constituer le capital essentiel des agriculteurs s'est trouvé appauvri d'un point de vue biologique dans les systèmes dits « conventionnels ». Le labour, la baisse des apports organiques dans les régions de grande culture et le recours systématique à l'agrochimie ont en effet réduit l'activité biologique des sols.

Des agriculteurs développent des systèmes de production alternatifs qui ouvrent d'autres perspectives à l'agriculture que celle de l'intensification basée sur la consommation d'énergies fossiles et l'appauvrissement des écosystèmes (Hervieu, 1993; Pochon, 1996; Briel, Vilain, 1999; Deffontaines, 2001; von Wieren-Lehr, 2001; Gasson, 2003; Gonod, 2003; Charvet et al., 2004; Sharmaa et al., 2006; Bourguignon, 2008; Griffon, 2010). Ainsi, une meilleure prise en compte de l'environnement en agriculture n'est pas seulement le fait de politiques publiques menées par l'Etat ou les collectivités territoriales, mais résulte aussi de démarches pro-actives d'agriculteurs. Les démarches volontaires, émanant des agriculteurs eux-mêmes, offrent a priori différents avantages comparativement aux contraintes réglementaires de protection de l'environnement (Laurent, Vieira Medeiros, 2010) :

- une meilleure prise en compte de l'agronomie, en protégeant le sol et en limitant les pertes de nutriments ;
- une optimisation économique : la réduction des impacts environnementaux négatifs peut se traduire par une réduction des coûts (baisse de la consommation d'intrants notamment) ;
- une auto-surveillance, sachant que les pratiques agricoles ne peuvent pas être intégralement contrôlées et que le coût des contrôles est élevé pour la société ;
- une meilleure adaptation au contexte propre à l'exploitation agricole et au territoire dans lequel elle se situe : la complexité de l'environnement pédo-climatique, social, technique et culturel ne pouvant pas être intégrée dans les réglementations, il ne peut y avoir de solution définitive et généralisable quelque soit le contexte.

Comme nous l'avons vu dans les études de cas de bassins versants, les réglementations sont nécessaires mais non suffisantes pour garantir une préservation des ressources. C'est une révision dans le détail des pratiques agricoles par une majorité d'agriculteurs qui pourra se traduire par une amélioration manifeste à l'échelle de bassins versants. Cette révision implique une reconnaissance des services écologiques générés par le milieu (le sol, la faune et la flore non cultivées). Pour emporter l'adhésion de la majorité des agriculteurs, l'environnement ne peut plus être considéré seulement comme une contrainte imposée par la réglementation. C'est du milieu agricole, avec le soutien des pouvoirs publics et des autres acteurs territoriaux, qu'émergeront des solutions plus durables.

Mais, il ne faudrait pas opposer ce qui vient des politiques publiques ou du marché et ce qui émane des agriculteurs eux-mêmes. En effet, il y a un rapport dialectique entre les deux puisqu'une « contrainte » réglementaire ou une évolution de facteurs économiques favorisent la diffusion d'innovations initialement portées par des groupes minoritaires. Ainsi, les couverts végétaux en interculture sont préconisés depuis plusieurs décennies par certains

pionniers pour protéger le sol de l'érosion, pour limiter les lessivages de fertilisants et pour accroître la biodiversité (Richter et al., 1998; Blombäck et al., 2003; Beaudoin et al., 2005; Kay et al., 2009; Constantin et al., 2010). En France, ils sont imposés par la réglementation en zone d'action complémentaire (directive Nitrates) depuis 2003 (Thureau et al., 2008) et le sont sur la totalité des surfaces agricoles à partir de 2012. Comme nous l'avons vu sur l'Oudon, au début, ces couverts étaient perçus par beaucoup comme une contrainte, mais ils s'avèrent pour un nombre de plus en plus large d'agriculteurs comme un moyen d'accroître le potentiel de production du sol et de réduire la consommation de fertilisants en limitant le lessivage automnal et hivernal (principe d'une « innovation induite » par une pression exogène de type réglementaire sur le système de production des agriculteurs (Cheauveau, 1999)). Les journées de démonstration, les visites de parcelles portant sur ces techniques éveillent de plus en plus la curiosité et l'intérêt (Thureau et al., 2008; Laurent, Vieira Medeiros, 2010).

Diversité des réseaux

Les systèmes alternatifs sont divers. Ils sont conçus et portés par des agriculteurs qui se sont organisés en réseaux (avec parfois l'aide du monde de la recherche ou des instituts techniques, le plus souvent dans un second temps). A ces réseaux correspondent des modèles de production et, derrière eux, des représentations des rapports que les agriculteurs devraient avoir avec le reste de la société et des interactions qu'ils devraient établir avec leur milieu biophysique, dans leur territoire. Ils renvoient ainsi à une certaine conception de la société et de l'environnement. La diversité des systèmes montre qu'il n'y a pas de modèle unique de durabilité en agriculture mais une diversité d'approches qui répondent à une diversité culturelle, sociale et technique des agriculteurs. Parmi les différents réseaux d'agriculteurs qui se réclament d'une forme d'agriculture plus durable, nous pouvons citer : l'agriculture biologique, l'agriculture durable, l'agriculture de conservation, l'agriculture raisonnée, etc. (Charvet et al., 2004; Laurent, Vieira Medeiros, 2010; Garambois, 2011). Les conceptions de l'agriculture diffèrent fortement entre les voies alternatives car elles sont supportées par des groupes différents voire parfois opposés d'un point de vue syndical. Cependant les frontières s'atténuent. Preuve en est le succès des salons *Tech&Bio*, organisés par des agriculteurs en système biologique et fréquentés également par des agriculteurs en d'autres systèmes à la recherche de techniques alternatives qui leur permettent de réduire les consommations de produits phytosanitaires ou d'engrais de synthèse (selon les organisateurs des journées de juin 2010, 80 % du public agricole n'étaient pas en biologique).

Nous traiterons dans les paragraphes suivants de l'agriculture de conservation. L'agriculture de conservation est appelée également agroécologie, dans le sens où les fonctionnalités naturelles qui favorisent la productivité sont substituées aux intrants et à certaines pratiques (le terme d'agroécologie est cependant plus vaste que celui d'agriculture de conservation, puisqu'il englobe aussi pour certains l'agriculture biologique). Le terme de semis direct est aussi utilisé mais il ne désigne qu'un des volets de l'agriculture de conservation, comme nous le verrons ensuite. Nous nous sommes particulièrement intéressés à ce système car il protège le sol contre l'érosion, enjeu crucial dans le monde et tout particulièrement dans la zone intertropicale, et parce qu'il produit des rendements similaires ou supérieurs au système conventionnel (Ogle et al., 2012). L'ampleur et la rapidité de la diffusion du semis direct de par le monde motive par ailleurs cet intérêt (FAO, 2001; Lal et al., 2007). Notre analyse s'inscrit dans une approche territoriale, en nous intéressant à la dynamique spatio-temporelle de sa diffusion, aux réseaux professionnels qui le promeuvent et aux liens entre ces démarches et les problématiques de qualité de l'eau à l'échelle de bassins versants. Cette recherche s'est appuyée sur de la bibliographie, des enquêtes auprès d'agriculteurs français et brésiliens et de représentants des associations qui défendent ce système.

1. Les principes de l'agriculture de conservation

L'agriculture de conservation repose sur trois principes : le non-travail du sol, le couvert permanent par des cultures intermédiaires ou par des résidus de culture et la rotation des cultures. Le non-labour permet de ne pas enfouir les résidus végétaux afin de constituer un mulch en surface et de ne pas dégrader la structure du sol en conservant les agrégats argilo-humiques. Les couverts protègent physiquement le sol de l'impact de la pluie et améliorent sa structure par leur réseau racinaire. Ils enrichissent de plus le sol en carbone et en azote. Les rotations permettent de limiter les invasions de plantes adventices, de maladies et d'insectes ravageurs qui prolifèrent en monoculture, elles peuvent conduire à une réduction de l'usage de produits phytosanitaires. Les trois principes font système. Le terme de semis direct sur couvert végétal est également employé pour désigner cet ensemble de pratiques.

Dans les régions soumises à de fortes intensités de pluies ou sur des sols vulnérables, le non labour est tout d'abord un moyen de limiter l'érosion (Minella et al., 2009), il permet de former un *mulch* en surface (Diaz-Zorita et al., 2002; Scopel et al., 2004; Amado et al., 2006; Bayer et al., 2006; Calegari et al., 2008). Ce sont les résidus de culture qui, en se décomposant, accroissent la teneur en matière organique du sol et donc la fertilité (Blevins et al., 1983; Derpsch et al., 1986; Diaz-Zorita et al., 2002; Sisti et al., 2004; Maia et al., 2010). Dans un système conduit selon les principes de l'agriculture de conservation, une partie significative de la production de biomasse doit être laissée au champ (Figure 41), à des valeurs en matières sèches proches de 4 à 6 t.ha⁻¹.an⁻¹ en zone tropicale ou sub-tropicale, elles s'abaissent généralement à 1 à 4 t.ha⁻¹.an⁻¹ en zone tempérée océanique. Le couvert limite l'effet de splash des gouttes de pluies, amortit le passage des engins (Séguy, Bouzinac, 2001) et améliore la structure du sol par l'accroissement de l'activité biologique (Helgason et al., 2010). A moyen terme (de trois à dix ans), la faune du sol est activée par l'abondance de matière organique en surface et les galeries creusées par les vers de terre créent une porosité favorisant l'infiltration de l'eau aux dépens du ruissellement (Derpsch et al., 1986; Pinheiro et al., 2004; Johnson-Maynard et al., 2007; Cavalieri et al., 2009; Engel et al., 2009; Minella et al., 2009; Calonogo, Rosolem, 2010). La réserve en eau du sol se trouve accrue d'autant que le *mulch* limite l'échauffement du sol et réduit ainsi l'évaporation (Bollinger et al., 2007).

La matière organique est également centrale pour retenir et recycler les éléments minéraux qui seraient sinon lessivés hors de portée des racines (Séguy et al., 2006). Ceci est particulièrement important dans les régions tropicales où une grande partie des sols est constituée d'oxydes/hydroxydes et d'argiles à faible capacité d'échange cationique (CEC) comme la kaolinite. C'est alors la matière organique qui représente l'essentiel de la CEC. Ainsi, au Brésil, les sols conduits en semis direct sur couvert végétal présentent à moyen terme une meilleure disponibilité en phosphore, azote, calcium, magnésium et potassium que des sols labourés (Séguy et al., 1996; Bollinger et al., 2007).

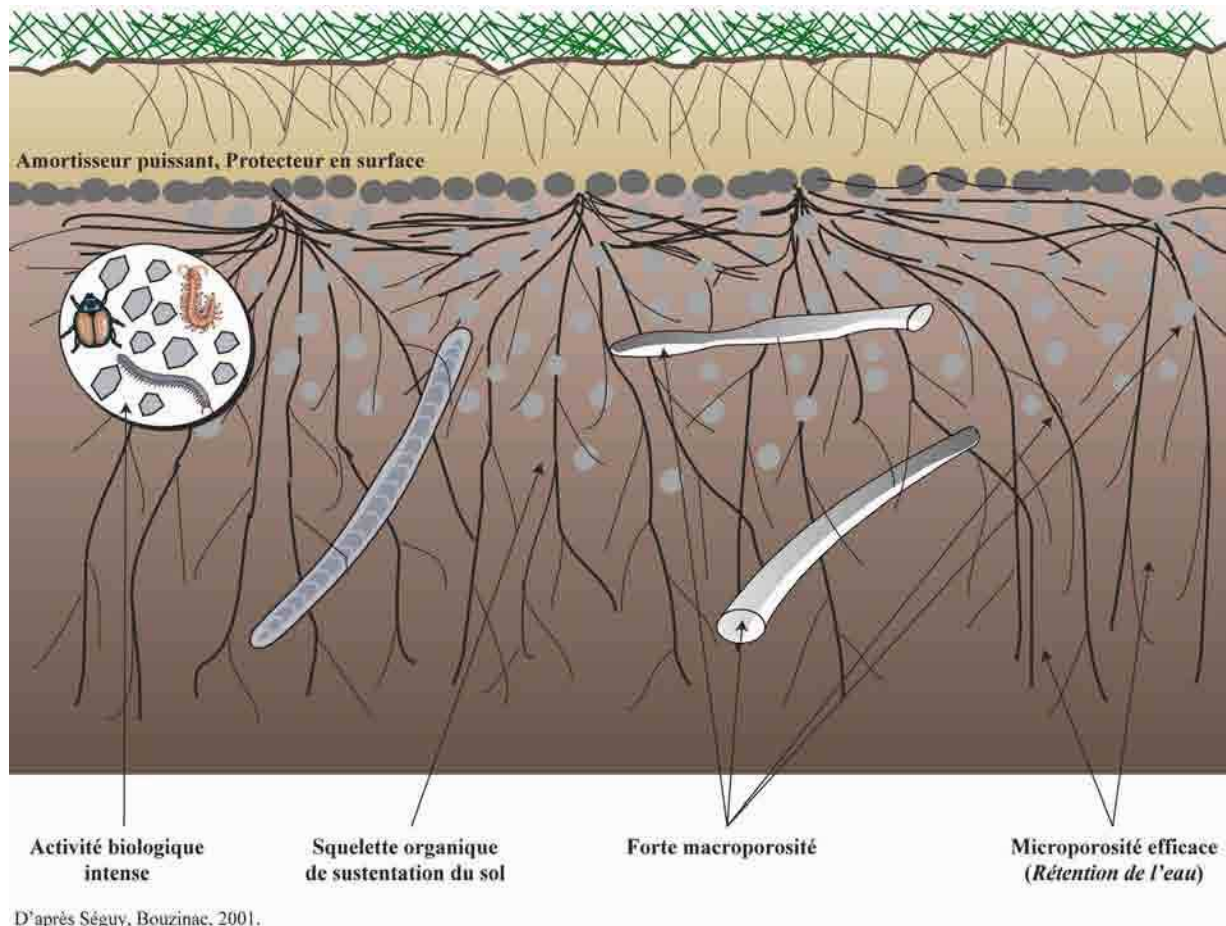


Figure 41 : Structuration du sol en Semis Direct sur Couverture Végétale (Séguy, Bouzinac, 2001)

Eléments historiques

L'agriculture de conservation est née aux Etats-Unis. La dénudation des sols et leur appauvrissement en matière organique ont provoqué des crises érosives qui abaissaient la productivité des sols. Le *Soil Conservation Service* (dépendant du ministère de l'agriculture) a alors travaillé sur une réduction du labour et sur la couverture du sol par des résidus de culture. Des essais furent menés à la fin des années 1940, mais les premiers tests en système mécanisé furent réalisés en 1961 dans le Kentucky (Derpsch, 1998). C'est à partir des années 1970 que le semis direct amorça une diffusion plus large pour répondre non seulement à des problèmes d'érosion mais aussi pour réduire les coûts de production. La diffusion fut stimulée par la crise pétrolière, qui a poussé les agriculteurs à des économies de carburant, et par l'apparition d'herbicides efficaces sur le mulch (herbicides de post-levée). Le semis direct fut encore renforcé à la fin des années 1990 par l'introduction des variétés transgéniques tolérantes aux herbicides (Serpantié, 2009). En 2006, le semis direct couvrait 95 millions d'hectares à travers le monde, soit près de 6 % des surfaces cultivées (Derpsch, 2007). Dans certaines régions du monde, la séquestration du carbone par le non-labour est reconnue comme un service écologique par les pouvoirs publics et l'agriculture de conservation fait l'objet d'aides. Ainsi, le gouvernement d'Alberta a mis en place un système de crédits carbone pour compenser les émissions des industries et des mines (le tiers des émissions en carbone du Canada). En 2006, en Alberta, le non-labour couvre 47 % des surfaces cultivées. Les agriculteurs qui pratiquent ce système bénéficient du paiement de crédits par l'industrie et les mines car cela représente 5.10^6 t equC évités (Kassam et al., 2012).

2. L'agriculture de conservation au Brésil

Au Brésil, le semis direct est apparu dans le Sud du pays. Auparavant, les cultures de soja et de blé avec labour génèrent une érosion massive des sols du fait de l'absence de couverture végétale en interculture et de la destruction des agrégats argilo-humiques par le travail du sol (Amado et al., 2006). A partir des années 1960, des agriculteurs et des scientifiques ont cherché à réduire l'impact du travail du sol sur l'érosion en s'inspirant de techniques développées par le Soil Conservation Service aux Etats-Unis.

Le premier essai de non-labour a été conduit par des agronomes de l'UFRGS (université fédérale du Rio Grande do Sul) en 1969, puis en 1971 par la future EMBRAPA, l'institut de recherche agronomique brésilien, à Londrina et à Ponta Grossa dans le Paraná (Bollinger et al., 2007). Herbert Bartz, à Rolândia (Paraná), fut le premier agriculteur brésilien à pratiquer le semis direct en 1972. Préoccupé par l'érosion, il fut impressionné par les essais de l'EMBRAPA et alla visiter des exploitations en semis direct en Grande Bretagne et aux Etats-Unis. Il en revint avec un nouveau semoir pour appliquer le semis direct dans son exploitation. La démonstration qu'il fit en matière de réduction de l'érosion et des coûts de production convainquit d'autres producteurs dans les années 1970. Néanmoins, la diffusion fut restreinte du fait de problèmes de contrôle de plantes adventices et d'adaptation des semoirs à des sols couverts de résidus pailleux (Bollinger et al., 2007). L'arrivée du glyphosate au Brésil à la fin de la décennie 1970 permit d'écarter en grande partie la difficulté des invasions d'adventices.

La diffusion du semis direct s'appuya sur des réseaux d'agriculteurs. Au début des années 1980, les producteurs s'organisèrent en associations de promotion du semis direct comme le *Clube da Minhoca* (« Club du ver de terre ») et les *Clubes dos Amigos da Terra* (« Clubs des amis de la Terre ») avec l'appui du réseau de coopératives *Fundação ABC* (Agricultura de Baixo Carbono). Durant les années 1980, la FEBRAPDP, *Federação Brasileira de Plantio Direto na Palha*, structura les producteurs à l'échelle nationale.

À la fin des années 1980, les organismes agricoles de l'État du Paraná et du Santa Catarina, en coopération avec la FEBRAPDP, initièrent le développement du semis direct pour les petits producteurs (moins de 50 ha) en adaptant le système à la traction animale et aux petits tracteurs, mais aussi en informant (plates-formes de démonstration) et en formant les agriculteurs (journées de formation et de rencontres) (Bollinger et al., 2007). La technique se diffusa alors largement dans les petites exploitations du Sud. Ainsi, à l'inverse de la plupart des autres pays du monde où cette technique n'est adoptée que dans les grandes exploitations (Dijkstra, 2002; Scopel et al., 2004), au Brésil de petits producteurs pratiquent le semis direct. Leurs principales motivations sont la réduction de la pénibilité du travail, le contrôle de l'érosion, la réduction des coûts de production et l'accroissement des rendements (Dijkstra, 2002; Mello, van Raij, 2006; Leturcq et al., 2008).

Le semis direct pratiqué dans le Sud se propagea également dans d'autres régions. Durant les années 1980, la colonisation agricole du *Cerrado* dans le centre du Brésil se développa rapidement (Santos, 2004; Théry, 2004; Dubreuil et al., 2005; Théry, 2005; Séguy et al., 2006; Arvor et al., 2009). Là aussi, auparavant, le labour pour la culture du soja et du coton entraînait une dégradation des sols et les rendements s'abaissaient au fil des ans, malgré l'emploi croissant d'engrais et de pesticides (minéralisation progressive de la matière organique). La transposition des techniques de semis direct du Sud ne donnait pas les résultats escomptés du fait des différences pédo-climatiques et d'une inadaptation à la taille des exploitations. Pour surmonter ces difficultés, les mutations du système, nécessaires en milieu tropical, ont été accompagnées par l'EMBRAPA et le CIRAD dès la fin des années 1980 (Séguy, Bouzinac, 2001). Le *Cerrado* est ainsi devenu une aire importante du semis direct avec 6 millions d'hectares en 2002 (Bollinger et al., 2007; Altmann, 2010). Actuellement, la nouvelle zone de développement est l'Amazonie où les pâturages dégradés sont convertis en

champs de soja, de riz ou de maïs conduits en semis direct, soit en rotation continue, soit en cycles de trois ans alternés avec une prairie artificielle (Capillon, Séguy, 2002; Valbuena, 2009). Mais dans le Cerrado, c'est plus souvent un travail minimal du sol qui est pratiqué à la place du système de Semis Direct sur Couverture Végétale prôné par les agronomes de l'EMBRAPA et du Cirad (Arvor et al., 2009). Au total, le semis direct couvre 25,5 millions d'ha en 2005/06 au Brésil (www.febrapdp.com.br) (Figure 42), soit près de la moitié de la surface en cultures annuelles.

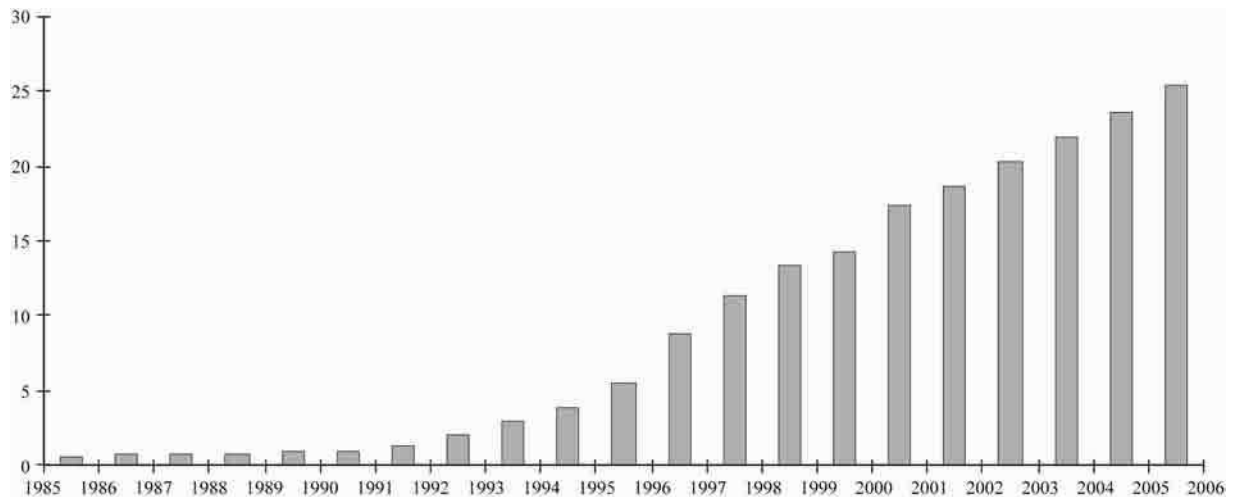


Figure 42 : Evolution des surface en semis direct au Brésil (en millions ha)
(source FEBRAPDP (www.febrapdp.com.br) ; In Laurent et al., 2011)

Diversité des pratiques

Lucien Séguy du Cirad a conçu un système élaboré en s'inspirant de l'écosystème forestier (Séguy, Bouzinac, 2001; Séguy et al., 2006). Ce système est dénommé Semis Direct sur Couverture Végétale. La couverture permanente du sol par l'introduction de cultures intermédiaires (genres *Brachiaria*, *Stylosanthes*, *Cassia rot.*, ou mil ou sorgho) constitue la « pompe biologique » (Figure 43) avec des rendements de l'ordre de 7 à 15 tonnes de matière sèche à l'hectare en zone tropicale humide, elle :

- recycle les nutriments et remonte vers la surface ceux qui sont lessivés vers les horizons profonds : les cultures de soja, de coton ou de riz ont un système racinaire qui exploite une profondeur de l'ordre de 0,8 à 1,20 m, tandis que les racines des cultures intermédiaires peuvent descendre à 2,5 m ;
- protège le sol en surface contre l'effet de *splash* notamment durant le début de la saison des pluies où la culture commerciale est peu couvrante ;
- limite le développement des adventices ;
- restructure le sol par le pouvoir agrégeant du système racinaire (« trame de sustentation du sol ») ;
- capte l'eau plus profondément dans des horizons qui ne sont pas atteints par les cultures commerciales afin d'augmenter la production de matière organique en saison sèche et d'accroître l'activité biologique.

Ce système permet de cultiver avec peu ou pas d'intrants des sols considérés comme improductifs (Husson et al., 2006) : sols ferrallitiques acides, à forte saturation en aluminium et carencés en phosphore et en potassium, fréquents en zone tropicale humide. Il peut être

associé à l'élevage en utilisant les cultures intermédiaires comme fourrages. L'usage d'herbicides est annulé ou limité seulement au dessèchement de la biomasse avant semis : ce système permet ainsi de s'affranchir de l'usage d'herbicide durant la culture commerciale et donc d'employer des plantes non OGM (Séguy, Bouzinac, 2001).

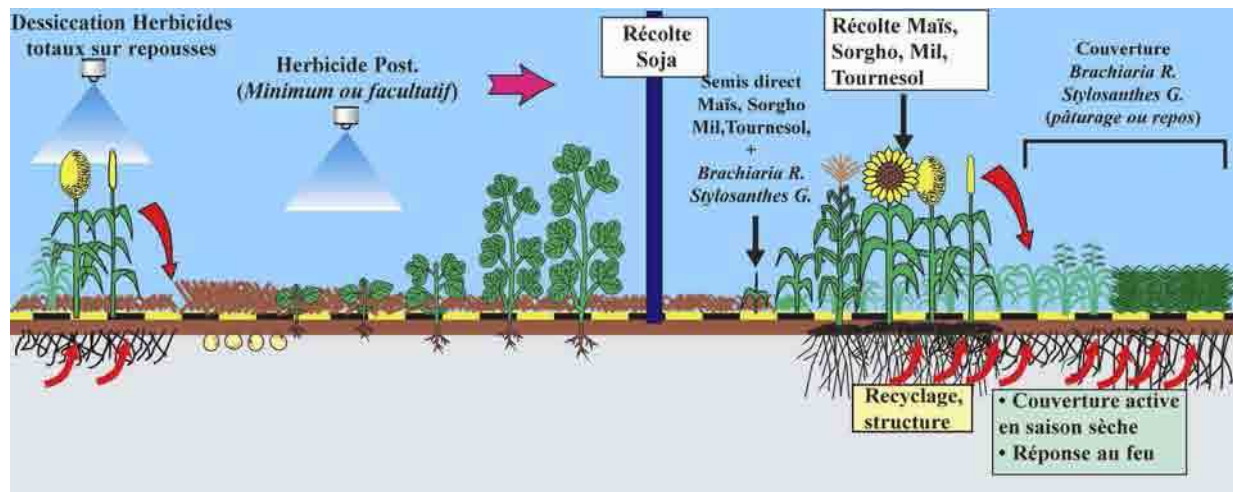


Figure 43 : Le système de semis direct sur couvert végétal conçu par le Cirad en zone tropicale humide (Séguy, Bouzinac, 2001)

L'accroissement des rendements et la baisse des coûts de production sont importants : pour le soja, les rendements en SCV sont de $4,5 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ dans le Mato Grosso avec peu d'engrais minéraux (40 kgP et 40 kgK), rendements équivalents à ceux d'un soja deux fois plus fertilisé sur un sol travaillé avec des disques (Séguy et al., 2006). En SCV, la *safrinha* (seconde culture dans l'année, produisant une récolte moins abondante) de millet, de sorgho qui suit produit $1,5$ à $3,0 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ et le fourrage à base de *Brachiaria R.* ou de *Stylosanthes G.* sert à l'alimentation du bétail. Du coton peut être également cultivé en saison sèche dans cette succession.

Mais une majorité d'agriculteurs brésiliens n'utilisent pas ce système qui optimise les multiples fonctions de la biomasse, ils réduisent le semis direct au non-labour en négligeant la production de biomasse et les rotations. Lorsque le sol n'est pas couvert, les effets du non-labour sur le sol sont plus limités, notamment sur des sols sableux ou compactés. En effet, le mulch issu des résidus de culture est insuffisant ($6-8 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$) et rapidement minéralisé, tout particulièrement en zone tropicale humide (Séguy et al., 2006). Ce sont généralement de petits producteurs qui ne maîtrisent pas totalement le système du Semis Direct sur Couverture Végétale, tel qu'il est préconisé par les agronomes : certains effectuent un travail du sol épisodique pour lutter contre les adventices ou chauler leurs terres, d'autres ne couvrent pas le sol en interculture ou recourent massivement aux herbicides (Bollinger et al., 2007). Ceci réduit à la fois la performance économique de leur exploitation, dégrade le sol et finalement accroît les effets négatifs sur l'environnement. Des techniques de travail minimal du sol (*cultivo mínimo* en portugais) sont également largement pratiquées dans les grandes exploitations : le sol n'est pas labouré mais l'horizon de surface est ameubli et les résidus sont enfouis sur les cinq à dix premiers centimètres. Les impacts agronomiques et environnementaux peuvent alors fortement diverger du système de Semis Direct sur Couverture Végétale.

Pratiques de travail du sol à l'échelle des Etats brésiliens

La diffusion des techniques de semis direct et de travail du sol, à l'échelle des États brésiliens, est présentée dans la [Figure 44](#). Issue du recensement de l'IBGE, elle distingue trois types de

travail du sol : le labour conventionnel (labour et hersage ou hersage profond), le travail du sol minimum (hersage superficiel) et le semis direct (sous couvert et sans travail du sol). Mais il convient d'être prudent sur les pratiques réelles sous-jacentes : dans ces statistiques, le « Semis Direct sur Couverture Végétale » doit en réalité englober tous les systèmes pour lesquels aucun travail du sol n'est effectué, car les enquêtes que nous avons réalisées montrent que le système complet avec couverture végétale permanente et rotations culturales est très minoritaire y compris dans le Sud. Par ailleurs, l'IBGE recense le nombre d'exploitations et non les surfaces selon le type de travail du sol. Cette carte ne présente donc pas les impacts sur le milieu puisqu'ils dépendent des surfaces concernées.

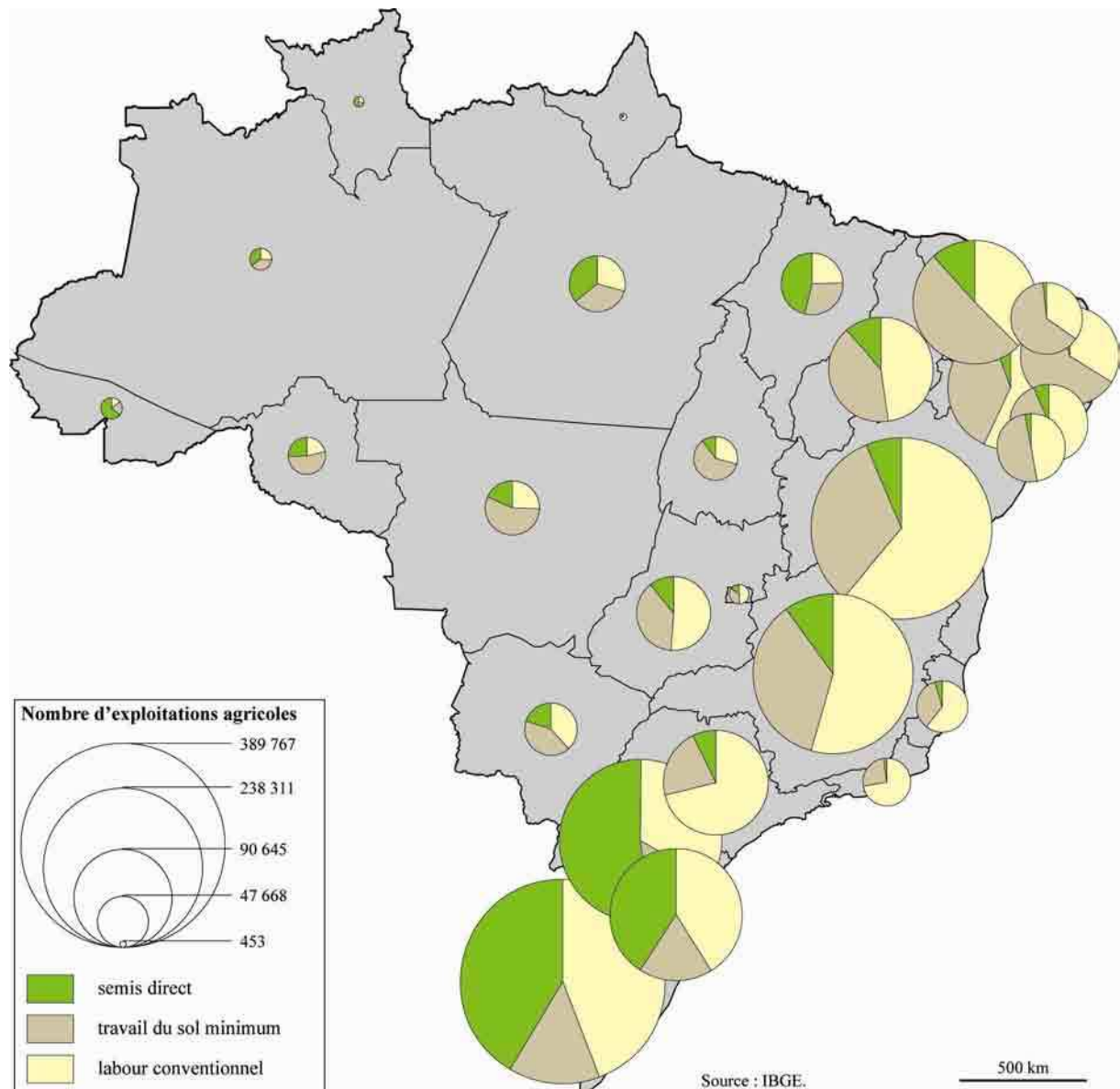


Figure 44 : Travail du sol et semis direct au Brésil
(source IBGE, 2006 ; In Laurent et al., 2011)

La lecture de la Figure 44 montre que le Semis Direct (selon la typologie de l'IBGE) est adopté plus largement dans le Sud et le Nord du pays (entre le tiers et la moitié des exploitations). Différentes raisons peuvent expliquer cette distribution : sa promotion par les réseaux d'agriculteurs originaires du Sud et les conditions climatiques (saison sèche peu marquée dans le Sud et dans le Nord, favorisant une couverture permanente utilisée pour

réduire l'érosion générée par les pluies intenses). Dans le Centre-Ouest, le travail du sol minimum domine, sans que le semis direct soit négligeable ; la saison sèche est bien marquée avec une difficulté de développement des couverts végétaux intermédiaires et de moindres risques d'érosion durant cette période (la couverture du sol est ainsi moins indispensable). Le semis direct est peu pratiqué dans le Sud-Est et le Nord-Est où le labour tient encore une large place (à l'exception du Maranhão). Les types de production végétale qui y sont implantés expliqueraient en partie ces différences (notamment la canne à sucre ou le manioc), mais pour le démontrer il faudrait disposer de statistiques présentant les types de travail du sol en fonction des cultures. Dans le Sud-Est et le Nord-Est, les modes de production sont par ailleurs plus traditionnels et le contexte historique de développement agricole diffère.

Un des freins majeurs à la diffusion du Semis Direct sur Couverture Végétale est d'ordre culturel. Pour de nombreux agriculteurs, le labour reste un principe de base et sa suppression impliquerait une révision profonde de l'ensemble du système de production. Il entraîne un retour à plus d'observation et d'adaptation au contexte pédo-climatique, une remise en cause des « recettes » acquises, plus de temps à consacrer à la lecture de documents techniques et au partage d'expériences entre producteurs (Dijkstra, 2002; Scopel et al., 2004; Leturcq, 2005; Bollinger et al., 2007; Serpantié, 2009). Les ingrédients de cette innovation et de sa diffusion ont été réunis initialement dans le sud du pays : ouest du Paraná et nord du Rio Grande do Sul. L'aire actuelle de distribution du semis direct correspond aux migrations issues de ce noyau, les espaces colonisés par les gaúchos (les Brésiliens originaires du Rio Grande do Sul) pour la culture du soja : le Sud, le Cerrado et l'Amazonie.

Les aides publiques

Les innovations dans les techniques de non-travail du sol ont reçu le soutien des pouvoirs publics brésiliens au moyen d'une aide technique et scientifique. Il est aujourd'hui question de financement du Semis Direct sur Couverture Végétale en tant que bonne pratique agricole et service à l'environnement, comme le souhaitent les associations de producteurs en Semis Direct sur Couverture Végétale (FEBRAPDP, APDC). Les bonnes pratiques pourraient être certifiées par un « label vert », selon une méthode similaire à celle testée sur le Paraná 3 dans le cadre du programme *Cultivando Água Boa*. Depuis 2010, le Semis Direct sur Couverture Végétale bénéficie du soutien financier du Ministère de l'Agriculture au moyen de prêts à taux bonifiés. L'aide s'inscrit dans le programme *Agricultura de Baixo Carbono (ABC)* qui vise à séquestrer du carbone tout en accroissant la productivité agricole. Le budget du programme *ABC* s'élève à 3,15 milliards de réais pour 2011/12 (www.agricultura.gov.br/abc), soit environ 1,25 milliards d'euros. L'ambition est d'étendre au niveau national la surface en semis direct de 25 millions d'hectares en 2005 à 33 millions d'hectares en 2020, notamment en associant le semis direct à la restauration des pâturages dégradés afin de réduire la pression sur les surfaces forestières. Par ailleurs, l'Agência Nacional de Águas (ANA) commence à reconnaître financièrement l'intérêt de la réduction du ruissellement et de la diminution de l'érosion à l'amont des barrages. Dans des secteurs menacés, les agriculteurs en Semis Direct sur Couverture Végétale pourront être qualifiés de *Produtores de Água* avec une aide financière à la clef (Trecenti, 2010).

Le bassin versant du Paraná 3 à l'amont d'Itaipu : une démarche volontariste vers l'agriculture de conservation

L'expérience construite sur une partie du bassin versant du barrage d'Itaipu illustre une démarche territoriale soutenue par les pouvoirs publics. Le lac de barrage d'Itaipu est situé sur le fleuve Paraná, à la frontière du Paraguay et de l'État du Paraná, au Brésil. Il reçoit des apports importants en sédiments et en nutriments ce qui provoque son eutrophisation et un

risque d'envasement prématuré. Le potentiel agricole de la région est très élevé du fait de la qualité des sols et de la régularité des pluies. Les rendements de soja y atteignent des records. Cette région est exploitée en grands domaines mais aussi par de petits propriétaires qui diversifient leur production par des élevages avicoles, porcins et laitiers. L'activité agricole est à la base de l'économie régionale qui compte de nombreuses industries agro-alimentaires. Le semis direct est largement pratiqué dans la région d'Itaipu mais il se résume le plus souvent à du non-labour sans raisonnement des couverts végétaux en période hivernale, ni de rotation des cultures et un usage abondant d'herbicides. Les gestionnaires du barrage d'Itaipu (société *Itaipu Binacional*) financent un vaste programme nommé *Cultivando Água Boa* qui concerne l'épuration des eaux urbaines, la protection de la forêt sur les berges du lac et des cours d'eau, l'aménagement des versants et le développement de pratiques agricoles respectueuses de l'environnement. Ce programme s'applique sur le bassin versant des affluents du lac de barrage en rive gauche, nommé bassin du Paraná 3, qui représente une surface de 8 000 km² (Figure 45).



Figure 45 : Le bassin du Paraná 3 (In Laurent et al., 2011)

Le Paraná 3 est couvert de banquettes anti-érosives dont la réalisation a été financée par le programme *Cultivando Água Boa* dans les exploitations familiales. Les cultures sont systématiquement implantées en suivant les courbes de niveau (*contouring*). Le dimensionnement des banquettes permet de retenir le ruissellement généré par des pluies de période de retour de 20 ans. La forte perméabilité des sols entraîne une infiltration rapide de l'eau en amont de la banquette sans dommage pour les cultures. Selon les ingénieurs de la FEBRAPDP, si la plupart des agriculteurs a accepté la construction de ces banquettes, la moitié les entretient bien, les autres en arasent certaines lorsqu'ils les jugent trop rapprochées pour faciliter le passage des engins.

Avant la large diffusion du semis direct, opérée durant la décennie 1990, l'érosion était extrêmement forte dans cette région avec des valeurs de dégradation spécifique atteignant 50 t.ha⁻¹.an⁻¹ (source : entretien avec Glaucio Roloff, agronome à l'UNILA – Universidade

Federal da Integração Latino-Americana). Le semis direct y a constitué un réel progrès. Mais son impact sur l'érosion pourrait être amélioré grâce à la mise en place d'une couverture permanente et à la rotation des cultures.



Soja sur mulch



Comptage de vers de terre pour évaluer la qualité du système



Champ de soja



Petit producteur participant au programme d'amélioration du semis direct

Figure 46 : semis direct sous couvert végétal dans la région d'Itaipu

Afin d'améliorer le semis direct, la FEBRAPDP participe au vaste programme *Cultivando Água Boa*. L'objectif du projet concernant les pratiques agricoles est justement de réduire l'érosion des sols et d'améliorer la performance économique des exploitations. Le projet qui a débuté en 2005, est construit sur une démarche participative à laquelle sont associés les agriculteurs lors de réunions et de visites de terrain à l'échelle de six sous-bassins versants. La FEBRAPDP apporte des connaissances agronomiques et contribue à la valorisation des expériences acquises par les agriculteurs du secteur. La fédération et les agriculteurs locaux ont conçu ensemble un système d'autoévaluation de la durabilité du système de semis direct. Il est fondé sur une analyse multicritère n'exigeant ni mesures coûteuses, ni ingénierie extérieure, mais sur l'observation et le savoir faire des producteurs, nécessaires à une appropriation réelle et durable des innovations. Les critères concernent la couverture des sols, la fertilisation organique, les rotations (par exemple une culture de blé, d'avoine ou de *Brachiaria* en hiver, suivie de soja et de maïs en été), la réduction des doses d'herbicides, le non-travail du sol et un comptage des vers de terre attestant de la bonne qualité biologique des sols. Outre son intérêt technique et environnemental, cette démarche vise à rendre les

agriculteurs plus autonomes dans le raisonnement de leurs pratiques. En effet, les fournisseurs de pesticides ou de semences sont souvent les seuls conseillers des agriculteurs, bien qu'ils soient économiquement intéressés par les choix opérés.



Eutrophisation dans le lac de barrage d'Itaipu



Affluent du lac à forte charge sédimentaire



Déversoir de crue du barrage d'Itaipu

Figure 47 : Le barrage d'Itaipu

La Figure 48 souligne la prédominance du système de semis direct (tel que l'IBGE le définit, cf. supra) sur le bassin du Paraná 3. Le Semis Direct sur Couverture Végétale est largement plus pratiqué dans cette zone que dans le reste de l'Etat du Paraná. Cette situation s'explique tout d'abord par le fort potentiel pédo-climatique qui permet deux à trois récoltes par an, ce qui incite à réduire la durée d'interculture au moyen du semis direct. L'érosion des sols affecte par ailleurs la productivité et *Itaipu Binacional* soutient depuis plusieurs années les actions de sensibilisation et de formation des agriculteurs sur les intérêts du semis direct. Il est cependant notable de remarquer des différences de diffusion de cette technique entre les *municipios* proches du lac de barrage, en zone vallonnée, qui pratiquent encore pour un quart à la moitié le labour et ceux plus éloignés, situés sur le plateau à l'Est, où le labour est très minoritaire. Ces différences peuvent s'expliquer en partie par la taille des exploitations, plus étendues sur le plateau, interprétation qui converge avec différents travaux montrant que le semis direct est plus pratiqué dans les grandes exploitations (Bollinger et al., 2007) et qui confirme le modèle de diffusion des innovations de (Hägerstrand, 1953) : les grands

producteurs de par leur formation plus poussée, leur insertion dans des réseaux techniques, sont plus aptes à adopter des innovations que les petits producteurs.

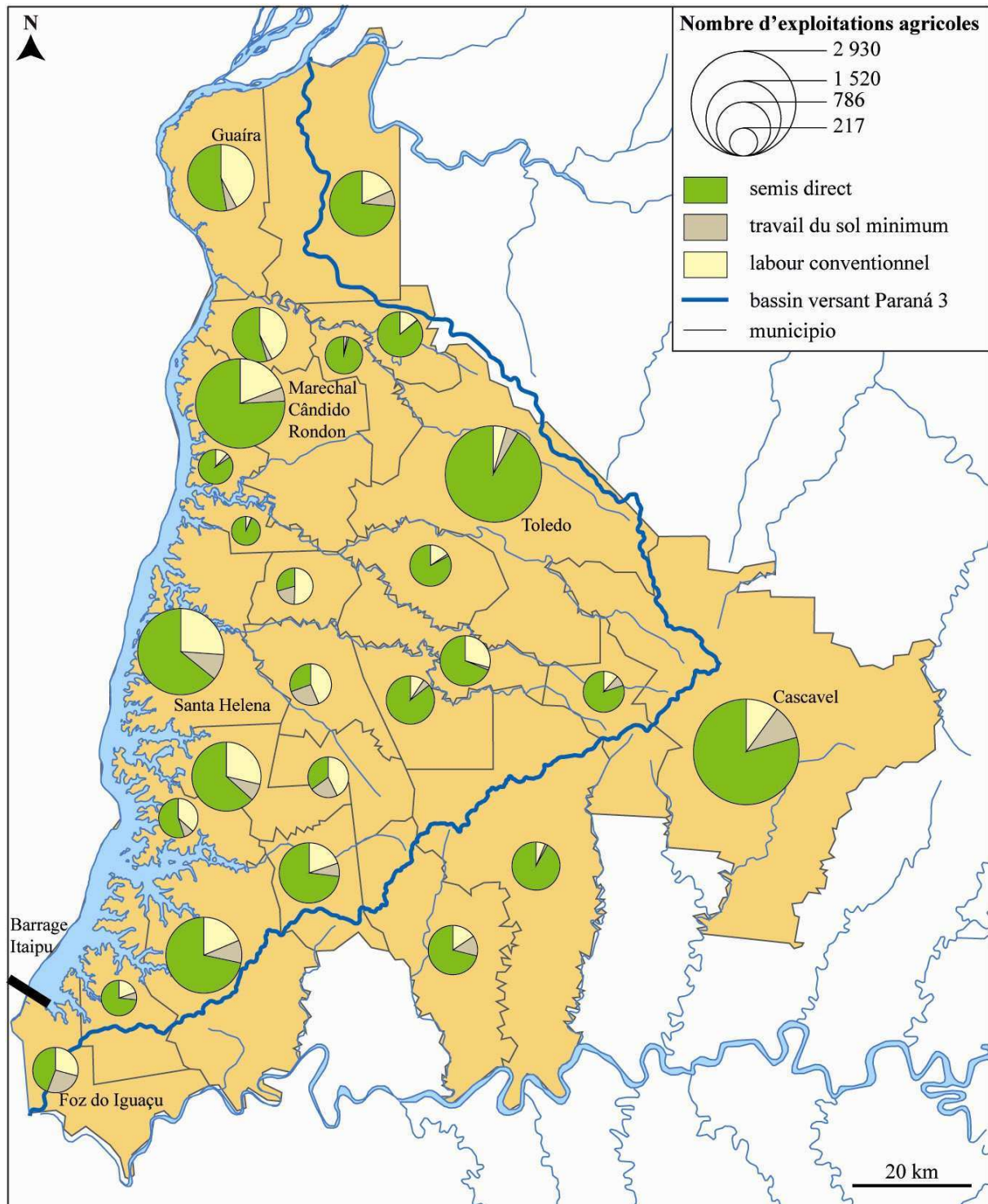


Figure 48 : Travail du sol et semis direct dans le du bassin du Paraná 3
(source IBGE, 2006 ; In Laurent et al., 2011)

3. L'agriculture de conservation en France

L'agriculture de conservation est promue en France par l'association BASE (Bretagne, Agriculture, Sol et Environnement) qui s'appuie sur la revue TCS (Techniques Culturelles Simplifiées), ainsi que par l'APAD (Association pour la Promotion d'une Agriculture Durable). BASE a été fondée en 1998 et regroupait alors une cinquantaine d'adhérents surtout répartis dans le nord-ouest de la France (la première initiale signifie d'ailleurs Bretagne), elle en compte plus de 800 en 2012 et son réseau couvre aujourd'hui une grande partie de la France métropolitaine. Les rédacteurs de la revue et les membres du réseau animent des journées techniques dans les départements où ils sont présents. L'assemblée générale annuelle de l'association BASE est l'occasion d'une conférence donnée par un invité étranger, généralement un agriculteur, le public s'élève à 300-400 participants.

Les agriculteurs de ce réseau considèrent que le sol constitue le capital essentiel de l'agriculture. La compréhension et le respect de son fonctionnement naturel sont nécessaires selon eux pour assurer une activité agricole durable. Le système qu'ils défendent s'appuie sur un couvert végétal permanent du sol, sur le non-labour (semis direct ou travail simplifié) et sur l'établissement de rotations longues et diversifiées. Selon ces agriculteurs, le travail du sol ne pouvait se justifier auparavant que pour la lutte contre les adventices et pour la préparation du lit de semence, d'autres techniques alternatives permettent d'y parvenir à présent, en ne recourant pas forcément à des herbicides (Huchon, 2010). Pour ce réseau, le non-labour est une condition nécessaire mais non suffisante pour s'inscrire dans la durabilité, le rôle des couverts est essentiel voire prépondérant.

Depuis 2009-2010, l'audience de BASE et de l'APAD va au-delà des manifestations qu'ils organisent. Par exemple, le groupe *Terrena*, une des grandes coopératives française, implantée dans l'ouest, soutient ce système au moyen de son réseau d'information et de conseil. Il s'inscrit selon ce groupe dans le paradigme d'une « agriculture écologiquement intensive » prônée par Michel Griffon (Griffon, 2010).

Le non-labour se développe en France (avec du retard, relativement au continent américain) : en 2005, il couvre plus du tiers des surfaces en grandes cultures (céréales et oléo-protéagineux) (ADEME, 2007). Cependant, une grande partie des agriculteurs ne labourant plus, ne s'inscrit pas pour autant dans l'agriculture de conservation car leurs objectifs sont moins ambitieux : pour la plupart, il s'agit essentiellement d'une économie de carburant, à l'heure de la flambée des prix des hydrocarbures, la simplification du travail du sol permet d'y parvenir en réduisant les consommations de carburant de 20 à 50 % (ADEME, 2007; Zanella, 2007). Les agriculteurs sont également motivés par le gain de temps et l'économie de matériel (baisse d'un tiers des coûts de matériel selon l'ADEME, 2007). En pratique, beaucoup d'agriculteurs en non-labour portent moins d'attention à la vie biologique des sols que les promoteurs de l'agriculture de conservation, ils négligent souvent l'importance des couverts végétaux et des rotations. L'emploi des herbicides constitue chez eux le substitut au travail du sol et entraîne bien souvent leur utilisation plus élevée qu'en agriculture conventionnelle avec travail du sol.

Les promoteurs de l'agriculture de conservation ont une vision plus systémique, mais les principes ne donnent pas lieu à des normes. L'Agriculture de Conservation, prônée par le réseau BASE, est ouverte aux adaptations par les agriculteurs selon leur environnement, leur système de production, comme à d'autres contraintes propres (Thomas, 2002). Le système de l'Agriculture de Conservation est fondé sur l'observation et l'échange d'expériences. Une compréhension de la complexité de la vie biologique du sol est recherchée avec une maîtrise agronomique qui doit permettre à l'agriculteur de moins dépendre des préconisations techniques de l'agrofourniture et le conduire à réduire ses consommations d'intrants (engrais minéraux, pesticides, carburants). Nous sommes ici dans le registre de la recherche d'une plus

grande autonomie et de la valorisation des compétences de l'agriculteur. Les exploitations en agriculture de conservation ne disposent pas d'aide directe à ce titre dans la plupart des pays, les Etats peuvent financer cependant l'appui technique.

Impacts environnementaux en région de moyenne latitude

La technique du non-labour recouvre soit un travail du sol superficiel ou profond sans retournement (terme de TCS employé, pour Techniques Culturelles Simplifiées), soit une absence totale de travail du sol hormis sur le rang de semis (terme de semis direct). La gestion des résidus, le couvert végétal, les rotations varient également entre les systèmes de non-labour. La diversité des pratiques associées au non-labour explique une variabilité de son efficacité environnementale. L'étude réalisée en France par *Arvalis* (ADEME, 2007) sur un large panel de pratiques de non-labour montre de manière générale que : le stock en matière organique s'élève, les émissions de gaz à effet de serre se réduisent (notamment grâce à la baisse de consommation de carburant : de 20 % en TCS à 40-50 % en semis direct), l'érosion baisse nettement (d'un facteur supérieur à 5, dans 60 % des cas), la biodiversité et l'activité biologique sont accrues.

Les résultats concernant les risques de transferts de contaminants vers l'eau sont plus discutés et variables. En l'absence de labour, un gradient de concentration décroissante de phosphore s'établit avec la profondeur, ce qui selon certains travaux (*Arvalis* – La Jaillère, communication orale avec Anne-Monique Bodilis) facilite sa prise en charge par les eaux qui ruissellent et accentue le transfert de phosphore dissous, le plus déterminant pour l'eutrophisation. Sur les parcelles drainées, l'absence de labour facilite le transfert rapide de phosphore vers les drains par le biais des fissures et des galeries de vers de terre non brisées par le travail du sol. Ainsi, en l'absence de labour, les transferts de phosphore dissous par drainage sont multipliés par deux (Zeimen et al., 2006; Castillon, 2008). Concernant le transfert de nitrates, au-delà de 4-5 ans après la phase d'organisation de l'azote, le non-labour aurait un impact insignifiant (Catt et al., 2000; Stoddard et al., 2005). Mais, sur des cultures de tabac en Virginie, des auteurs montrent une forte efficacité du semis direct sur les transferts d'azote avec une réduction de 63 % sur l'azote total et de 49 % sur les nitrates dans les eaux de ruissellement (Benham et al., 2007).

Le semis direct est controversé en ce qui concerne l'emploi des herbicides. En effet, le labour permet de limiter les plantes adventices et, en son absence, le semis direct implique le plus souvent l'emploi d'herbicides. Les détracteurs du semis direct lui reprochent pour cette raison d'être un système liant l'agriculteur à l'industrie agrochimique, voire aux plantes transgéniques résistantes aux herbicides (Lal, 2007). Le glyphosate (herbicide de post-levée largement utilisé de par le monde et particulièrement en système de non-labour) inhiberait à moyen terme la vie épigée du sol (Serpantié, 2009), il présente par ailleurs des risques inquiétants sur la santé humaine (Delabays, Bohren, 2007; Benachour, Seralini, 2008). Le glyphosate se dégrade en aminométhylphosphonate (AMPA) qui présente une forte persistance et est fréquemment mesuré dans les eaux en France. Dans le nord-ouest de la France, sur le site de la Jaillère, suivi par *Arvalis*, le non-labour présente des résultats contrastés vis-à-vis des risques de transferts de molécules : ils sont moins élevés avec le semis direct qu'avec le labour pour les molécules utilisées au printemps, mais cela s'inverse pour les molécules utilisées à l'automne (Réal et al., 2005). La synthèse bibliographique conduite pour l'ADEME souligne cependant de façon plus générale que la présence d'un mulch en surface intercepte tout d'abord une grande partie des produits appliqués (jusqu'à 80%), que l'augmentation de la teneur en matière organique dans les horizons superficiels en non-labour favorise l'adsorption des produits et qu'enfin l'augmentation de l'activité microbienne permet une dégradation plus rapide des produits appliqués (ADEME, 2007). Dans le cas d'un

système intégré d'agriculture de conservation, à l'absence de travail du sol sont associés les couverts végétaux en interculture qui permettent de limiter le développement des adventices et ainsi l'usage d'herbicides. En outre, les rotations longues qui sont prônées réduisent les adventices et les parasites, ce qui abaisse également l'usage des herbicides et des insecticides. La « Lutte Phytosanitaire Intégrée » est d'ailleurs préconisée par les promoteurs de l'agriculture de conservation. Scopel et al. (2004) montrent ainsi que, dans de tels systèmes, l'emploi d'herbicides s'abaisse au bout de quelques années du fait du mulch et du couvert végétal qui bloquent la germination des adventices (Scopel et al., 2004).

4. Convergences et divergences entre le Brésil et en France

La diffusion du semis direct en général et de l'agriculture de conservation en particulier ont été appréciées par une analyse bibliographique, par des observations sur les terrains d'étude et par l'exploitation de données statistiques. Des enquêtes réalisées auprès de responsables de réseaux professionnels ou d'agriculteurs pratiquant l'agriculture de conservation, comme la participation à des réunions de l'association BASE, nous permettent de mieux saisir les convergences et divergences entre le Brésil et la France dans la diffusion de ces systèmes.

Nous devons d'abord reconnaître que les démarches entreprises au Brésil et en France ne sont pas si éloignées. L'analyse des enquêtes fait apparaître les traits communs suivants :

- Une critique du système conventionnel jugé non durable : érosion et appauvrissement des sols, forte dépendance aux prix croissants des intrants et du machinisme.
- Un niveau de connaissance élevé en agronomie ou, tout du moins, un souci d'observation et d'expérimentation, preuve en est la place donnée dans les publications et les conférences organisées par les réseaux à des connaissances scientifiques très en amont de l'acte de production.
- Une recherche de réduction des coûts de production par la baisse de la consommation d'intrants :
 - au Brésil, l'émergence du semis direct a été favorisée par la crise agricole des années 1980-1990 pendant laquelle les aides de l'État furent fortement réduites et les prêts bancaires rendus difficilement accessibles ; il s'est agi de réduire les coûts de production en l'absence d'aides publiques et de cherté des importations (carburant, matériel agricole...) ou des produits suivant les cours du pétrole (engrais de synthèse) ;
 - en France, la diffusion du semis direct est plus récente (depuis 2005, schématiquement), elle s'explique également en grande partie par l'accroissement des prix des intrants et par l'agrandissement des exploitations qui incite à la simplification des travaux.
- Une volonté de protection du milieu et plus particulièrement des sols, base de la production végétale et animale, le milieu n'apparaît plus comme une contrainte à surmonter mais comme un allié, voire un modèle (la forêt tropicale dans le système porté par le Cirad).
- Un besoin de recherche – développement sur des équipements spécifiques, se traduisant par des accords avec les industriels fabriquant d'engins agricoles.
- L'importance des réseaux professionnels de diffusion de l'agriculture de conservation : les exploitants rencontrés ne sont pas des individus isolés mais se sont inscrits dans des réseaux de producteurs afin de partager des savoir-faire, c'est grâce à ces échanges que leur système a progressé. Des visites d'exploitations, des revues professionnelles, des sites Internet, des forums organisés par les *Clube dos Amigos da Terra*, le *Clube da Minhoca* et par la FEBRAPDP au Brésil, par BASE ou l'APAD en

France, permettent de partager les expériences acquises et d'entraîner d'autres agriculteurs. La dimension collective est importante car il est difficile à un agriculteur d'avancer seul dans ces systèmes d'autant qu'ils correspondent à une certaine prise de risques : des événements météorologiques, des invasions de parasites ou des erreurs techniques peuvent entraîner de mauvais résultats certaines années, l'agriculteur est alors tenté de retourner à un système conventionnel, plus normé, d'autant qu'il se trouve en général isolé géographiquement dans ses pratiques. Selon la façon dont elle est vécue, l'expérience d'une difficulté n'est pas uniquement négative car « la prise de risques engendre des échecs mais l'important c'est d'expliquer les raisons de l'échec, alors la perception change et on peut progresser ensemble » (entretien avec un agriculteur du réseau BASE).

- Un besoin de reconnaissance des bénéfices environnementaux par la société ou par l'Etat.

Divergences :

- L'enjeu d'érosion des sols est plus important au Brésil car l'érosivité des pluies y est plus élevée.
- L'augmentation des rendements est significative au Brésil, alors qu'ils avoisinent ceux des systèmes conventionnels en France, ceci s'explique par la forte réduction de l'érosion et par l'importance de la matière organique dans la rétention de nutriments en milieu tropical.
- La pollution de l'eau et des sols par les herbicides est peu prise en compte dans les régions étudiées du Brésil (Itaipu et Ibicuí), contrairement à la France où c'est un enjeu bien identifié.
- En France, une plus grande importance est donnée aux couverts végétaux qu'au non labour, nous interprétons cela notamment par l'importance des questions de pollution et de ce fait la valorisation des effets de rétention des nutriments, reconnue par l'Etat et les gestionnaires de bassins depuis la fin de la décennie 1990, les conséquences de la réduction du travail du sol sur le transfert de nutriments étant plus discutés.
- La question foncière : les agriculteurs français sont protégés par des baux de longue durée qui favorisent a priori la mise en place de systèmes plus durables, avec un « retour sur investissement » (notamment parce que les premières années sont marquées par une « faim d'azote » résultant d'une intégration de l'azote dans la matière organique du sol, les rendements s'améliorent au bout de 4 à 5 ans) ; au Brésil, les baux peuvent être réduits à un an et des producteurs louent des terres de grandes propriétés qu'ils ne sont pas certains de pouvoir exploiter sur le long terme.

Enfin, au Brésil comme en France, la diffusion du semis direct sur couvert végétal a été initiée par des agriculteurs pionniers, férus d'agronomie. L'approche qu'ils ont développée est fondée sur un respect de la vie biologique des sols en considérant qu'il faut « nourrir le sol avant de nourrir les plantes ». La conversion du système de production vers l'Agriculture de Conservation s'est manifestée par des gains réels en matière d'économie d'intrants permettant à l'agriculteur de diminuer sa dépendance à ceux-ci et aux fluctuations de leurs valeurs. Le potentiel de production des sols s'est accru grâce à un enrichissement en matière organique. Mais l'amélioration du système a nécessité plusieurs années, en ayant recours à de nombreuses évolutions techniques. Les producteurs ont raisonné leurs pratiques en fondant les gains de productivité sur un respect de la vie biologique du sol et de ses cycles naturels, garants selon eux de la durabilité du système de production.

Les innovations sont issues d'expériences conduites par les agriculteurs qui ont partagé leurs savoir-faire. Ce processus a valorisé les compétences des agriculteurs sans leur imposer un

système « idéal », venu des sphères institutionnelles, ce qui explique en grande partie son succès. Ceci converge avec d'autres expériences dans le domaine de l'innovation (Coudel, Tonneau, 2010). Le partage d'informations est essentiel, il passe par la lecture de revues, des forums et des communications sur Internet, sans exclure des visites d'exploitations et des réunions de groupes locaux. La différenciation culturelle mise en évidence par Hägerstrand dans la diffusion spatiale de l'innovation est cependant encore pertinente : entre producteurs possédant un certain niveau de connaissances, lisant la presse spécialisée, impliqués dans des réseaux techniques plus facilement susceptibles d'innover d'une part, et exploitants se fiant plus à l'observation directe de pratiques au champ qui demandent plus de temps pour changer de système, ce qui nécessite une certaine proximité (Hägerstrand, 1953).



Rencontre entre agriculteurs français du réseau BASE, le président de la FEBRAPDP et un universitaire brésilien



Agriculteurs observant la structure et l'activité biologique du sol sur une parcelle en semis direct

Figure 49 : Partage d'expériences entre producteurs en agriculture de conservation

Le soutien scientifique et technique des chercheurs et des ingénieurs des universités et des centres de recherche agronomique a également été important pour concevoir et faire évoluer les systèmes et pour évaluer et capitaliser les expériences. Les firmes multinationales de l'agrochimie, les coopératives et les entreprises de matériel agricole apportent aussi un soutien financier et technique conséquent à ce développement, tout en cherchant à l'orienter vers l'emploi de leurs produits et matériels.

L'intégration des individus à un groupe est une dimension fondamentale dans le processus de diffusion : la rupture de l'isolement dont souffrent de nombreux agriculteurs, la multiplication des échanges avec des professionnels venus de différents horizons, une certaine fierté de contribuer à un mouvement qu'ils considèrent à l'avant-garde, les valeurs positives qu'ils peuvent présenter pour l'environnement et donc pour le reste de la société sont des facteurs expliquant leur engagement.

La vision systémique d'une certaine « avant-garde » d'agriculteurs qui intègrent le semis direct dans un ensemble de techniques améliorant les sols et diminuant l'utilisation d'intrants n'est cependant pas partagée par le plus grand nombre des producteurs qui réduisent le semis direct au fait de ne plus travailler le sol. Les motivations de cette majorité sont avant tout l'économie de carburant, de matériel et de temps de travail ou la mise en culture de sols

improductifs en système conventionnel. L'évolution du plus grand nombre vers un système intégré d'agriculture de conservation nécessitera une meilleure appropriation des connaissances des processus naturels et l'appui à la réalisation d'un réseau de parcelles de démonstration à proximité des producteurs car pour beaucoup de producteurs la « preuve par l'exemple » et le contact direct sont primordiaux. Un partenariat entre des associations d'agriculteurs et des institutions publiques, telles qu'elles sont expérimentées sur le Paraná 3, auraient certainement un rôle important à jouer afin que les intérêts économiques immédiats ne priment pas sur une agriculture durable.

Conclusion de la 1^{ère} partie

Le modèle de développement agricole construit durant la seconde moitié du 20^{ème} siècle a généré de gains de rendement considérables mais, fondé sur l'utilisation massive d'intrants sans se préoccuper des conséquences sur le milieu bio-physique environnant, il montre de plus en plus de limites. La reconnaissance des services écologiques (rendus par le sol, la faune et la flore non cultivées) dans le renforcement de la productivité des exploitations offre de nouvelles perspectives à l'agriculture et à la société.

Dans le sud du Brésil et dans l'ouest de la France, les contextes sociaux, les enjeux sur l'eau et l'agriculture diffèrent, mais des deux côtés de l'Atlantique, les objectifs de gestion durable des ressources en eau sont conditionnés par la participation des agriculteurs et par leur adhésion aux projets territoriaux. En effet, comme nous l'avons vu sur l'Oudon, le Rochereau, l'Ibicuí et le Paraná 3, afin de résoudre les problèmes qui y sont posés, les agriculteurs sont associés aux processus de négociation auxquels participent les autres usagers de l'eau et les pouvoirs publics. Si ces interactions génèrent parfois des conflits ou des tensions, elles sont aussi sources de nouvelles solidarités et font tout du moins évoluer les perceptions et les pratiques. Elles conduisent à une certaine régulation collective et permettent une adaptation des solutions techniques aux caractéristiques territoriales à la fois en matière de milieu bio-physique et en matière socio-économique. L'expérience du Nordeste du Brésil montre par ailleurs que le poids des structures sociales, les inégalités d'accès à la terre et aux ressources en eau, la pauvreté rurale, l'exclusion des paysans pauvres se manifestent dans les choix de développement agricole et de gestion des ressources en eau qui sont lourds de conséquences sur les sociétés rurales. Les politiques de partage de la ressource reflètent les structures sociales et d'une certaine manière les reproduisent.

Des alternatives au système intensif à forte consommation d'intrants existent à présent pour répondre aux besoins d'accroissement de la productivité sans dégradation des ressources naturelles. Parmi ces alternatives, l'Agriculture de Conservation présente une forte dynamique d'expansion à travers le monde. L'ensemble des pratiques est révisé et un nouveau système de production est construit par les agriculteurs, avec l'appui de la recherche agronomique. Il ne s'agit pas d'un modèle définitif et universel, mais de principes de production fondés sur l'activité biologique des sols garantie par le respect de sa structure et par des apports en carbone. Ce système permet une hausse de la productivité en milieu tropical, une réduction de l'érosion des sols et une baisse de la consommation de carburants et d'intrants observées sous différentes latitudes. Sa diffusion se manifeste par de multiples adaptations en fonction du contexte pédo-climatique, de la taille des unités de production et des savoirs et savoir-faire des agriculteurs. Ce système montre que le développement agricole peut ne pas s'opposer à la préservation du milieu. Il montre également que la préservation des ressources ne viendra pas du seul fait des réglementations, se traduisant par des techniques imposées, perçues comme des contraintes par les producteurs et assez souvent contournées. Les techniques agro-environnementales peuvent être réellement appropriées par les agriculteurs si elles entrent en phase avec un système de production agronomiquement et économiquement performant.

Dans cette première partie, nous nous sommes attachés à décrire les processus de pollution diffuse des ressources en eau par l'agriculture, le raisonnement des pratiques agricoles qui ont un impact sur la qualité de l'eau et les dynamiques territoriales générées par la régulation de ces pratiques. Durant la deuxième partie, nous allons présenter une méthode d'identification des interactions entre pratiques, milieu et qualité des eaux de surface à l'échelle de bassins versants afin d'évaluer les variables déterminantes. Cette méthode, fondée sur la modélisation agro-hydrologique, permet en outre de simuler l'impact de pratiques alternatives de réduction de la pollution.

2^{ème} partie : Méthodologies

L'analyse des impacts des activités agricoles sur les ressources en eau butte sur des difficultés méthodologiques, en effet les systèmes bio-physiques naturels et les systèmes de production agricole s'enchevêtrent. Les pratiques agricoles modifient le milieu mais sont également contrôlées par celui-ci, les résultantes de ces interactions en matière de flux d'eau et de polluants ne peuvent donc être évaluées que par une prise en compte de l'ensemble du système. Les questions majeures que nous avons retenues dans nos orientations méthodologiques sont : Comment représenter à l'échelle de bassins versants, les interactions entre les facteurs déterminant les transferts d'eau et de polluants, qu'ils soient liés au milieu bio-physique ou à l'activité agricole ? Sur quels leviers agir ? Quelle peut en être l'efficacité ? Afin de répondre à ces questions, il est apparu nécessaire de représenter la dynamique spatio-temporelle des processus. Dans ce but, nous nous sommes orientés vers la modélisation agro-hydrologique distribuée car elle permet de prendre en compte le rôle des facteurs du milieu (climat, sol, topographie), des types de culture et des pratiques agricoles, dans leur variabilité spatiale et temporelle.

Dans cette partie consacrée aux méthodologies, nous commencerons par présenter les bassins versants de l'ouest de la France où la modélisation a été mise en œuvre. Puis, nous nous intéresserons à l'obtention de cartes des facteurs qui déterminent le comportement hydrique des sols par une méthode spécifique adaptée aux échelles étudiées. Ensuite, la modélisation sera développée en matière de processus modélisés, de données, de procédures de traitement et de lecture des résultats des simulations face aux observations. Une attention particulière sera portée à la sensibilité des résultats à la résolution spatiale des données d'entrée car cette question est particulièrement importante lors des changements d'échelle nécessaires pour le passage à des bassins versants de tailles variables. La lecture des résultats nous conduira à mettre en évidence le poids des successions culturales, des pratiques, du climat et des sols dans les transferts de nitrates et de phosphore et la qualité résultante dans les eaux de surface. Sur un des bassins d'étude, les résultats et leurs apports seront comparés à ceux obtenus par un indicateur issu d'une analyse multicritère, de mise en œuvre plus simple. Nous nous intéresserons ensuite à la simulation de changements de pratiques et de successions sur la qualité des cours d'eau afin d'évaluer l'efficacité à l'échelle du bassin versant de différentes alternatives élaborées par les acteurs locaux. Nous terminerons cette partie par une application de la modélisation hydrologique distribuée à une problématique et à un contexte géographique différents en analysant ses apports à la compréhension des phénomènes déterminant la variabilité de l'écoulement d'un grand bassin soudano-sahélien d'Afrique de l'ouest.

1. Présentation des bassins, objets de la modélisation des pollutions

Nos travaux de modélisation des flux de nitrates et de phosphore d'origine agricole ont été réalisés sur trois bassins versants des Pays de la Loire : la Moine (385 km²) dans le sud-ouest du Maine et Loire, le Rochereau (206 km²) à l'est de la Vendée et l'Oudon au nord-ouest du Maine et Loire et au sud de la Mayenne (1 480 km²) (Figure 2). Les trois bassins s'inscrivent dans un contexte similaire : socle armoricain recouvert d'altérites peu épaisses, à dominante limoneuse, climat océanique, caractère rural, orientation dominante vers la polyculture élevage. L'Oudon et le Rochereau ont déjà fait l'objet d'une présentation en 1^{ère} partie, mais nous insistons plus alors sur la dynamique socio-territoriale de gestion de l'eau et du

développement agricole, nous présentons à présent leurs caractéristiques pédo-climatiques, hydrologiques et leur occupation du sol en préalable à la modélisation qui y a été réalisée.

1. Moine

Le bassin versant de la Moine est situé dans le département du Maine-et-Loire. La Moine est un affluent rive droite de la Sèvre Nantaise, qu'elle rejoint à Clisson.

La morphologie correspond un plateau faiblement incliné vers l'ouest et incisé progressivement par le réseau hydrographique vers l'aval. L'altitude varie de 180 mètres au nord-est à 15 mètres à Clisson, à la confluence de la Moine avec la Sèvre Nantaise. La géologie est constituée de schistes et grès principalement, d'âge précambrien ou paléozoïque, affectés par la tectonique hercynienne et injectés d'intrusions granitiques. Le fond des vallées principales est couvert d'alluvions peu épaisses sur une faible largeur, étant donné l'encaissement du réseau hydrographique. Les plateaux de la partie occidentale du bassin sont couverts de loess sur une épaisseur comprise généralement entre 1 à 2 mètres. Les sols dominants sont limoneux et hydromorphes (luvisols rédoxiques et rédoxisols) sur les plateaux, des limono-sableux sains et peu épais (brunisol et brunisol lithiques) sur les versants des vallées et limoneux ou limono-argileux et hydromorphes (luvisols et colluviosols rédoxiques) dans les fonds de talwegs (classification des sols du référentiel pédologique de (Baize, Girard, 1995)).

La moyenne interannuelle des précipitations à Cholet est de 751 mm et la température moyenne est de 11,4°C (entre 1966 et 1999, source : MétéoFrance). Le climat océanique est caractérisé par des précipitations relativement bien réparties sur l'année (maximales en décembre avec en moyenne 80 mm, minimales en juillet avec en moyenne 44 mm) et des températures modérées (moyennes mensuelles de 4,9°C en janvier et de 18,8°C en juillet). Le bilan hydrique annuel moyen présente un excédent d'octobre à février s'élevant à 280 mm dans le cas d'un sol avec une réserve utile de 100 mm.

Le paysage du bassin est un bocage avec quelques forêts au nord-est et l'urbanisation de Cholet au centre nord. Le bassin est à dominante d'élevage bovin viande avec du hors-sol en complément dans certaines exploitations. La population du bassin de la Moine s'élève à près de 71 000 habitants (Chapdelaine, 2006).

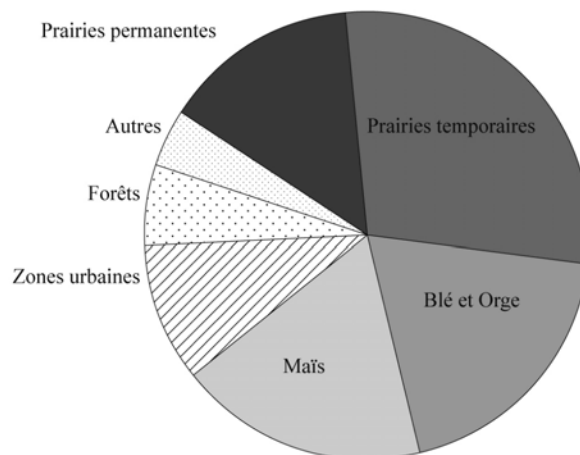


Figure 50: Occupation du sol sur le bassin de la Moine en 1999

La Moine constitue la ressource en eau de l'agglomération de Cholet grâce à deux barrages en amont du bassin qui forment les lacs du Verdon et de Ribou. Si la teneur en nitrates est peu élevée (14 mg.l⁻¹ en moyenne aux prises d'alimentation en eau potable), les problèmes

d'eutrophisation des plans d'eau et des cours d'eau sont fréquents du fait de flux importants en phosphore rejeté par l'assainissement et émis par les surfaces agricoles (CALLIGEE, 1998; Buffard, 2001). Les lacs de barrage à l'amont de Cholet en sont particulièrement atteints (arrêt de la production d'eau potable en été 2004 avec une alimentation par la Loire en substitution), ce qui nuit également aux activités de loisir (interdiction de baignade dans le Ribou certains étés).

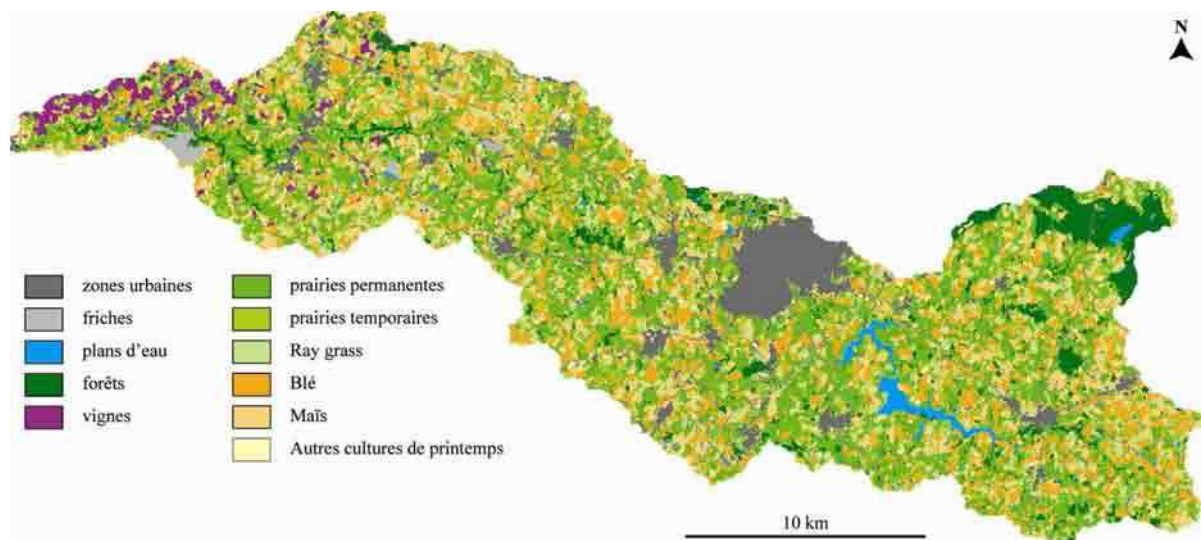


Figure 51 : Occupation du sol sur le bassin versant de la Moine en 1999

2. Rochereau

Le Rochereau est le nom donné au barrage situé sur le Grand Lay dans l'est de la Vendée. Ce barrage alimente en eau potable environ 55 000 personnes. Son bassin versant couvre 206 km².

Le relief est formé d'un plateau accidenté de collines au nord et plus faiblement ondulé au sud, avec une vallée encaissée. L'altitude varie entre 276 m à Pouzauges et 50 m à la retenue. Le socle est constitué majoritairement de schistes et de granites au nord ou de basaltes au sud. Des brunisols lithiques (limoneux) couvrent près de la moitié du bassin essentiellement sur les pentes. Des brunisols limoneux généralement sains se développent sur les plateaux tandis que les fonds de vallées sont couverts de fluvisols et colluviosols limono-argileux hydromorphes (Levrel, 2003).

La pluviométrie annuelle moyenne sur 30 ans est de 805 mm à la station de Chantonnay (source MétéoFrance), avec un minimum mensuel moyen de 42 mm en juillet et un maximum mensuel moyen de 97 mm en novembre. L'excédent hydrique s'étend de novembre à mars.

Le bocage est assez bien conservé dans ce secteur, si ce n'est autour de la retenue du fait du remembrement. L'agriculture est centrée sur l'élevage bovin viande et le hors sol (volailles). Dans ces agrosystèmes, les effluents sont essentiellement apportés sur les cultures de maïs, ce qui conduit à leur surfertilisation. L'espace agricole est consacré aux prairies (53 % de la SAU), au blé et à l'orge (22 %) et au maïs (20 %). Le maïs est particulièrement développé au sud, à l'est de la retenue, car les agriculteurs y pratiquent l'irrigation. 279 agriculteurs ont été dénombrés sur le bassin en 2005, avec une surface Agricole Utile (SAU) moyenne de 59 ha. En 1997, la production d'azote par l'élevage était estimée à 2 209 tN.an⁻¹ (Garon, 2005).

La population du bassin versant est de l'ordre de 16 000 habitants. Les bourgs sont assainis par lagunage et la ville de Pouzauges par une station à boues activées. Près d'un tiers des habitants est en système d'assainissement individuel. Il y a 19 installations classées (essentiellement de l'agro-alimentaire). Avant épuration, l'émission d'azote d'origine

humaine peut être estimée à 58 tN.an^{-1} (en supposant une émission individuelle de $3,65 \text{ kgN.an}^{-1}$, selon le ratio FNDAE). Les flux d'origine humaine peuvent ainsi être considérés comme faibles vis-à-vis des flux dus à l'élevage.

Le bassin est équipé d'une station de jaugeage à Saint-Prouant à proximité amont de la retenue, présentant un bassin versant de 130 km^2 . Du fait de sa géologie peu perméable, les débits varient fortement sur le Grand Lay avec $0,183 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ en moyenne mensuelle en septembre et $3,27 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ en février (Garon, 2005).

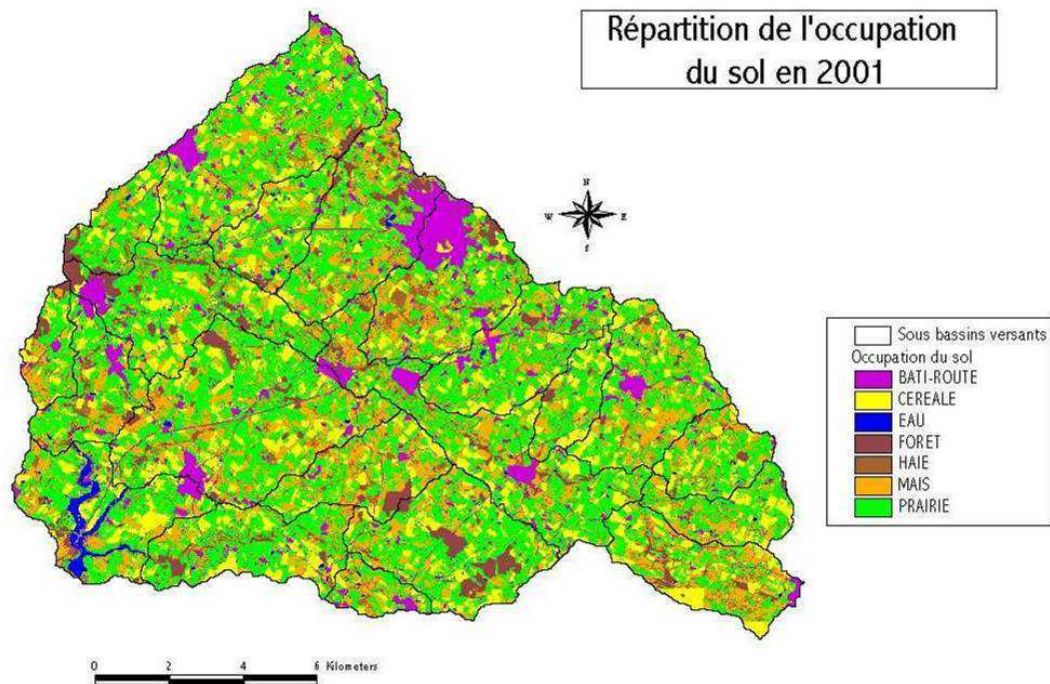


Figure 52 : Occupation du sol sur le bassin versant du Rochereau (Berthelot, 2002)

3. Oudon

Le bassin de l'Oudon couvre $1\,480 \text{ km}^2$ à la confluence avec la Mayenne. Il est formé sur le socle armoricain constitué essentiellement de schistes et de grès fracturés et plissés par l'orogénèse hercynienne. Le relief est un plateau faiblement ondulé avec un réseau hydrographique incisant des vallées étroites, l'altitude varie de 192 m au nord à 15 m au sud. Les sols sont limoneux et hydromorphes sur les plateaux, sablo-limoneux sur les pentes des vallées et limono-argileux et hydromorphes dans les fonds de vallée. Les précipitations annuelles sont en moyenne de 743 mm et la température moyenne de 13°C (sur la période considérée 1999-2007, source MétéoFrance).

Les aquifères sont rares et de faible extension dans cette zone de socle. Les circulations souterraines se localisent dans les zones d'altération et dans le milieu fissuré. Ainsi, le débit du cours d'eau est fortement variable avec une moyenne mensuelle de $25,2 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ en janvier et de $0,5 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ en août, pour un module de $8,7 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ à la station de mesure de Segré (source : Banque Hydro).

Le système agricole dominant est la polyculture - élevage. En 2000, on relevait près de $97\,000$ bovins, $1\,000\,000$ de volailles et $54\,000$ porcins (source : Recensement Général Agricole - RGA).

Sur le bassin, on dénombre près de 70 000 habitants. Les villes et villages sont équipés de systèmes collectifs d'épuration. Un tiers d'entre eux présente une efficacité de plus de 75 % et un autre tiers entre 50 et 75 % (source: Commission Locale de l'Eau de l'Oudon). Hors année sèche, les émissions urbaines représenteraient de l'ordre de 10 % des flux d'azote et de 20 à 40 % des flux de phosphore à Segré*. L'agriculture est donc la source dominante de pollutions en nutriments du bassin.

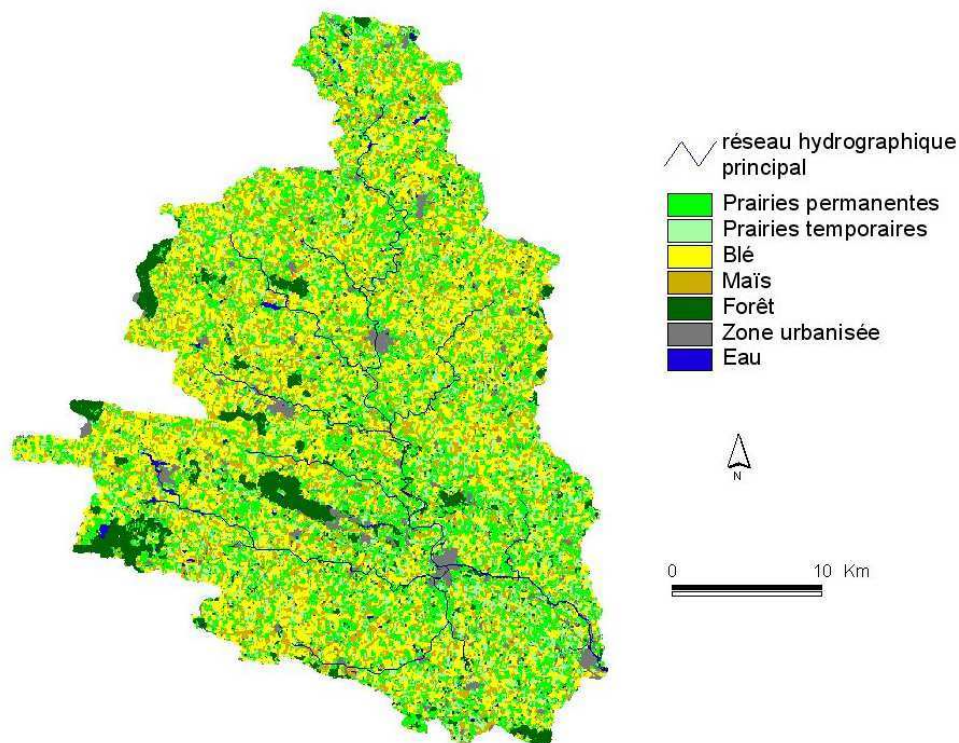


Figure 53: Occupation du sol du bassin versant de l'Oudon en 2003
(cartographie réalisée à partir d'images SPOT par D. Ruelland – ESO)

Les eaux superficielles captées à Segré alimentent 4 200 foyers. Les cours d'eau sont pollués par les nitrates, le phosphore et les produits phytosanitaires depuis les années 1980. Au captage de Segré, durant plusieurs années la norme des 50 mg.l⁻¹ était dépassée plus de 18 jours par an et, de 2006 à 2009, un cinquième des mesures de produits phytosanitaires a dépassé 1 µg.l⁻¹. Les concentrations en nitrates et les débits sont mesurés quotidiennement par la DREAL (Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement, ex-DIREN) à Segré depuis 2002 (bassin de 1 310 km²). La moyenne en nitrates est de 21,9 mg.l⁻¹, le maximum atteint 63,4 mg.l⁻¹.

* L'émission annuelle nette d'azote d'origine domestique est estimée à 112 tN.an⁻¹ (en appliquant le ratio FNDAE de 11 g.personne⁻¹.j⁻¹ et un rendement moyen des stations d'épuration de 60 % sur l'azote selon les données de la CLE). La somme des flux d'origine industrielle est estimée 74 tN.an⁻¹ (données de la CLE). En ce qui concerne le phosphore, les émissions nettes d'origine domestique sont estimées à 33 tP.an⁻¹ (en appliquant le ratio FNDAE de 2,4 g.personne⁻¹.j⁻¹ et un rendement moyen des stations d'épuration de 50 % sur le phosphore selon les données de la CLE). La somme des flux d'origine industrielle est estimée 51 tP.an⁻¹ (données de la CLE). Cette estimation néglige les phénomènes de stockage de ces types d'émission dans les sédiments des cours d'eau (qui peuvent être en réalité conséquents et ainsi diminuer la part de la contribution urbaine aux flux de phosphore mesuré à l'aval du bassin).

2. Cartographie des propriétés hydriques des sols et vulnérabilité des sols au transfert de polluants

Ce travail s'insère dans une logique de constitution de bases de données géographiques nécessaires à l'évaluation des risques de transfert de polluants agricoles. En effet, le sol joue un rôle de rétention déterminant puisqu'il constitue le substrat des cultures et conditionne ainsi les prélèvements d'eau et de nutriments. Il est également le siège de phénomènes d'adsorption, de filtration physique et de dégradation biologique. Il stocke par ailleurs l'eau libre et les solutés dont elle se charge avant qu'ils ne soient absorbés par la végétation ou lixiviés dans les nappes souterraines et les cours d'eau. Il forme ainsi un compartiment essentiel de rétention.

L'identification des sols est un élément important du diagnostic des risques de pollution. Or, en France, la cartographie des sols est hétérogène et, pour toute une partie du territoire national, elle est inexistante aux échelles situées entre le 1 / 50 000 et le 1/100 000. Nous avons élaboré une méthodologie de cartographie des propriétés hydriques des sols. Elle s'appuie sur des données géologiques et topographiques, aisément accessibles au 1/50 000, sur des sondages à la tarière et sur un traitement au moyen d'un Système d'Information Géographique. Notre préoccupation était de définir une méthode économe en mesures afin de pouvoir la généraliser sur des espaces importants, à des échéances raisonnables. La méthode est dénommée « Sol – ITL » car les entités spatiales constituées sont issues des combinaisons d'Indice Topographique et de Lithologie. Avec une démarche similaire, Curmi et al. ont également mis en évidence l'intérêt d'une approche de cartographie des sols basée sur des fonctions de pédotransfert pour étudier les flux en nitrates en Bretagne (Curmi et al., 1996).

L'objectif de nos travaux a été de quantifier les relations entre les sols, la lithologie et la topographie pour construire une carte de certaines caractéristiques moyennes des sols : en l'occurrence leur réserve utile (RU), leur profondeur, l'épaisseur d'hydromorphie et leur perméabilité. Un sol avec une RU élevée est moins sensible au lessivage puisqu'il stocke une plus grande quantité d'eau et de solutés disponibles pour les végétaux. Un sol hydromorphe retient une quantité supplémentaire d'eau gravitaire par engorgement et est le siège de phénomènes de dénitrification. Une partie de l'excédent du bilan hydrique climatique est ainsi piégée dans les sols hydromorphes, ce qui peut réduire la contamination des cours d'eau par le nitrate de l'automne au printemps durant l'interculture. La perméabilité détermine quant à elle la rapidité du transfert, les capacités de dégradation des polluants sont donc en relation inverse de la perméabilité des sols.

La méthode se décompose en quatre phases (Figure 54) :

1. réalisation de sondages à la tarière et de profils pédologiques, description de certaines caractéristiques du sol ;
2. estimation de propriétés hydriques des sols selon des fonctions de pédotransfert (Rawls et al., 1982; Rawls, Brakensiek, 1985) ;
3. analyse spatiale et analyse de la variance des relations entre les caractéristiques des sondages et les données cartographiques de géologie (lithologie) et de topographie ;
4. classification des combinaisons de classes d'indice topographique et d'unités lithologiques produisant une cartographie des propriétés hydriques des sols.

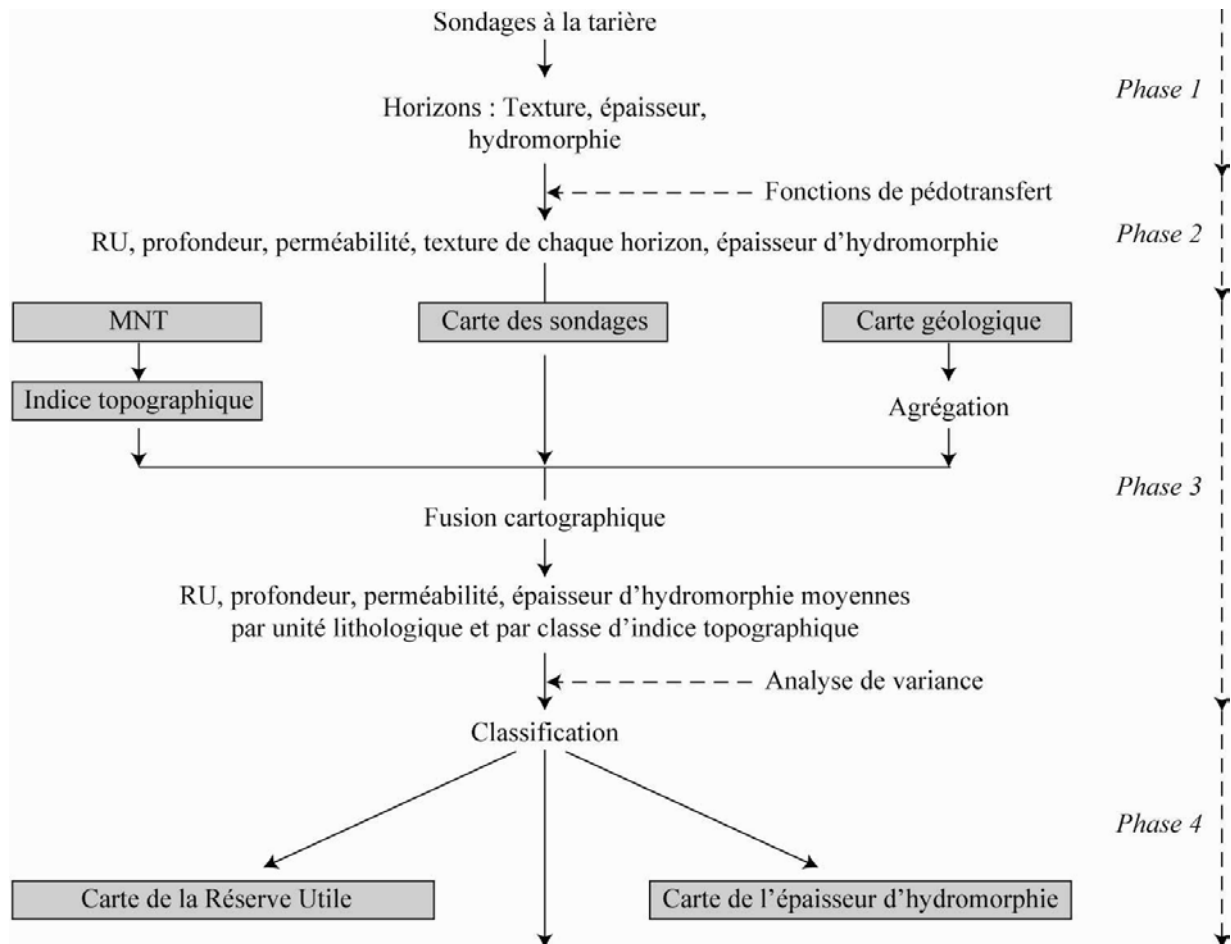


Figure 54 : Méthodologie
(les couches cartographiques sont encadrées)

1. Sondages à la tarière et profils pédologiques

Les sondages ont été réalisés avec une densité moyenne de 2 à 5 sondages par km² selon les bassins versants. La position des sondages a été choisie en cherchant à représenter les différentes classes de pente et les différents substrats lithologiques, selon une logique de toposéquences. Pour chaque sondage, les différents horizons ont été identifiés de façon visuelle et leur classe texturale a été déterminée manuellement selon le triangle du GEPPA. Les indicateurs d'hydromorphie (taches de deferrification/oxydation, concrétions ferromanganiques) ont permis de mesurer l'épaisseur de la zone périodiquement engorgée sur la profondeur observée (1,2 m). L'épaisseur de l'hydromorphie est comprise entre la profondeur d'apparition des signes d'hydromorphie et une couche de blocage de l'eau qui peut être la roche peu altérée ou une altérite imperméable. Des profils pédologiques (15 à 20 par zone d'étude) ont été décrits et analysés afin de caler les observations faites à la tarière.



Fosse pédologique, bassin du Rochereau



Fluvisol argileux hydromorphe, bassin du Rochereau

Figure 55 : Observations en fosses pédologiques

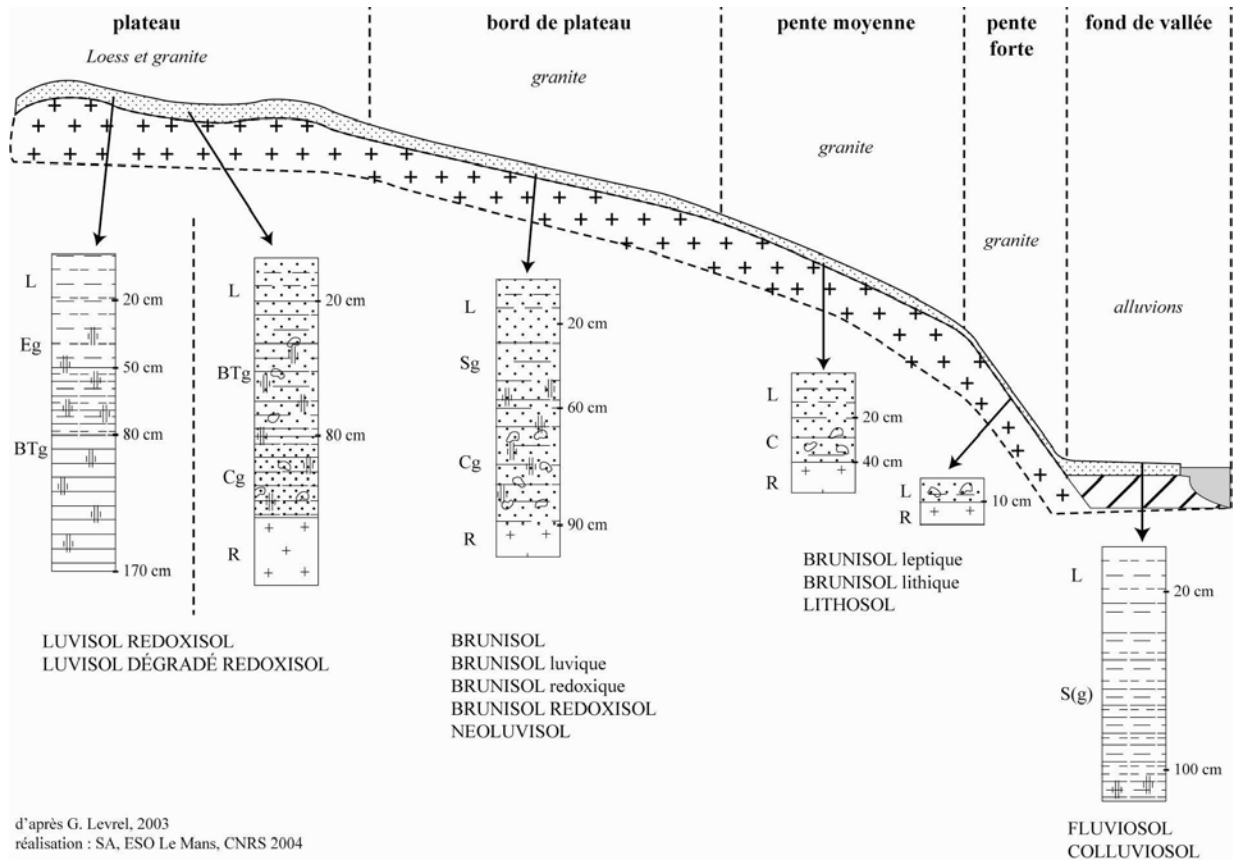


Figure 56 : Organisation des sols selon une toposéquence sur granite sur le Rochereau

2. Estimation de propriétés hydriques des sols

La bibliographie présente plusieurs fonctions de pédotransfert élaborées pour déduire les propriétés hydriques des sols à partir de leur texture (Bastet et al., 1998). Nous avons retenu les équations de régression linéaire de (Rawls et al., 1982; Rawls, Brakensiek, 1985) pour l'estimation de la teneur en eau volumique (W) du sol à des potentiels de -330 hPa (capacité

au champ) et de - 15 000 hPa (point de flétrissement). Il est possible que ces fonctions de pédotransfert soient moins précises que d'autres qui s'appuient sur des classes granulométriques et sur d'autres paramètres du sol (Bastet et al., 1998). Mais, ces autres fonctions requièrent des mesures en laboratoire réalisables qu'en un nombre limité de profils. Ainsi, ce que nous gagnerions en précision sur les fonctions serait perdu en représentativité des échantillonnages et diminuerait ainsi la qualité de la spatialisation. Chaque horizon a été affecté à une classe de texture par détermination manuelle. Les fonctions de pédotransfert ont été utilisées pour calculer la RU de chaque horizon de chaque sondage, puis les RU des horizons ont été sommées pour obtenir la RU globale du sondage.

3. Cartographie des propriétés des sols

Les résultats précédents sont attachés à des points. Nous recherchons durant cette phase les liens qui peuvent exister avec les variables lithologiques et topographiques afin de spatialiser ensuite les propriétés des sols. Nous supposons que la lithologie et la pente sont des variables explicatives, la RU et l'épaisseur d'hydromorphie sont considérées comme des variables résultantes.

Les données qui ont été mobilisées sont organisées en trois couches cartographiques dans le SIG :

- le Modèle Numérique de Terrain (MNT) issu de la BD Alti de l'IGN à une résolution de 50 mètres ;
- la carte géologique du BRGM au 1/50 000, numérisée pour former une couche cartographique du SIG, les unités lithologiques sont agrégées par familles de faciès ;
- la carte des sondages issue du terrain constituant une troisième couche cartographique qui a été réalisée avec des étudiants en master (Blot, 2001; Euriat, Tritz, 2002; Levrel, 2003). Les points ont été précisément localisés au GPS (précision de l'ordre de 15-20 m).

Le MNT est utilisé pour calculer un indice topographique. L'indice utilisé a été défini par Beven et Kirkby, il est pertinent pour identifier le mouvement de l'eau à l'échelle du paysage (Beven, Kirkby, 1979; Merot et al., 1995; Curmi et al., 1997; Gaddas, 2001). L'indice est élevé dans les talwegs et réduit sur les lignes de crêtes et les fortes pentes. Il permet d'identifier la propension du sol à être saturé. Il a été largement validé sur des zones de socle où les nappes souterraines suivent la topographie. L'indice topographique IT est défini ainsi :

$$IT = \left(\frac{\ln A}{\tan \beta} \right)$$

avec :

- A : surface amont drainée spécifique en m² par unité de largeur orthogonale à la direction d'écoulement
- β : pente topographique

Plus la surface amont drainée spécifique est élevée et/ou plus la pente est faible (ce qui correspond à un indice topographique élevé), plus le sol est supposé avoir tendance à être saturé. L'intérêt de cet indice pour la prédiction de l'humidité des sols a fait l'objet de différents travaux. Merot et al. ont cherché à prédire l'extension des sols hydromorphes sur des bassins bretons à partir de cet indice (Merot et al., 1995; Curmi et al., 1997; Merot et al., 2003). Ils comparèrent les zones dépassant un certain seuil d'indice avec la carte des sols constituée au 1/25 000 : la structure spatiale et l'étendue des sols hydromorphes est correctement prédite par l'indice dans les fonds de talwegs. Mais l'hydromorphie de plateau est mal représentée par l'indice car elle est causée par la lithologie ou par des horizons

pédologiques imperméables. Gascuel-Oudoux et al. ont modifié l'indice topographique en remplaçant la pente locale par la pente moyenne le long du chemin hydrologique séparant la maille de calcul du cours d'eau (Gascuel-Oudoux et al., 1998). Dans un travail plus récent, Merot et al. appliquèrent un indice topographique modifié intégrant la lame d'eau précipitée afin de prédire les zones humides dans différentes conditions climatiques en Europe (Merot et al., 2003). La structure et l'extension générale sont bien identifiées mais l'indice ne permet pas de prédire la localisation exacte des zones humides. Nous allons voir par la suite que cet indice s'avère pertinent pour d'autres propriétés physiques du sol sur les zones d'étude : profondeur, texture, réserve utile et perméabilité.

La carte des points de sondages est ensuite croisée à la carte lithologique ainsi qu'à la carte de l'indice topographique afin de construire un tableau présentant les variables explicatives et les variables résultantes par sondage. Les relations entre variables explicatives et résultantes sont présentées dans la Figure 57 et la Figure 58.

Sur les bassins versants, les résultats mettent en évidence une croissance continue de la teneur en argile, de la profondeur du sol et de la RU lorsque l'indice topographique croît (Figure 57 illustrant l'application de la méthode sur le Rochereau). La perméabilité montre une décroissance significative mais irrégulière. La teneur en limons moyenne est constante entre les classes d'indice topographique sur le Rochereau et décroît en fonction de cet indice sur la Moine. Les moyennes des variables résultantes varient fortement entre unités lithologiques (Figure 58 illustrant l'application de la méthode sur le Rochereau). Ceci s'explique par la variabilité de vulnérabilité à l'altération des roches.

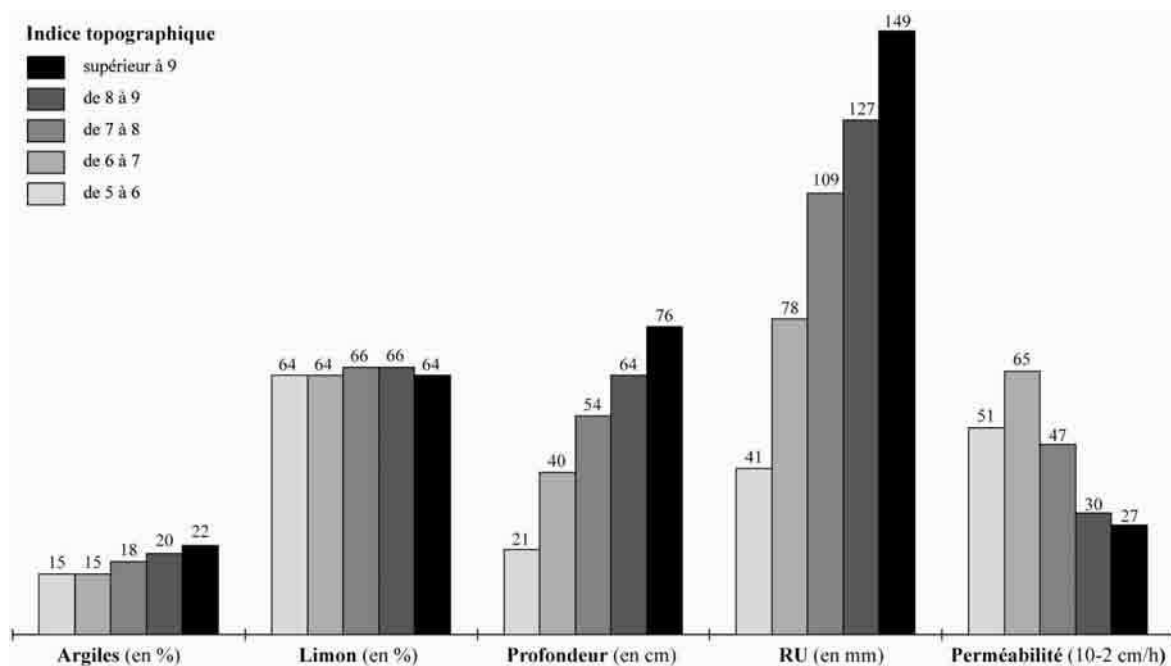


Figure 57 : Le Rochereau, relations entre les classes d'indice topographique et les propriétés du sol

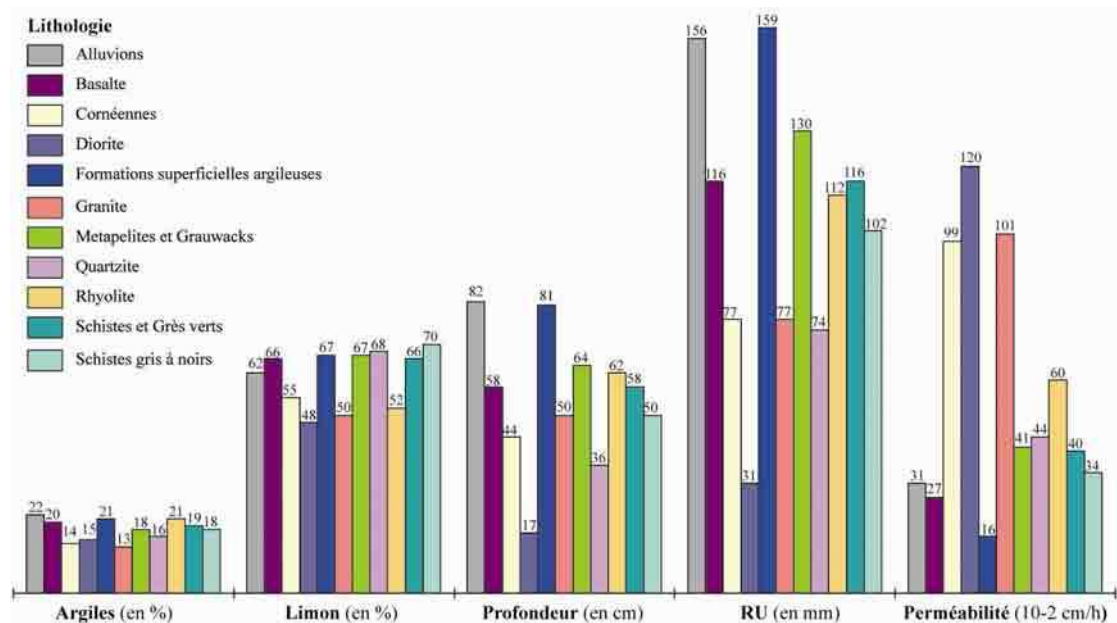


Figure 58 : Le Rochereau, relations entre la lithologie et les propriétés du sol

Les écarts types sont élevés pour la perméabilité en fonction des classes topographiques et lithologiques, ce qui révèle une forte variabilité spatiale au sein des unités.

Les relations entre variables explicatives et variables résultantes sont confirmées par une analyse de variance. Les effets de l'indice topographique et de la lithologie sont significatifs. L'indice topographique présente un potentiel de prédiction supérieur à la pente. La pertinence de la prise en compte de la lithologie a déjà été mise en évidence par King et al. (2003) qui ont montré que l'erreur moyenne d'estimation des propriétés par des fonctions de pédotransfert pouvait être réduite par la classification selon le type de matériau parental (King et al., 2003). Ainsi, nous pouvons admettre que l'indice topographique et la lithologie constituent des variables explicatives déterminantes permettant de définir les lois d'organisation spatiale des propriétés hydriques des sols étudiés à l'échelle considérée.

Les valeurs de propriétés des sols sont affectées à chaque combinaison d'indice topographique et de lithologie cartographiée. La Figure 59 illustre l'évaluation sur le Rochereau. La résolution de 50 m correspond à celle de la BD Alti. Nous voyons apparaître de fortes différenciations spatiales entre les plateaux, les pentes des talwegs et leur fond, mais, l'influence de la lithologie intervient aussi nettement au sein des plateaux où l'épaisseur des sols varie selon le matériau parental.

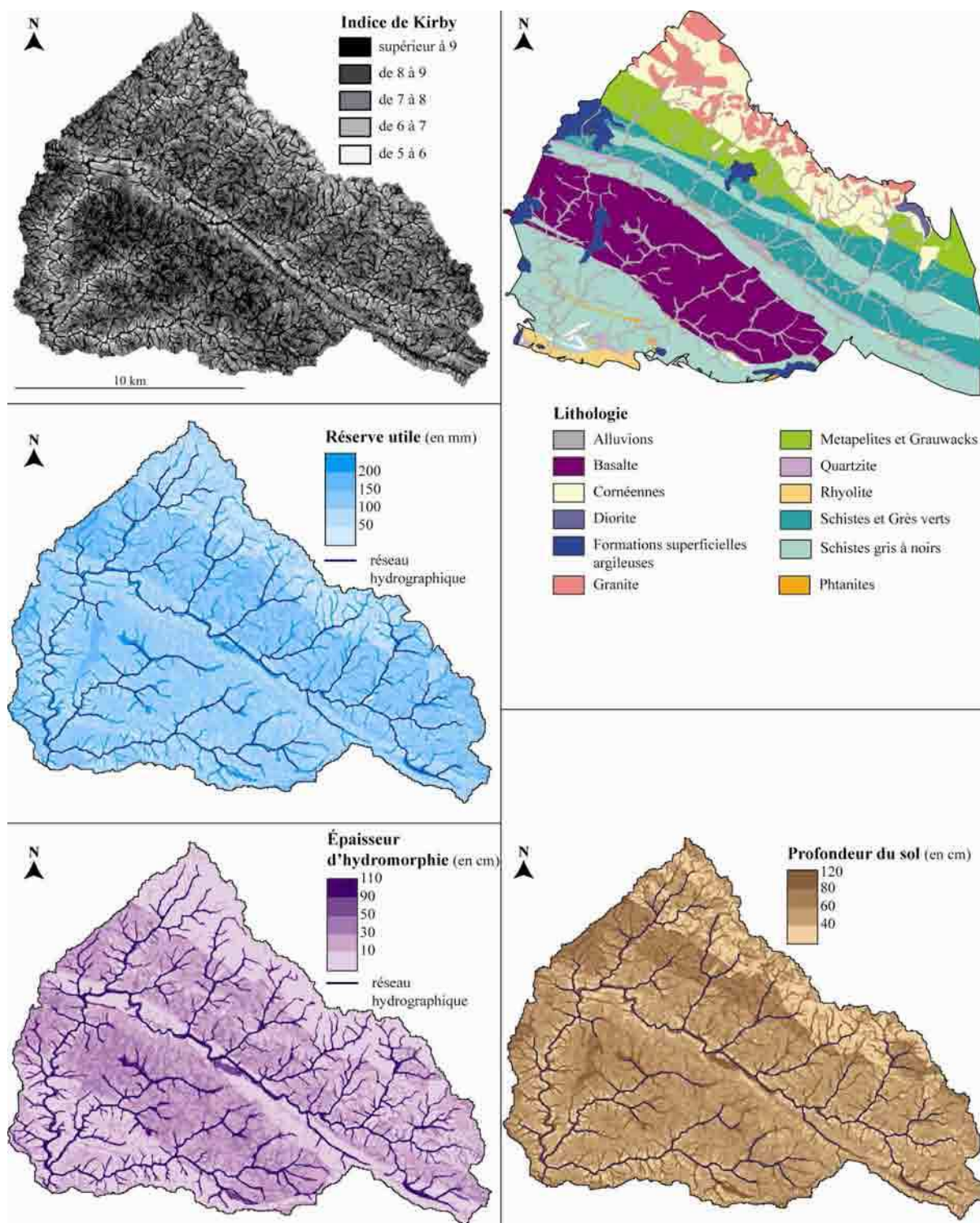


Figure 59 : Cartes des données prédictives (sources : IGN et BRGM) et de propriétés hydriques des sols résultant de l'analyse spatiale sur le bassin versant du Rochereau

4. Analyse de sensibilité à la densité des sondages

La question est de savoir comment l'information dépend de la densité de points de sondages. L'information initiale a été dégradée en ne retenant que certaines toposéquences, ce qui réduit le nombre de points d'observation (Figure 60).

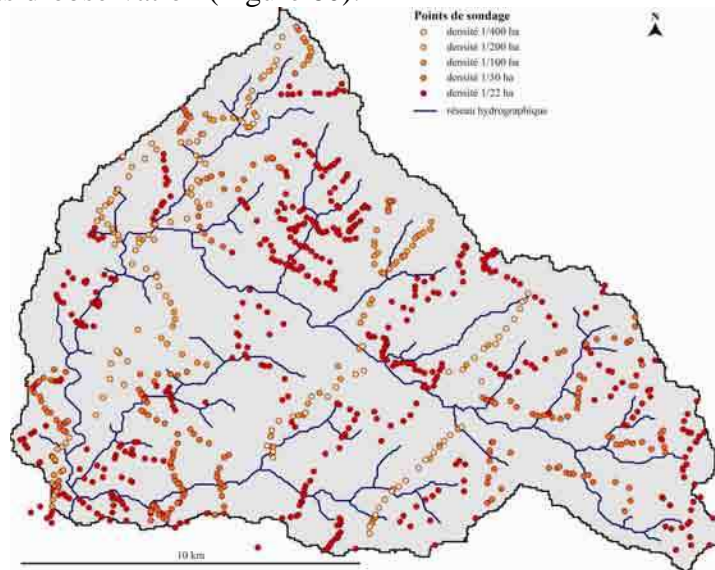


Figure 60 : Sondages sur le Rochereau

Les points de sondage de chaque densité sont représentés par la couleur de leur classe et par celle des classes de densité inférieure

Cette réduction entraîne une modification des relations identifiées entre les variables explicatives et les propriétés recherchées. Un calcul de l'erreur quadratique moyenne (RMSE) de la surface relative de chaque classe de propriété par rapport à l'estimation réalisée avec la plus forte densité de points (1/22 ha) permet d'estimer la sensibilité de ces classes à la densité de points de sondages (cf. Figure 61).

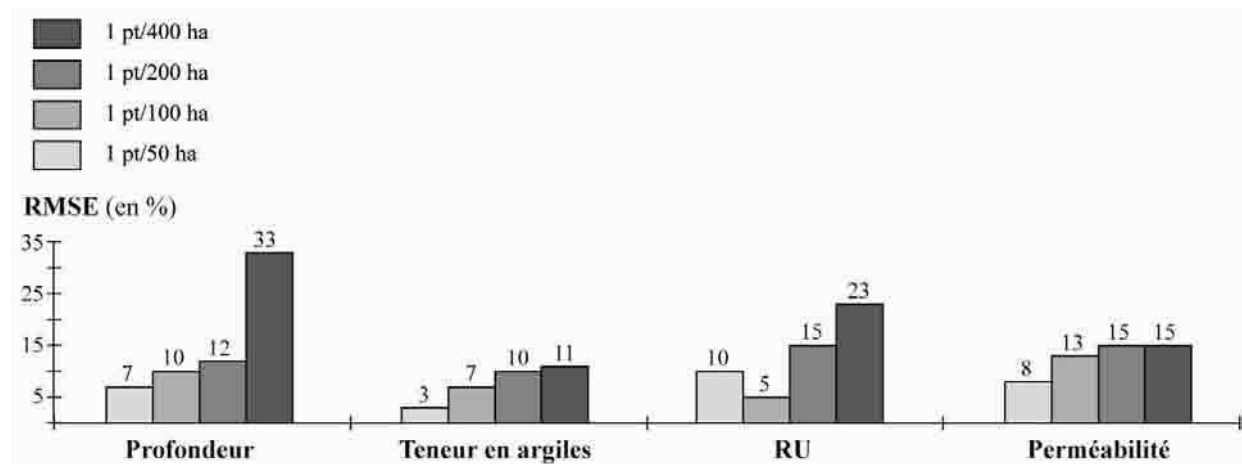


Figure 61 : Sensibilité de l'estimation des propriétés à la densité de points de sondage sur le bassin du Rochereau (RMSE : erreur quadratique moyenne)

L'erreur quadratique moyenne s'accroît lorsque la densité de points baisse (sauf entre la première et la deuxième densité pour la RU). Mais la perte d'information n'est pas linéaire : elle s'accroît nettement lors du passage de 1 point pour 200 ha à 1 point pour 400 ha,

particulièrement pour la profondeur et la RU (ces deux propriétés sont d'ailleurs étroitement liées).

La valeur du seuil dépend du contexte physiographique. L'identification de ce seuil permet, dans une région donnée, d'estimer la densité de sondages minimale pour déterminer avec une précision satisfaisante les relations entre la lithologie, la topographie et les propriétés des sols.

Conclusion sur la méthode de cartographie des propriétés hydriques des sols

L'intégration des données pédologiques constitue une phase importante dans l'évaluation des risques de pollution diffuse d'origine agricole. L'enjeu est de mieux comprendre les phénomènes de transfert à l'échelle de bassins versants et de mieux cerner les espaces à risques. Mais la géomatique ne remplace pas le travail de terrain qui reste bien entendu indispensable pour caler les classes réalisées par croisement cartographique.

Une précaution s'impose quant à la transposabilité de la méthodologie sur d'autres espaces : la méthode a été élaborée et testée sur un secteur de socle. Elle ne peut donner des résultats satisfaisants que sur des secteurs où il y a des relations nettes entre la topographie, la lithologie et les sols. Dans des régions où ces relations sont plus ténues, des interpolations par krigeage semblent plus adaptées.

La méthode proposée offre un moyen relativement rapide et économe pour identifier sur de grandes étendues les propriétés de rétention des sols d'une eau chargée en nitrate. Les résultats cartographiques sont susceptibles de constituer des supports pour une meilleure prise en compte du fonctionnement du milieu dans le cas de transferts diffus de polluants. Ils peuvent ainsi améliorer la perception de la variabilité spatiale de la vulnérabilité du milieu par les acteurs locaux, voire contribuer à une gestion différenciée de l'espace agricole en orientant préférentiellement des actions de protection des eaux sur les secteurs les plus vulnérables c'est-à-dire pour l'azote avec une faible RU et une faible hydromorphie.

La cartographie des propriétés des sols peut par ailleurs être utilisée pour paramétrer un modèle hydrologique distribué, comme nous allons le présenter dans le chapitre suivant lors de l'analyse de sensibilité à la cartographie des propriétés hydriques des sols introduites dans le modèle SWAT.

3. Modélisation agro-hydrologique distribuée des pollutions agricoles

L'évaluation des effets des activités agricoles sur la qualité des cours d'eau implique une représentation des processus de transferts de l'eau et des éléments qu'elle transporte. Dans le contexte de la protection des ressources en eau à l'échelle des unités de gestion que sont les bassins versants, il est nécessaire de mieux comprendre et représenter les processus régissant les interactions entre les pressions agricoles et le milieu biophysique. Le but est de hiérarchiser l'influence de différents facteurs de contrôle et de disposer de critères de choix pour améliorer l'efficacité des actions. Les processus sont en effet complexes à l'échelle d'un bassin versant. Il y a une variabilité spatio-temporelle des flux et des stocks dans les différents compartiments du cycle de l'eau et des nutriments : le sol, les végétaux, la zone non-saturée, la nappe souterraine, les cours d'eau, les zones humides et les plans d'eau. De plus, le transfert n'est pas conservatif pour les éléments polluants transportés par l'eau, les éléments sont en partie stockés ou transformés, comme le démontrent les abattements observés entre les entrées du système et les sorties mesurées sur les cours d'eau (Haag, Kaupenjohann, 2001) ; pour le cas de l'azote, une étude à l'échelle de grands bassins versants européens présente un rabattement moyen de 78 % entre la charge d'origine anthropique nette et les sorties à l'exutoire des bassins (Billen et al., 2011).

1. Choix opérés en matière de modélisation

La modélisation a été orientée par le caractère appliqué des recherches réalisées. Nous sommes partis des problèmes posés par la pratique (en l'occurrence celle des gestionnaires de bassins versants confrontés à la pollution d'origine agricole) et non résolus par des méthodes conventionnelles, pour concevoir une méthodologie améliorant la représentation des phénomènes en jeu.

Au cours du partenariat avec les acteurs territoriaux, nous avons établi un ensemble de besoins interrogeant la recherche :

- Représentation spatiale des facteurs déterminants : le sol, la topographie, la météorologie, l'occupation du sol (avec les principales cultures, les prairies, les forêts et les zones urbaines) et les pratiques agricoles,
- Modélisation agronomique pour représenter l'effet des pratiques agricoles, de la météorologie et du sol sur la croissance des cultures et ses conséquences en termes de flux d'eau et de nutriments,
- Evaluation de l'effet tampon des matières organiques du sol sur les flux de nutriments,
- Prise en compte de la dynamique de l'eau et des polluants hors de la zone racinaire par ruissellement en surface ou par infiltration dans une nappe souterraine alimentant ensuite les cours d'eau (les délais de réaction peuvent être parfois très longs, de l'ordre de plusieurs années),
- Possibilité de validation des outils d'évaluation des risques par des mesures de débit et de qualité des eaux, disponibles en certains points du réseau hydrographique,
- Capacité à tester des scénarios de pratiques agricoles et de choix cultureux,

- Adaptation aux données disponibles sur des territoires étendus (plusieurs centaines de km²), en mobilisant au mieux les bases de données existantes (IGN, BRGM, DREAL, Agence de l'Eau, réseaux de mesures locaux ou départementaux, etc.).

Il ressort de l'analyse de l'adéquation des outils à ces besoins que les modèles statistiques globaux, mettant en relation des facteurs explicatifs et des variables mesurées, ne permettent pas de comprendre les phénomènes. Ils peuvent donner de bons résultats dans certains contextes, mais sans analyse des relations entre facteurs du milieu et facteurs de pression agricole. De plus, ils sont inadaptés sur des espaces non mesurés et ne permettent pas de simuler des scénarios de changement de pratiques ou d'assolements.

Les modèles physiques sont les plus adaptés à ce contexte. Ils ont l'ambition de représenter les processus selon des lois physiques. Les intérêts d'une telle approche résident dans le fait qu'elle offre une prédétermination possible des paramètres par des données sur la zone d'étude et qu'elle suppose un certain réalisme de la transposition vers des espaces où les pollutions ne sont pas mesurées. Les modèles physiques permettent alors de simuler l'effet d'une évolution de l'usage du sol et, par extension, l'effet de modification de pratiques agricoles. Le couplage des modèles physiques avec des Systèmes d'Information Géographique (Loague, Corwin, 1998; Pullar, Springer, 2000; Ruelland, 2009) constitue un moyen de spatialiser les phénomènes d'émission et de transfert des polluants. Il est alors possible de classer les espaces suivant un critère de sensibilité ou en fonction d'un degré de priorité d'action.

Mais, la mise en œuvre de la plupart des modèles physiques est difficile car les paramètres à renseigner sont souvent très nombreux. Beaucoup d'entre eux ne sont pas adaptés à de grandes surfaces du fait de la difficulté de disposer d'informations précises pour renseigner le modèle d'une part et de la propagation des incertitudes dans les résultats d'autre part (Beven, 1993; Bierkens et al., 2000). Par ailleurs, ces modèles doivent souvent être calibrés à partir de longues chroniques de mesures de pollution en sortie de bassin versant pour donner des résultats dans une fourchette de fiabilité suffisante (Carrubba, 2000). Sur de vastes territoires, il faut accepter des simplifications de la modélisation, ne serait-ce que pour s'adapter aux données disponibles et aux possibilités de calcul (Refsgaard et al., 1999; Quinn, 2004). Nous avons choisi le modèle SWAT (Soil and Water Assessment Tool) pour ces raisons. Par l'introduction de fonctions statistiques, voire parfois empiriques, qui se substituent aux fonctions à base physique dans plusieurs modules, le modèle SWAT permet une simplification du paramétrage pour des données difficiles à mesurer et une amélioration des temps de calcul. Ainsi, l'écoulement de la nappe est simulé par un modèle simple « à réservoir » dont les principaux paramètres sont calibrés. Par contre, la partie agronomique, avec notamment tout ce qui concerne la prise en compte des pratiques agricoles et les interactions avec le sol, est plus complète. Or, il a été mis en évidence qu'à l'échelle du bassin versant, les flux en azote sont principalement déterminés par le compartiment sol et par les zones humides (Billen et al., 2009). Si les processus au niveau du sol sont assez bien représentés avec SWAT, ce n'est pas le cas des zones humides.

2. Présentation du modèle SWAT

SWAT[†], développé à l'USDA - Agricultural Research Service (Arnold et al., 1993; Arnold et al., 1998), a été conçu pour des grands bassins versants de quelques centaines de km² à plusieurs centaines de milliers de km² (Arnold et al., 2000). Ce modèle physique semi-

[†] SWAT est téléchargeable gratuitement depuis Internet.

distribué estime les flux d'eau, de nutriments, de pesticides et de sédiments dans la zone racinaire, dans la nappe souterraine ou dans les cours d'eau. Il permet de plus de simuler certains phénomènes dans des lacs.

SWAT a donné des validations satisfaisantes sur de nombreux bassins versants dans le monde. Sa validité a d'ailleurs été testée pour de différentes tailles de bassin et pour différents types de géologie (Srinivasan et al., 1998; Vaché et al., 2002; Santhi et al., 2003). L'accès aux variables et paramètres est facilité par une intégration du modèle dans un SIG (Manguerra, Engel, 1998). A notre connaissance, ce modèle est peu appliqué en France pour la simulation de flux d'azote, il a été cependant utilisé en Bretagne sur le Coët-Dan, un bassin de 12 km² (Conan et al., 2003), ainsi qu'en Vendée, sur le bassin versant de la Bultière (155 km²) par la Chambre d'Agriculture de Vendée (travaux de François Le Flahec). Il est employé largement aux Etats-Unis et dans certains pays européens.

L'unité spatiale de base au calcul est la HRU (Hydrologic Response Unit) qui est le résultat de la combinaison d'un type de sol, d'une classe d'occupation du sol et d'un sous bassin versant. Dans chaque HRU, les volumes représentés sont : le sol, l'aquifère peu profond et l'aquifère profond. Chaque HRU est supposée présenter un comportement agro-hydrologique homogène. Les flux estimés par HRU sont alors sommés par sous-bassin de manière à obtenir un flux global transmis entre les sous-bassins.

Processus modélisés

SWAT n'est pas un modèle pleinement à base physique, il contient un certain nombre de fonctions empiriques notamment en ce qui concerne le ruissellement, modélisé par la méthode du Curve Number ou la méthode d'infiltration de Green et Ampt, ou en ce qui concerne l'écoulement des nappes souterraines, simplifié par un coefficient de tarissement empirique (*baseflow coefficient*). Les processus actifs dans le sol sont l'infiltration, l'évapotranspiration, le prélèvement par les végétaux, l'écoulement latéral et l'écoulement vers des horizons inférieurs (Figure 62).

L'écoulement vertical d'horizon en horizon se produit lorsque la teneur en eau de l'horizon supérieur dépasse la capacité au champ et que l'horizon inférieur n'est pas saturé, le flux est déterminé par la perméabilité des horizons et peut s'inverser. La percolation à la base du sol alimente ensuite la zone non saturée puis l'aquifère peu profond. Ce dernier contribue alors à l'écoulement du cours d'eau avec une fonction de retard tandis qu'une fraction du flux de cette nappe peut alimenter une nappe profonde. Le flux vers cette nappe profonde correspond à une sortie du système (un retour est néanmoins possible *via* l'irrigation). Les échanges entre la nappe peu profonde et les cours d'eau peuvent s'inverser (par infiltration du cours d'eau dans la nappe), la nappe peut également subir une évaporation à partir du sol.

La croissance végétale est basée sur le modèle EPIC (Williams et al., 1984). La croissance se produit lorsque la température quotidienne dépasse une température seuil spécifique à chaque plante. La température dépassant ce seuil est comptée en « degrés jours » (heat units) qui sont accumulés d'un jour à l'autre (Lenhart et al., 2002). La croissance végétale est contrôlée en comparant les degrés jours effectivement accumulés à une somme d'unités de chaleur prédéfinie et spécifique à chaque plante, nécessaire pour atteindre la maturité. La biomasse potentielle est ajustée en fonction de stress en eau, en température et en nutriments. L'indice de surface foliaire (*leaf area index*) est simulé en fonction des degrés jours et varie entre des valeurs minimales et maximales spécifiques à chaque plante. L'évapotranspiration est calculée en fonction de l'évapotranspiration potentielle (différentes méthodes sont disponibles, nous avons retenu la méthode d'Hargreaves qui offre les meilleurs calages sur les

bassins tests), de la surface foliaire, de la teneur en eau du sol et de la profondeur d'enracinement.

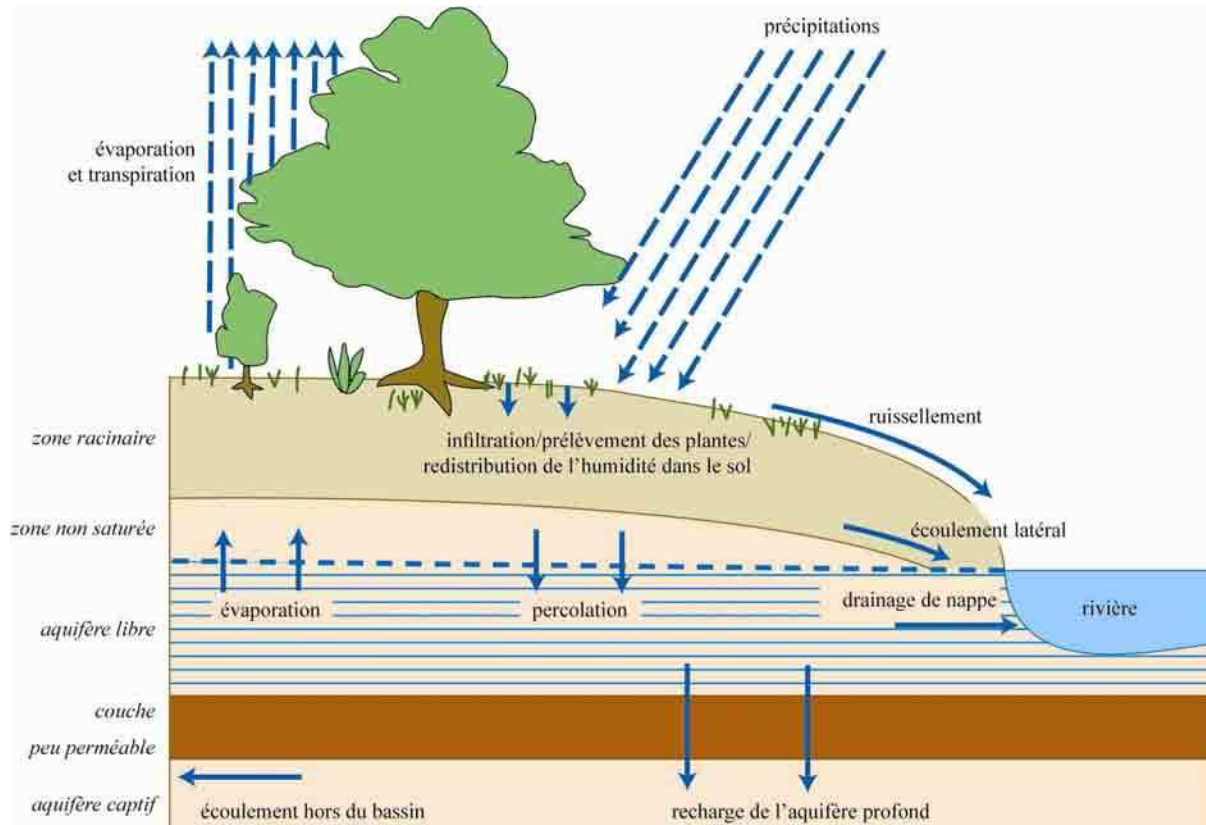


Figure 62 : Compartiments et flux représentés dans SWAT, d'après (Neitsch et al., 2000)

Le ruissellement quotidien est modélisé à partir de la méthode du Curve Number (CN) du Soil Conservation Service de l'United States Department of Agriculture (USDA, 1972). A chaque catégorie de sol est affecté un CN représentant un potentiel de ruissellement, selon trois classes de teneur en eau.

En ce qui concerne la modélisation de l'azote, cinq pools d'azote sont représentés dans le sol (Figure 63). Deux pools sont des formes minérales de l'azote : NH_4^+ and NO_3^- . Trois pools sont des formes organiques : azote organique « frais » associée aux résidus de culture et à la biomasse microbienne, azote organique « actif » (disponible pour la minéralisation) et azote organique stable associé à l'humus. Les processus sont contrôlés par les niveaux initiaux d'azote des différents pools, par la somme de carbone organique du sol, par le coefficient de minéralisation, par la température et par la circulation de l'eau dans le sol. Le NO_3^- peut être lessivé par percolation verticale, par ruissellement ou par écoulement latéral de subsurface. L'azote organique peut être érodé par ruissellement.

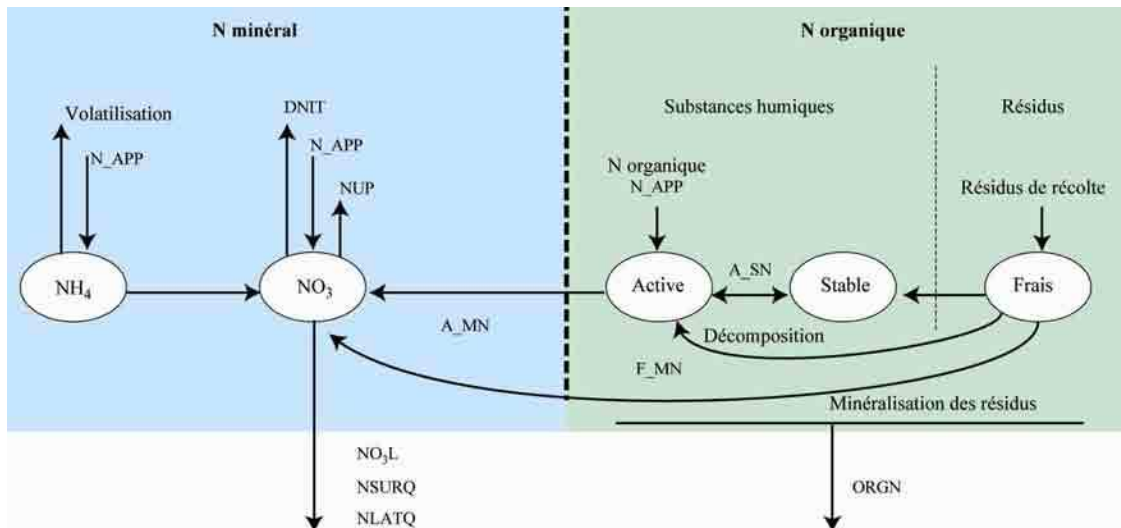


Figure 63 : Pools et flux d'azote modélisés par SWAT

- N_APP : fertilisation en azote appliquée (kgN/ha)
- NRAIN : azote apporté par les pluies (kgN/ha)
- F_MN : minéralisation de l'azote à partir de la matière organique fraîche (kgN/ha)
- A_MN : minéralisation de l'azote à partir de la matière organique active (kgN/ha)
- A_SN : passage de l'azote d'une forme organique active en forme stable (kgN/ha)
- DNIT : dénitrification (kgN/ha)
- NUP : azote exporté par les récoltes (kgN/ha)
- ORGN : azote organique transféré dans les cours d'eau (kgN/ha)
- NSURQ : azote nitrique lessivé dans les eaux de ruissellement (kgN/ha)
- NLATQ : azote nitrique lessivé dans les eaux de subsurface (kgN/ha)
- NO3L : azote nitrique lessivé dans les eaux de percolation dans la nappe (kgN/ha)

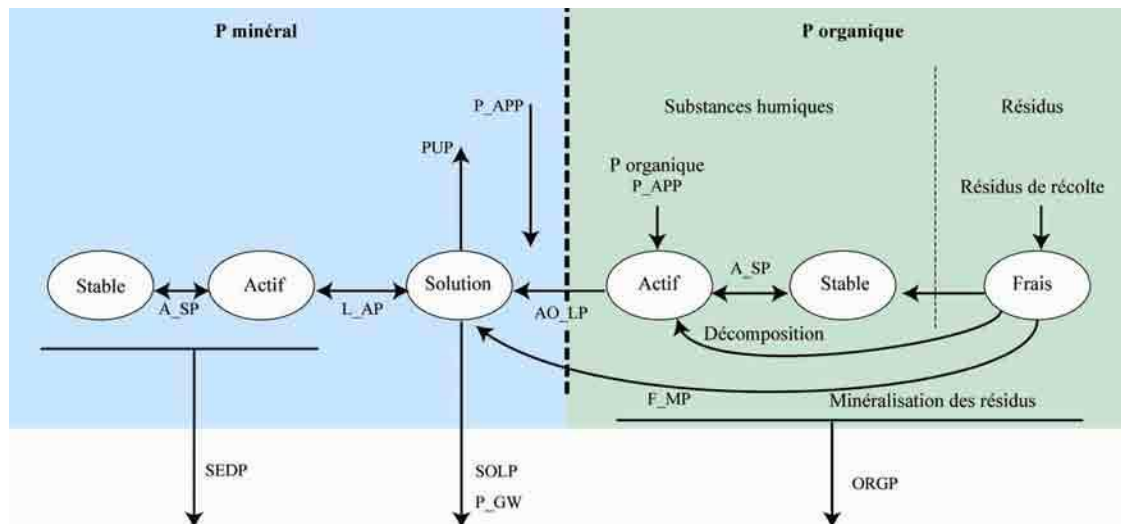


Figure 64 : Pools et flux de phosphore modélisés par SWAT

- P_APP : fertilisation en phosphore appliquée (kgP/ha)
- F_MP : minéralisation du phosphore à partir de la matière organique fraîche (kgP/ha)
- AO_LP : transformation du phosphore à partir de l'humus en une forme soluble (kgP/ha)
- L_AP : adsorption du phosphore sous forme active à partir de sa forme soluble (kgP/ha)
- A_SP : passage de la forme adsorbée active en forme adsorbée stable (kgP/ha)
- PUP : phosphore exporté par les récoltes (kgP/ha)
- ORGP : phosphore organique transféré dans les cours d'eau (kgP/ha)
- SEDP : phosphore adsorbé transféré dans les cours d'eau (kgP/ha)
- SOLP : phosphore soluble transféré dans les cours d'eau par le ruissellement (kgP/ha)
- P_GW : phosphore soluble transféré dans les cours d'eau par percolation (kgP/ha)

Entrées du modèle

Les données spatiales en entrée du modèle sont : les sols, la topographie, la météorologie, l'occupation du sol (il est possible d'introduire des successions culturales sur plusieurs années), les lacs réservoirs, les rejets de stations d'épuration et les prélèvements d'eau. A ces entités spatiales sont associées des données non spatiales concernant le paramétrage détaillé des cultures et des itinéraires techniques associés (dates de semis, fertilisations...), des sols, de l'aquifère peu profond, des chenaux, des prélèvements et rejets et des réservoirs. Parmi ces nombreux paramètres, le modèle se montre particulièrement sensible au CN (Curve Number), à la réserve utile du sol et à un coefficient d'évaporation (Arnold et al., 2000). Le coefficient de tarissement de la nappe vers le cours d'eau (alpha base flow) est également sensible, il est donc important de l'ajuster pour reproduire au mieux les décrues et le débit d'étiage. L'ensemble des données et le modèle de calcul lui-même sont gérés par un Système d'Information Géographique ArcView®, ArcGIS® ou GRASS®.

3. Mise en œuvre du modèle SWAT sur les bassins tests

SWAT a été conçu et validé sur différents types de milieux et de systèmes agricoles. Les bassins sur lesquels nous l'utilisons ont en commun une géologie de socle altéré, un climat océanique et une dominante d'élevage.

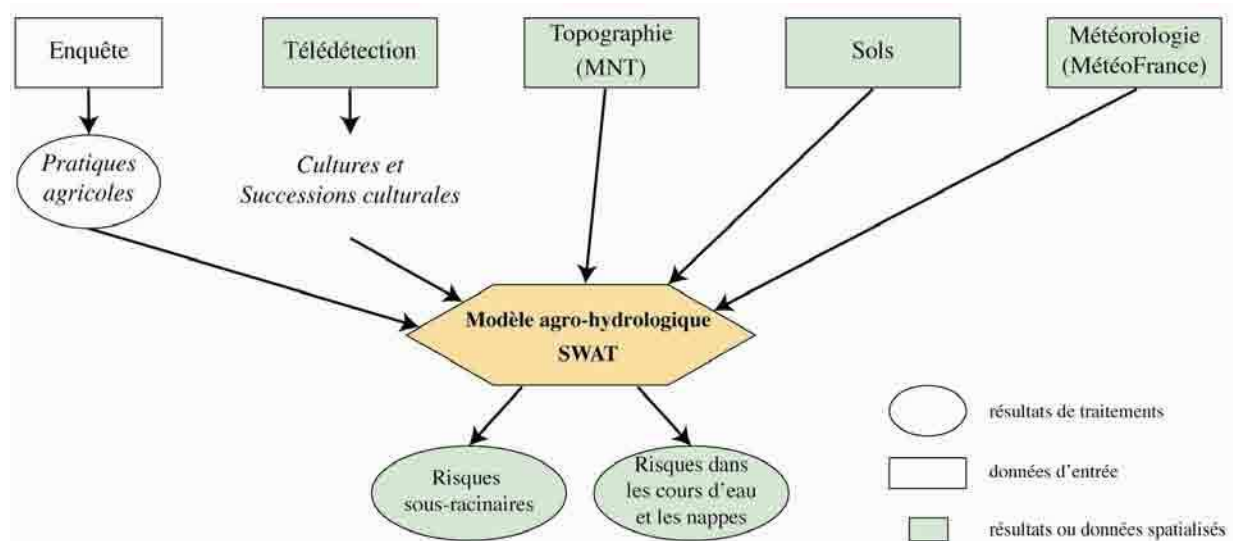


Figure 65 : Schéma méthodologique de la mise en œuvre du modèle SWAT

Données

Les interfaces SIG développées autour du modèle SWAT ont été conçues aussi bien pour gérer les données spatiales que pour automatiser et faciliter la préparation des jeux de données d'entrée. Ces interfaces permettent donc de manipuler, d'extraire et de convertir les informations spatiales dans un format compatible avec le modèle. Elles facilitent les paramétrages liés aux simulations.

La première phase consiste à générer les HRU (Hydrological Response Units) en combinant trois couches cartographiques au sein du SIG ArcView® :

- Le découpage en sous bassins a été réalisé à partir de données topographiques issues de Modèles Numériques de Terrain de l'IGN (BD Alti®, résolution de 50 mètres). C'est la résolution du MNT qui fixe la résolution des autres thèmes géographiques. Aussi, il peut être judicieux d'interpoler cette grille d'altitude à une résolution plus fine si on veut conserver plus d'informations sur l'occupation du sol.
- La couche cartographique d'occupation du sol résulte :
 - o Sur la Moine, les successions culturales sur deux années et les prairies temporaires et permanentes issues d'un traitement de 6 scènes SPOT de 1999 et 2000 complétées par un scène SPOT de 1997 (résolution de 20 m).
 - o Sur le Rochereau, lors de nos premiers travaux effectués avec le Cemagref l'occupation du sol était déduite d'un travail de photo-interprétation à partir d'orthophotoplans (résolution de 2,5 m) (Berthelot, 2002), nous venons de réaliser une cartographie des successions sur 4 ans à partir d'images LANDSAT de 2006 à 2009 (avec François Messner, technicien à ESO Le Mans).
 - o Sur l'Oudon, l'occupation du sol résulte d'un traitement de neuf images Landsat 7 successives sur trois années (2001-2003) avec extraction des successions culturales sur trois années et une image sur une année plus ancienne (1997) pour distinguer les prairies permanentes des prairies temporaires.

A notre connaissance, l'intégration de successions culturales a rarement été réalisée pour modéliser les flux de pollution à l'échelle d'un bassin versant alors que les successions culturales jouent un rôle encore plus déterminant que la culture elle-même (Leteinturier et al., 2007), comme nous le verrons par la suite pour les résultats de cette modélisation. La sensibilité du modèle à cette entrée est développée plus bas avec une analyse sur le bassin de la Moine.

- La couche cartographique des sols : sur les trois bassins, la carte des sols a été réalisée dans le cadre d'un partenariat avec l'Institut National d'Horticulture (Agrocampus Ouest), elle a été le cadre de la réalisation d'un mémoire de master que nous avons co-encadré (Mouclier, 2005). La sensibilité du modèle à cette entrée est également développée plus bas avec une analyse sur le bassin de la Moine.

Les couches cartographiques des sols et des usages du sol renvoient à des bases de données contenant des paramètres descriptifs que l'utilisateur peut adapter. Ainsi, la base de données sur les cultures permet de renseigner des paramètres agronomiques tels que les températures de base à la croissance, les degrés jours (*Heat Units*) nécessaires pour atteindre la maturité de chaque culture, la profondeur d'enracinement, le taux de matière sèche, la part récoltée, etc. Ces valeurs doivent être adaptées aux conditions locales. La base de données des sols contient des éléments mesurés comme la granulométrie ou la profondeur et des propriétés hydriques (perméabilité, porosité efficace, réserve utile, densité volumique, etc.) que nous avons renseignées à partir de fonctions de pédotransfert appliquées aux classes de texture (Rawls et al., 1982). Cependant, la perméabilité du premier horizon de sol est sous-estimée par ces fonctions qui ne prennent pas en compte la macroporosité et le foisonnement généré par les organismes et par le travail du sol. Afin de corriger cela, nous avons doublé la valeur de perméabilité du premier horizon.

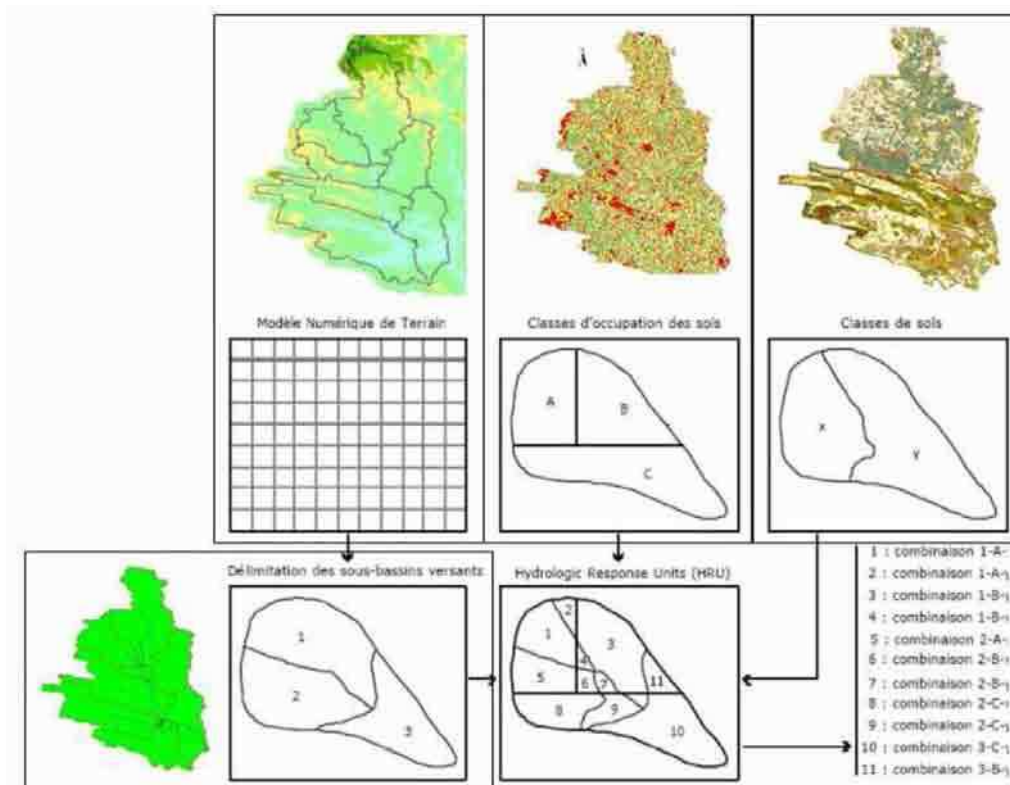


Figure 66 : Constitution des HRU par croisement cartographique sur le bassin de l'Oudon

Les données météorologiques journalières (précipitations, températures minimales et maximales) ont été acquises pour la période 1990-2002 dans la base de données *Climathèque* de MétéoFrance et font référence aux stations circonscrites dans chacun des bassins. Enfin, les données de vitesse du vent, de température au point de rosée et de radiations solaires moyennes mensuelles sont issues des stations départementales (seules renseignées sur ces paramètres par MétéoFrance). L'évapotranspiration potentielle, à la résolution temporelle considérée, est générée par SWAT pour chaque simulation selon la méthode de Hargreaves (Hargreaves, Samani, 1985) à partir de ces données climatiques.

Les mesures de débits journaliers utilisées pour le calage du modèle proviennent des stations de mesure de la DREAL :

- Les points de mesure sont au nombre de trois sur la Moine (Cholet, Roussay et Saint-Crespin). La station de mesure utilisée ici est située en aval du bassin à proximité de sa confluence avec la Sèvre Nantaise et draine une surface de 363 km² (le bassin mesure 385 km² à sa confluence).
- Pour le Rochereau, la station utilisée est située sur le Grand Lay et draine les 2/3 de la surface totale du bassin versant (129,9 km² sur un total de 206 km²).
- Sur l'Oudon, la station de mesure des débits est située à Segré, à l'aval d'un bassin de 1 310 km² (à la confluence avec la Mayenne, l'Oudon présente un bassin de 1 480 km²).

Les concentrations mesurées de polluants (nitrates et phosphates) sont issues :

- Sur la Moine : du RNDE (Réseau National de Données sur l'Eau, géré par la DREAL et l'Agence de l'Eau) et concernent 2 stations (Cholet, Clisson) avec 6 à 8 prélèvements par an.

- Sur le Rochereau, nous avons utilisé les mesures réalisées par le Syndicat d'alimentation en eau à une fréquence d'un prélèvement tous les 15 jours au point de mesure des débits de la DREAL.
- Sur l'Oudon, les mesures de nitrates sont quotidiennes à la station de Segré, suivie par la DREAL.

Les pratiques agricoles intégrées dans SWAT sont associées aux cultures et aux prairies (Tableau 5). Elles prennent en compte les dates de semis, de récolte, les apports en nutriments sous différentes formes, le travail du sol, le maintien de résidus et les successions. Les successions ont un rôle déterminant dans les processus de pollution (Leteinturier et al., 2007), elles ont été identifiées sur une durée de deux années sur la Moine et de trois années sur l'Oudon et le Rochereau. Les pratiques peuvent être différenciées pour chaque HRU afin d'introduire, s'il y a lieu, une variabilité spatiale. Ceci n'a pas été réalisé car cela alourdit considérablement le paramétrage ainsi que les temps de calcul. Le paramétrage est fondé sur des valeurs moyennes issues d'enquêtes auprès d'un échantillon de 70 agriculteurs sur la Moine (Béziers La Fosse et al., 2001; Charpentier et al., 2001), de 18 agriculteurs sur l'Oudon (Guénolé, 2006). Lors de la première phase de travaux avec le Cemagref, il a été réalisé à « dire d'expert » sur le Rochereau (le conseiller agricole de la Chambre d'Agriculture de la Vendée) ; nous venons d'affiner et de mettre à jour les pratiques au moyen d'une enquête réalisée en 2011 auprès de quatre agriculteurs sur ce bassin.

Un drainage est introduit dans les cultures annuelles et les prairies temporaires. Les drains fonctionnent lorsque la teneur en eau de l'horizon où il se situe (à 80 cm dans SWAT sur l'Oudon) dépasse la capacité au champ.

	Blé	Maïs	Prairies temporaires	Prairies permanentes
Date de semis	Octobre	Début mai	Septembre	-
Date de récolte	Mi-juillet	Mi-septembre	Fauche en juin et en septembre	Pâturées d'avril à octobre
Quantité et date des fertilisations	En 3 fois : Février – Mars – Avril Engrais minéral 150 kgN.ha ⁻¹	Avril Fumier 210 kgN.ha ⁻¹ Engrais minéral 18 kgN.ha ⁻¹	En 3 fois : Mars – Avril – Juin Engrais minéral 100 kgN.ha ⁻¹	En 2 fois : Mars – Avril Engrais minéral 66 kgN.ha ⁻¹
Déjections animales au champ	-	-	-	16 kgN.ha ⁻¹

Tableau 5 : Pratiques moyennes issues des enquêtes sur l'Oudon et intégrées dans SWAT

4. Calibration et validation du modèle

La procédure de calibration / validation consiste à séparer la durée des observations en deux entités :

- une période de calibration durant laquelle des paramètres sont modifiés dans le but d’obtenir la meilleure adéquation entre observations et simulations,
- une période de validation où, à partir des valeurs précédentes de paramètres, l’écart entre observations et simulations est mesuré ; en effet, une qualité essentielle du modèle est sa capacité à représenter les processus quelles que soient les conditions climatiques.

Sur la Moine, les simulations sont effectuées de 1997 à 2001, avec 1997-1999 comme période de calibration et 2000-2001 comme période de validation. Les deux années de validation ont été plus humides que la période précédente avec une moyenne annuelle de 927 mm contre 816 mm sur 1997-1999.

Sur le Rochereau, les simulations en cours sont réalisées sur la période de 2001 à 2009, elles s’appuient sur une calibration de 2005 à 2007 (précipitations annuelles moyennes de 783 mm) et une validation de 2008 à 2009 (848 mm.an⁻¹ en moyenne).

Sur l’Oudon, les simulations sont réalisées sur la période 1999 à 2007. Après 4 ans d’initialisation du modèle, la calibration et la validation sont conduites respectivement sur les périodes 2003–2004 et 2006–2007. Les périodes de calibration et de validation sont météorologiquement similaires, avec des précipitations proches de 700 mm.an⁻¹.

Les paramètres qui sont observés ou calculés par des lois physiques ne sont pas modifiés lors de la calibration comme par exemple : la profondeur des horizons du sol, leur perméabilité, la température de base de chaque culture, la hauteur maximale de chaque culture, la teneur en azote minéral et organique des effluents animaux, les teneurs initiales en azote organique et en nitrates du sol (*GEOSOL - Base de Données Analyse des Terres*). Les paramètres empiriques ou difficilement mesurables sont calibrés pour que les sorties s’adaptent aux observations.

La calibration a pour objectifs de respecter d’abord les rendements, puis la dynamique journalière des débits, leur cumul, le bilan en azote du sol et finalement les flux de nitrates à la station de mesure.

Les rendements des cultures sont calibrés manuellement afin de réduire la différence avec les enquêtes sur les sols à potentiel moyen à élevé pour les années climatiques moyennes. Ensuite, la calibration hydrologique est réalisée automatiquement sur 19 paramètres à l’aide de la méthode d’optimisation intégrée dans SWAT (van Griensven et al., 2002). La fonction objectif utilisée par l’auto-calibration est la somme des carrés des écarts entre les mesures de débit et les simulations. Puis, la calibration des débits journaliers est affinée avec l’indice de Nash (Nash, Sutcliffe, 1970), l’observation visuelle des graphiques et les cumuls d’écoulement. Le modèle est ensuite manuellement calibré sur la dynamique de l’azote en optimisant le coefficient de corrélation des flux de nitrates journaliers. Les paramètres de calage sont présentés dans le Tableau 6 sur l’Oudon.

Paramètre	Définition	Unité	Valeur de calibration
ALPHA_BF	Facteur alpha d'écoulement de base qui caractérise la courbe de recession de la nappe souterraine peu profonde	jours	0.6
GW_DELAY	Retard d'écoulement de la nappe souterraine peu profonde: temps pour que l'eau quitte la zone racinaire et atteigne la nappe souterraine.	jours	1
GW_REVAP	Coefficient d'évaporation à partir de la nappe souterraine peu profonde: contrôle la quantité d'eau s'évaporant de la nappe souterraine	-	0.05
REVAPMN	Seuil de profondeur de la nappe souterraine peu profonde pour que l'évaporation se produise	mm	500
RCHRG_DP	Fraction de percolation dans une nappe souterraine profonde	-	0.01
GWQMN	Seuil de lame d'eau dans la nappe souterraine peu profonde requis pour qu'elle alimente les cours d'eau	mm	1
SURLAG	Coefficient de retard du ruissellement		0.79
ESCO	Facteur de compensation de l'évaporation du sol		0.80
EPCO	Facteur de compensation de l'évaporation des plantes		0.40
CH_K1	Perméabilité des chenaux secondaires	mm.hr ⁻¹	0.50
CH_N1	Coefficient de Manning "n" des chenaux secondaires		0.014
CH_K2	Perméabilité du chenal principal	mm.hr ⁻¹	73
CH_N2	Coefficient de Manning "n" du chenal principal		0.10
CMN	Facteur de mineralization des nutriments organiques actifs de l'humus		0.005
N_UPDIS	Paramètre de distribution du prélèvement en azote: contrôle la quantité d'azote extraite des différents horizons du sol par les plantes		20
N_PERCO	Coefficient de percolation du nitrate : contrôle la quantité de nitrate prélevée dans l'eau de ruissellement surface par rapport à celle prélevée dans l'eau de percolation		0.25
RSDCO	Coefficient de décomposition des résidus: fraction des résidus qui se décompose en un jour en supposant des conditions optimales d'humidité, de température, de ratio C:N and C:P		0.05
SOL_ORGN	Concentration initiale en azote organique dans l'horizon du sol	mg.kg ⁻¹	1 600 (1 ^{er} horiz)
SOL_ORGP	Concentration initiale en phosphore organique dans l'horizon du sol	mg.kg ⁻¹	20 (1 ^{er} horiz)

Tableau 6 : Valeurs des paramètres calibrés sur l'Oudon

Le problème d'équifinalité de la calibration avec un tel nombre de paramètres (Beven, 2006) peut être réduit par l'analyse du réalisme des sorties des différents compartiments que nous avons vus précédemment.

5. Résultats de la modélisation

Bien que les systèmes d'élevage soient plus intensifs sur l'Oudon que sur la Moine (ce qui explique de moindres flux d'azote sur le second bassin), les résultats sur les deux bassins montrent un certain nombre de similitudes : forte variabilité selon les sols, selon les successions culturales (celles intégrant du maïs présentent plus de risques), poids de certaines pratiques à risques (en fonction des quantités, des dates de fertilisation et des durées d'interculture) et variabilité interannuelle des flux selon la lame d'eau écoulée.

1. **Modélisation sur l'Oudon**

Les rendements des cultures simulés après calage sont proches de ceux résultant des enquêtes de 2007 (Tableau 7). Concernant la simulation des débits, nous avons retenu comme critère l'indice de Nash car il offre une évaluation plus précise que le R² quant au respect du volume écoulé, aux écarts absolus et à la représentation des crues (Nash, Sutcliffe, 1970). En ce qui

concerne les débits à la station de Segré, sur la période de calibration, le coefficient de Nash est relativement élevé 0,79 ainsi que le coefficient de corrélation 0,89 ; sur la période de validation, le coefficient de Nash baisse à 0,66 et le coefficient de corrélation à 0,82. Pour les flux quotidiens de nitrates, le coefficient de corrélation s'établit à 0,78 durant la calibration et à 0,74 durant la validation. Le graphique des débits quotidiens à Segré (Figure 67) montre que la dynamique d'écoulement est assez bien représentée durant l'hiver et l'été mais que les débits sont surestimés en automne, par une reprise trop précoce de l'écoulement. La différence des cumuls d'écoulement sur deux ans entre observations et simulations s'élève à 5,4 % sur la période de calibration et de 11,7 % sur la période de validation. Les flux de nitrates simulés sont surestimés en été et surtout en automne du fait d'une reprise d'écoulement trop avancée, tandis que les flux hivernaux sont sous-estimés, vraisemblablement par un abaissement du stock d'azote lessivable dès l'automne (Figure 68). Nous ne présentons pas les concentrations en nitrates car elles sont mal estimées, ce qui peut s'expliquer par la sensibilité au phénomène de dilution particulièrement en été lorsque l'écoulement est surestimé tandis que le flux de nitrate s'approche des valeurs observées.

	Rendements des cultures issus de l'enquête de 2007	Rendements des cultures obtenus par simulation en 2007
Prairie permanente	5.4	7.6
Prairie temporaire	10.0	8.5
Blé	7.8	8.1
Maïs ensilage	12.9	13.2

Tableau 7 : Rendements observés et simulés
(en tonnes de matière sèche récoltée, à l'exception du blé en tonnes de grains)

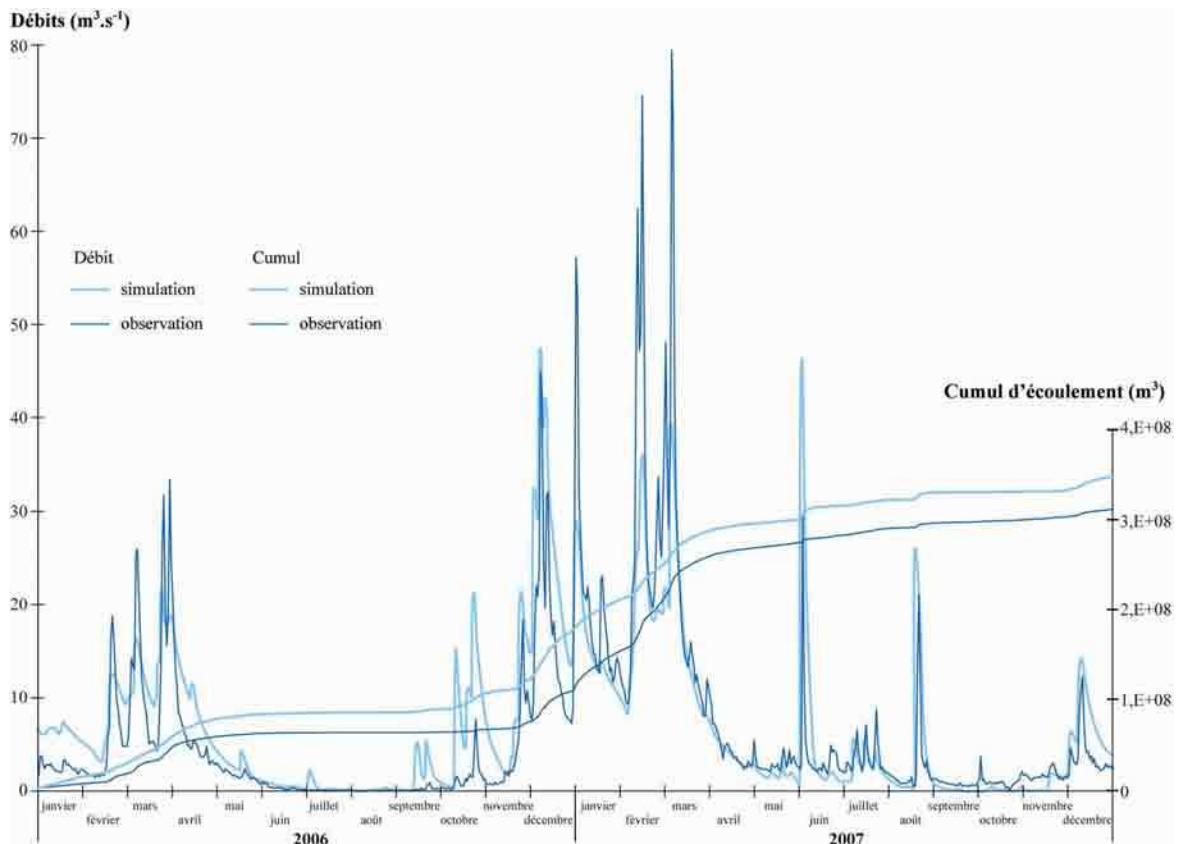


Figure 67 : Débits observés et simulés ($m^3.s^{-1}$) sur l'Oudon à la station de Segré durant la période de validation (2006-2007)

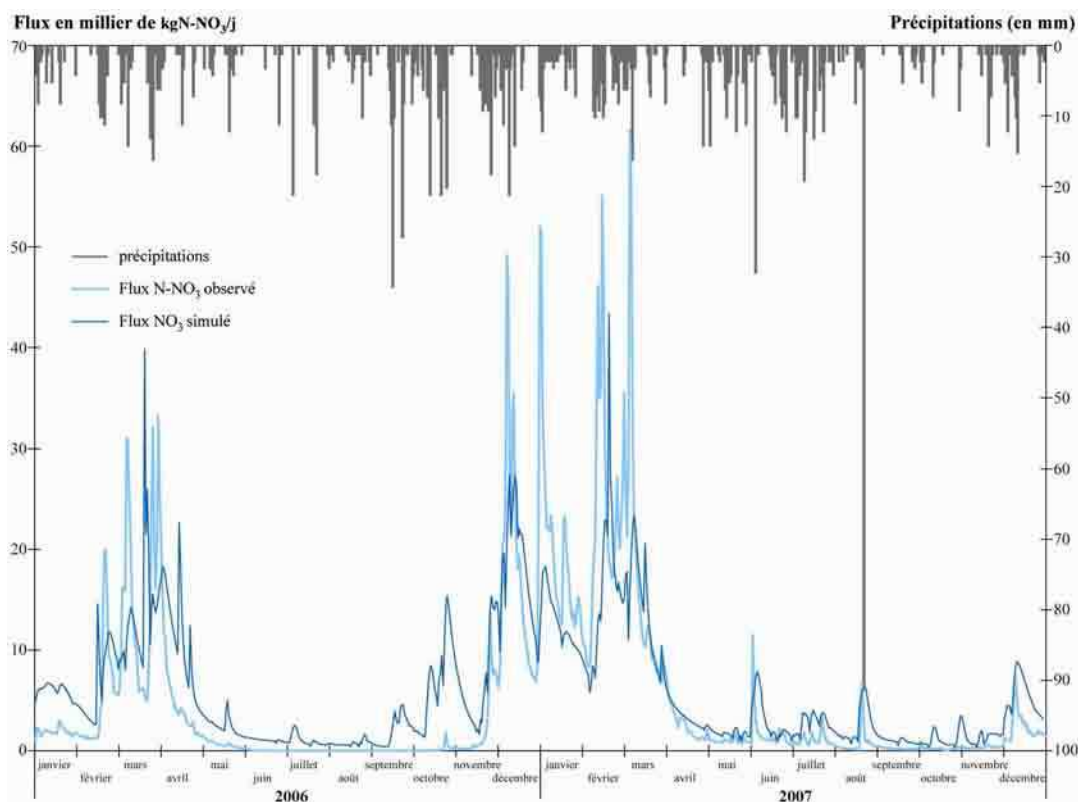


Figure 68 : Flux de nitrates observés et simulés ($\text{kg N-NO}_3\text{.j}^{-1}$) sur l'Oudon à la station de Segré durant la période de validation (2006-2007)

En dépit des simplifications du modèle et des incertitudes sur les paramètres physiques (notamment sur leur variabilité spatiale), le calage et la validation des débits et des flux de nitrates représente assez correctement l'ampleur et la dynamique des observations à la station de mesure. Une surestimation des flux apparaît cependant en automne du fait d'une surestimation de la reprise de l'écoulement.

Successions culturales 2005-2006-2007	Lessivage en nitrates ($\text{kg N-NO}_3\text{.ha}^{-1}\text{.an}^{-1}$)
CCC	74
CCW	51
CPC	23
CPP	10
CWW	38
PAST	10
PCW	16
PPC	11
PPW	12
WCW	40
WPC	16
WPP	12
WPW	9
WWC	35
WWW	24

Tableau 8 : Simulations des flux annuels moyens de nitrates hors de la zone racinaire pour un sol sablo-limoneux profond sur la période 2005–2007 (C = maïs ensilage, P = Prairie, W = blé, PAST = prairie permanente, N-NO₃ = flux en nitrate)

La simulation des flux de nitrates par HRU présente les risques plus élevés dans les successions intégrant du maïs et plus faibles dans les prairies permanentes et dans les successions avec prairies temporaires (Tableau 8 présentant l'exemple de sorties pour un sol sablo-limoneux profond). Des différences marquées apparaissent pour une même culture intégrée dans différentes successions. Ainsi, par exemple, en 2006, dans un sol sablo-limoneux profond, le lessivage varie de 18 à 123 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ pour le maïs ; de 33 à 62 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ pour le blé ; de 12 à 41 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ pour les prairies temporaires, selon les successions où elles s'intègrent. Cette variabilité peut s'expliquer principalement par la culture précédente, par la dynamique de minéralisation de l'azote et par la longueur et la saison de l'interculture.

Sol	F_MN [‡]	A_MN [§]	A_SN ^{**}	DNIT ^{††}	NUP ^{‡‡}	Nleach ^{§§}
Argile limoneuse hydromorphe	90	108	-3	17	166	56
Limon hydromorphe sur plateau	92	123	-14	12	166	89
Limon hydromorphe en fond de vallée	91	113	-3	15	166	65
Limon superficiel	95	129	-12	2	166	95
Limon sableux superficiel sur les pentes des vallées	90	90	22	2	141	70
Limon et limon sableux superficiel sur les sommets des reliefs	89	108	4	3	164	74
Limon profond, hydromorphe	91	114	-5	22	166	66
Limon très profond, hydromorphe	91	112	-2	21	166	62
Limon sableux profond	89	107	0	1	166	75

Tableau 9 : Simulations des flux de nitrates hors de la zone racinaire pour la succession maïs-maïs-maïs en 2007 (kgN.ha⁻¹.an⁻¹), avec 228 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ de fertilisant appliqué

Une forte variabilité des flux de nitrates apparaît également entre différents sols pour une même succession. Par exemple, dans le cas d'une succession intégrant du maïs, en 2007 (Tableau 9), la minéralisation de la matière organique fraîche et active est importante du fait de la quantité de fertilisation organique. La dénitrification est également fortement variable entre les sols, selon leur hydromorphie et peut atteindre le cinquième de la quantité d'azote apportée. Ainsi, les fuites en nitrates varient fortement selon les sols : les sols profonds, limoneux ou limono-argileux et hydromorphes présentent des risques moindres que les sols sableux, sains et peu profonds.

La forte variabilité des flux de nitrates calculés pour les différents sols du bassin de l'Oudon converge avec celle calculée par Nieder et al. (1995), qui ont obtenu un lessivage en azote compris entre 16 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ dans des sols argileux et limoneux et 63 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ dans des sols sableux du nord-ouest de l'Allemagne (Nieder et al., 1995). La variabilité modélisée sur l'Oudon est également en accord avec les mesures réalisées dans le nord de la France par Beaudoin et al. (2005) qui ont relevé des fuites s'échelonnant de 16 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ dans des limons profonds à 50 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ dans des sols sableux superficiels (Beaudoin et al., 2005). Ces mêmes auteurs ont par ailleurs relevé des écarts importants entre successions intégrant une même culture.

[‡] F_MN: Transformation d'azote du pool organique frais au pool minéral

[§] A_MN: Transformation d'azote du pool organique actif au pool minéral

^{**} A_SN: Transformation d'azote du pool organique actif au pool organique stable

^{††} DNIT: Azote enlevé du sol par dénitrification

^{‡‡} NUP: Azote prélevé par les plantes

^{§§} N leach: N-NO₃ lessivé par percolation, par ruissellement et par écoulement lateral de subsurface

La cartographie des flux en nitrates moyens des surfaces agricoles par sous-bassin montre une variabilité en fonction de la répartition spatiale des sols, de la pluie efficace et des successions culturales (Figure 69). Elle doit être utilisée avec précaution car nous manquons de mesures spatialisées par sous-bassin pour valider la cartographie, il s'agit plutôt d'une carte de hiérarchie de risques de transfert qu'une quantification précise.

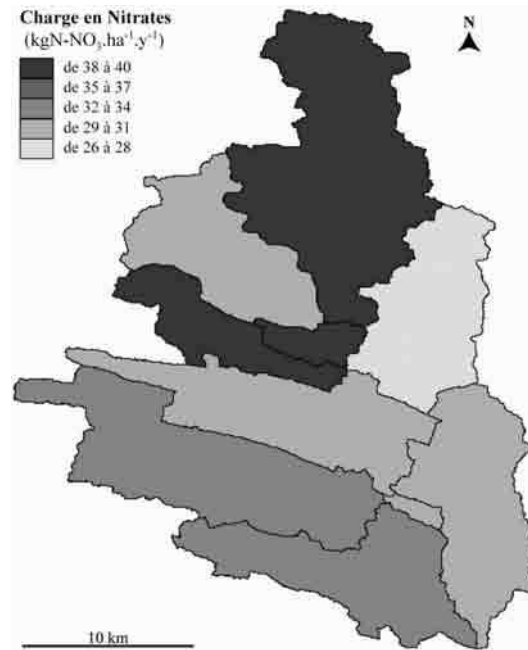


Figure 69 : Charge annuelle moyennes en nitrate ($\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$) sur les espaces agricoles entre 2005 et 2007

2. Modélisation sur la Moine

Le calage sur 1997-1999 et la validation des débits sur 2000-2001 donnent des résultats satisfaisants avec un indice de Nash de 0,83 pour la période de validation. Le calage respecte la teneur en azote et en phosphore organique du sol ainsi que les rendements observés sur les bassins ($5,5 \text{ tMS}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ par ha simulés pour le blé contre 5,6 en moyenne selon l'enquête, $13,6 \text{ tMS}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour le maïs ensilage en simulé comme selon l'enquête).

Les pics de crue comme les phases de tarissement apparaissent relativement bien reproduites sur les graphiques (Figure 70). Cependant les courbes des cumuls d'écoulement présentent un écart du fait d'une sous-estimation des crues hivernales, ce qui peut fausser la modélisation du lessivage des nitrates.

Dans le Tableau 10, sont présentés pour deux types de sols les excédents de nitrates en termes de flux. La hiérarchie des surplus de nitrates en fonction des combinaisons [sols x successions culturales] est très nette. Les estimations sont très variables selon les successions intégrant une même culture ; elles soulignent l'importance de la prise en compte des successions culturales dans l'analyse plutôt qu'une simple cartographie des cultures. La hiérarchie des surplus de nitrates dépend principalement des facteurs suivants : les dates, les formes et les quantités de fertilisants apportés, la durée de l'interculture, les besoins des cultures. La succession ray grass italien / maïs par exemple réduit la durée de sol nu, les reliquats de fertilisation du ray grass sont en partie utilisés par le maïs car celui-ci est semé début mai après que le ray grass ait été détruit en avril ; ensuite, moins d'un mois après la récolte du maïs, le ray grass est à nouveau semé et occupe le sol durant 18 mois. A l'opposé, la

succession maïs – maïs laisse le sol nu pendant 8 mois et fait l’objet d’apports élevés en azote ce qui explique son mauvais rang en termes de risques.

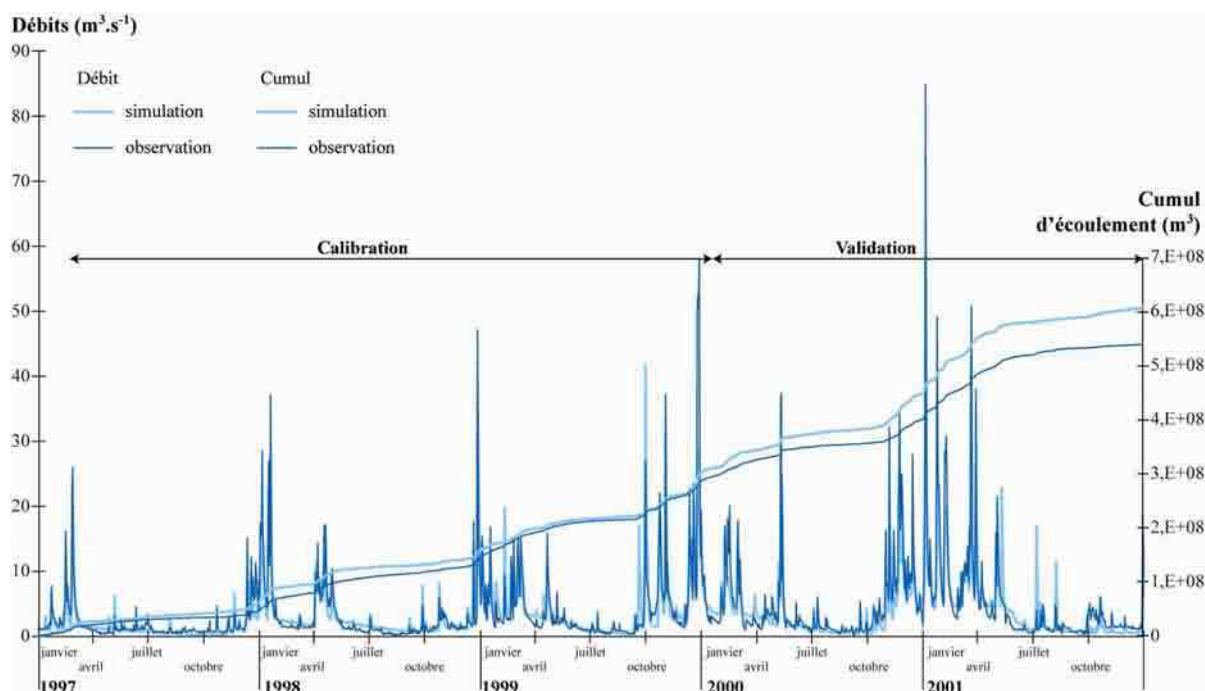


Figure 70 : Débits simulés et observés à la station DREAL de la Moine à Saint-Crespin (à gauche en m3.s-1 pour les débits journaliers et à droite en m3 pour les débits cumulés)

Types de successions modélisés	Flux (Kg NO ₃ .ha ⁻¹ .an ⁻¹) sur brunisol lithique ou leptique	Flux (Kg NO ₃ .ha ⁻¹ .an ⁻¹) sur brunisol
Prairies permanentes	23	16
Prairies temporaires	26	19
RGI / Maïs	29	17
Maïs / RGI	32	18
RGI / Blé	38	26
Blé / Blé	39	23
Blé / RGI	40	36
Blé / Maïs	41	31
Maïs / Blé	53	31
Maïs / Maïs	63	41

Tableau 10 : Flux des nitrates en excédent en fonction des successions sur deux types de sol (2000-01) sur la Moine (avec RGI = Ray Grass Italien)

L’impact du sol sur les surplus de nitrates est important sur les excédents en nitrates car la dynamique et l’amplitude des processus impliqués (ruissellement, écoulement latéral de subsurface, infiltration dans la nappe, etc.) interfèrent avec les pratiques agricoles.

Dans le cours d’eau, les simulations des flux de nitrate et de phosphore reproduisent de façon acceptable la dynamique observée (Figure 69 et Figure 70), notons cependant la faible fréquence des mesures qui limitent la validation des résultats. Le coefficient de corrélation R²

s'élève à 0,66 pour les nitrates et à 0,56 pour le phosphore. Mais plusieurs pics de nitrates sont sous-estimés. En ce qui concerne le phosphore, le protocole de mesure de cet élément ne permet pas de saisir les pics de flux qui ont lieu lors de fortes précipitations.

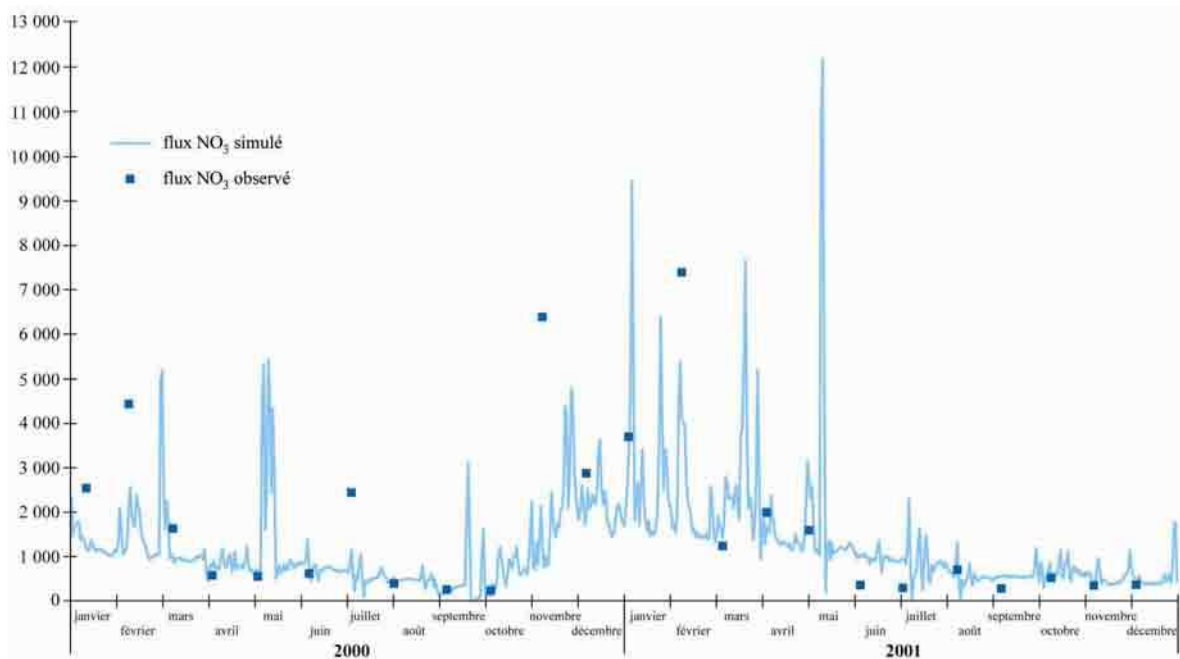


Figure 71 : Flux de nitrates (en kgN.j^{-1}) à la station DIREN de Roussay-sur-Moine en 2000-2001

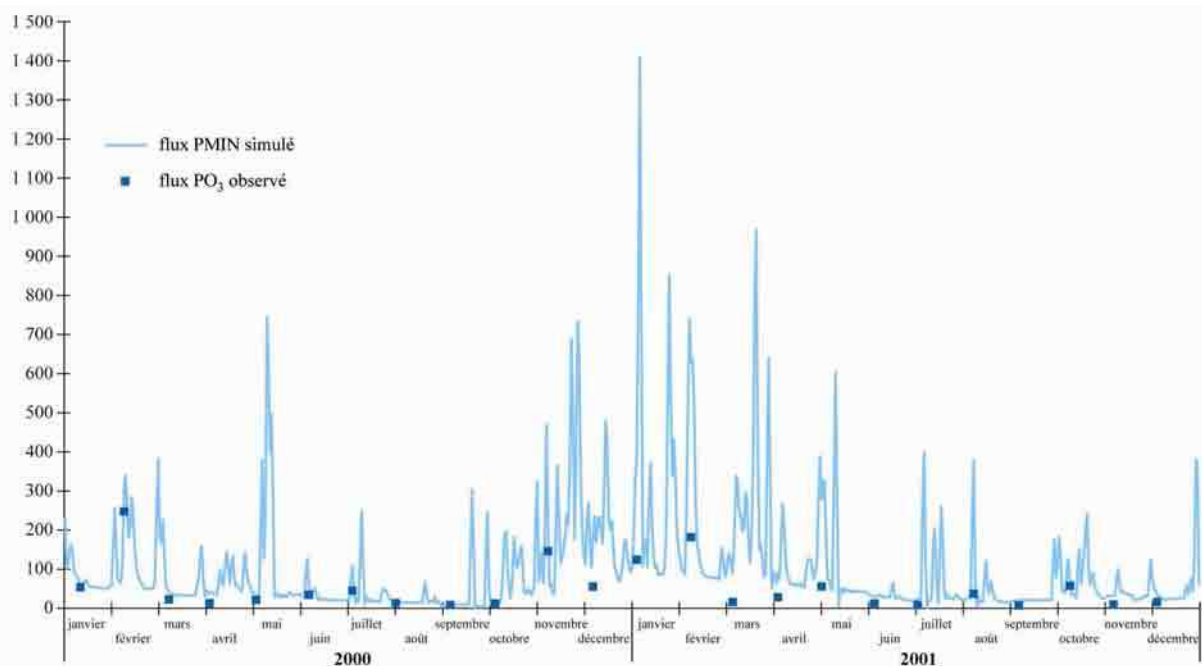


Figure 72 : Flux de phosphore (en kgP.j^{-1}) à la station DIREN de Roussay-sur-Moine en 2000-2001

Les résultats des simulations peuvent être spatialisés à l'échelle de sous-bassins afin d'apprécier la hiérarchie des risques de transfert (Figure 73). La hiérarchie des fuites en nitrates et en phosphore par sous-bassin s'explique en fonction de la vulnérabilité des sols et de la répartition des successions culturales. Les différences de hiérarchie entre le phosphore et le nitrate peuvent paraître surprenantes, elles sont dues en grande partie à la répartition des sols : ainsi les sols limono – argileux hydromorphes retiennent ou dénitrifient l'azote contenu dans le sol mais sont soumis au ruissellement qui favorise les transferts de phosphore.

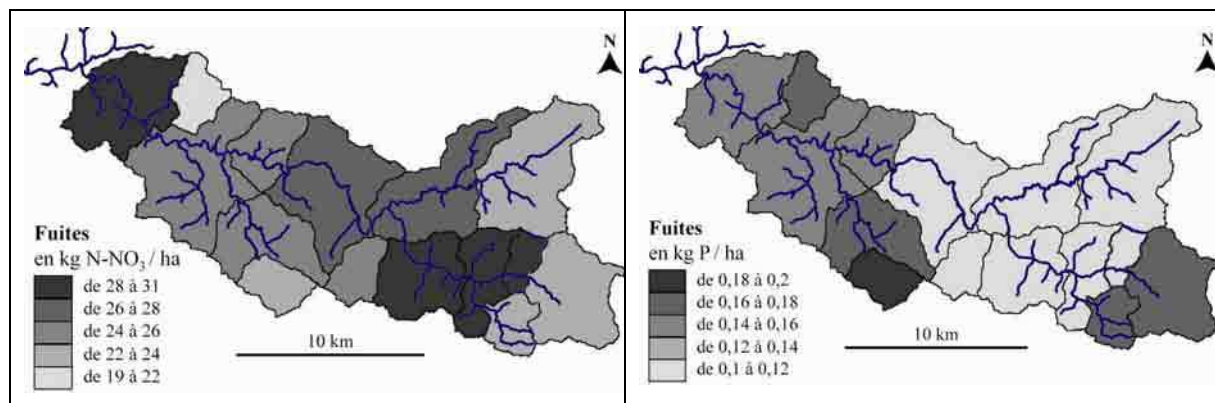


Figure 73 : Evaluation des fuites d'azote ($\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$) et en phosphore ($\text{kgP} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$) hors de la zone racinaire par sous-bassin versant de la Moine en 1997-2001

Bien que SWAT offre une souplesse quant à l'intégration des données, celles-ci doivent être nécessairement adaptées et structurées pour constituer les entrées du modèle. Le problème se pose alors de la disponibilité des données spatialisées qui sont rarement numérisées et souvent dispersées ; l'acquisition et la structuration des informations constituent d'évidence une étape clef pour la généralisation du modèle.

6. Analyse de sensibilité du modèle à la qualité des données

La modélisation pose la question cruciale de la qualité des données à la fois en termes scientifiques et en termes d'application (Ruelland, 2009). Les modèles peuvent être alimentés par différentes sources de données en fonction de leur disponibilité et des coûts et des temps de traitements alloués à l'étude. Mais la qualité des résultats est conditionnée par la qualité des données introduites dans les modèles. La qualité intègre : la résolution spatiale, la résolution temporelle, la représentativité sémantique, la représentativité spatiale et la précision numérique. Nous avons conduit des analyses de sensibilité du modèle SWAT aux entrées de végétation et de sol.

1. Sensibilité à la cartographie des cultures et des prairies

Ces travaux ont été réalisés avec Denis Ruelland (géographe-géomaticien, à l'époque à l'UMR ESO, à présent à HydroScience Montpellier). Ils ont donné lieu à une publication dans la revue *Mosella* (Laurent et al., 2004). Un article avait été préalablement publié dans la revue *Téledétection* détaillant la spatialisation des cultures et prairies par le traitement d'images satellitaires (Ruelland et al., 2004).

Deux stratégies d'acquisition de données d'occupation du sol agricole ont été comparées sur la Moine : des traitements à partir d'images satellite (cultures revenant sur elles-mêmes ou successions culturales) et une exploitation du Recensement Agricole de 2000 du SCEES, croisé à la BD CARTO de l'IGN. Il nous est apparu pertinent d'étudier la sensibilité du modèle SWAT d'une part à ces deux types de spatialisation de l'occupation du sol et d'autre part à la prise en compte des successions culturales au lieu des cultures sur une seule année. Les gains en matière de représentation de l'information se traduisent-ils par une amélioration de l'efficacité de la modélisation ? Comment expliquer les différences ou les similitudes ? Quelles indications en tirer sur les conditions d'application du modèle sur des bassins versants de grande étendue en France.

Spatialisation des cultures et prairies par télédétection

La télédétection constitue un moyen de cartographier les paramètres d'un modèle hydrologique. Elle est particulièrement pertinente pour l'identification de l'occupation du sol puisqu'elle offre les avantages suivants : une représentation instantanée sur une grande étendue géographique (60 x 60 km avec SPOT), à une résolution suffisamment fine (20 m avec SPOT) et un suivi diachronique de l'évolution de l'occupation du sol grâce à une fréquence relativement élevée des scènes (en théorie mensuelle avec SPOT, mais le couvert nuageux réduit cette disponibilité). En outre, cette fréquence d'observation rend possible la cartographie de successions culturales sur plusieurs années : ceci semble particulièrement pertinent face à des pollutions agricoles qui sont aussi sensibles à la nature de la culture qu'à la durée d'interculture et à la nature de la culture suivante. Ainsi, la variabilité des fuites en azote s'avère aussi forte entre les différentes successions intégrant une même culture qu'entre différentes cultures se succédant sur elles-mêmes.

La méthode de classification peut être résumée en 4 phases :

- Isoler par étapes hiérarchiques les éléments stables (hors prairies permanentes) : les zones urbaines, les vignes, les plans d'eau et les forêts. Ces éléments stables ont été rassemblés au sein d'un masque numérique qui a été appliqué aux images pour n'en retenir que les zones agricoles (hors vignes).
- Dans un deuxième temps, le suivi diachronique d'indices de végétation (Lo et al., 1986) a permis de déterminer quatre thèmes principaux pour les années 1999 et 2000 : prairies, cultures d'hiver, cultures de printemps et autres (sols nus ou autres cultures) et d'en déduire les successions culturales 1999 – 2000.
- La phase suivante a consisté à distinguer les prairies temporaires des prairies considérées comme permanentes (présentes pendant au moins 4 ans) en utilisant une image de novembre 1997.
- Le plan final représentant l'occupation du sol et les successions culturales 1999/2000 a été obtenu par l'addition des différents plans (zones urbaines, plans d'eau, forêts, vignes, successions culturales et prairies).

L'évaluation de la classification à partir des images HRV de SPOT s'est avérée satisfaisante avec une précision globale de 84,7 % concernant l'identification des successions (vs parcelles de contrôle). La cartographie de l'occupation du sol et des successions culturales 1999/2000 résultante a été testée comme entrée pour la constitution des HRU à la base des simulations avec SWAT. Une extraction de cette cartographie a aussi été opérée pour réaliser une carte présentant uniquement l'occupation du sol et des cultures en place en 2000. Cette carte a été utilisée ensuite pour étudier la sensibilité du modèle à une prise en compte des successions culturales par rapport aux cultures sur une seule année.

Cartographies du RGA à différentes résolutions

Face à l'imagerie satellitaire, d'autres sources d'informations telles que les recensements agricoles existent et peuvent constituer une alternative pour la cartographie des cultures mais à un niveau de précision plus grossier. Le Recensement Général Agricole (RGA) utilisé pour ces travaux a été réalisé en 2000 (SCESS, 2000). Il est conduit dans chaque exploitation mais les données ne sont disponibles qu'à l'échelle communale (les données sont affectées à la commune du siège de l'exploitation et non à la commune où se situent les parcelles, ce qui peut induire un biais important). Elles décrivent notamment les surfaces déclarées des différents types de cultures ou prairies. Ces surfaces déclarées peuvent aisément être agrégées (par soucis d'homogénéité avec la typologie mise en œuvre en télédétection) en : vignes, prairies permanentes, prairies temporaires, cultures d'hiver, cultures de printemps et autres

cultures. Le RGA ne permet cependant pas de constituer les HRU d'entrée de SWAT car les successions ne sont pas spatialisées. C'est par la BD CARTO® que les successions ont été spatialisées, car elle offre une couverture géo-référencée des éléments généraux d'occupation du sol, hors espace agricole (bâti, zones industrielles, forêts, plans d'eau). Ces deux bases de données ont donc été combinées pour générer une nouvelle cartographie de l'occupation du sol et des cultures pour l'année. La méthode retenue se décompose en quatre temps :

- Dans un premier temps, une matrice géo-référencée de pixels à une résolution spatiale donnée et correspondant à la zone d'emprise des 29 communes du bassin d'étude a été créée.
- Dans un deuxième temps, un identifiant de commune d'appartenance a été affecté par superposition spatiale à chacune des cellules de la matrice.
- Dans un troisième temps, les éléments généraux d'occupation du sol (bâti, zones industrielles, forêts, plans d'eau) issus de la BD CARTO ont été affectés par superposition spatiale aux cellules concernées de la matrice ; les autres cellules étant donc considérées comme en zone agricole.
- Dans un dernier temps, les différents types de cultures ont été affectés à ces cellules « agricoles » et pour chaque commune par répartition aléatoire au prorata des surfaces recensées du RGA.

De manière à tester en parallèle la sensibilité du modèle à la résolution spatiale d'une telle couverture, 3 matrices de cellules de résolutions différentes ont été créées : 100 m, 200 m et 400 m.

Résultats de l'analyse de sensibilité du modèle à la méthode de cartographie

L'analyse de la sensibilité des simulations à la méthode de cartographie de l'occupation du sol révèle une similitude des résultats en matière de débit. Le coefficient de Nash n'est pas dégradé en passant d'une cartographie des successions à une cartographie des cultures sur une seule année (Tableau 11). L'utilisation du RGA n'entraîne pas plus de dégradation de ce coefficient qui reste d'ailleurs à une valeur élevée. En terme de cumul relatif des écoulements sur les deux années de validation, l'effet de la perte d'information avec les cartographies dérivées du RGA n'est pas plus significatif : on constate une sous-estimation de 3 % de la lame écoulée, contre 2 % avec les cartographies obtenues par télédétection.

	Débits Nash	Ecoulements : Cumul relatif des écarts (%)	Concentration (mg.l ⁻¹ NO ₃), les jours des mesures	N-NO ₃ R ² flux	N-NO ₃ Σ flux (kg)
télédétection : successions 1999-2000	0,81*	-2*	23,8	0,66	807 742
télédétection : cultures 2000	0,82	-2	23,7	0,57	824 106
RGA Résolution 100 m	0,82	-3	23,3	0,34	817 813
RGA Résolution 200 m	0,82	-3	23,2	0,31	814 026
RGA Résolution 400 m	0,82	-2	22,8	0,30	806 056

Tableau 11 : Résultats des simulations sur la Moine à Roussay en 2000-01 en fonction de la méthode de cartographie de l'occupation du sol

* les résultats issus de la télédétection, présentés dans le chapitre précédent sont basés sur un calage légèrement différent, avec un Nash de 0,83 et une différence de cumul plus importante, mais un N-NO₃ R² équivalent.

A l'échelle annuelle, l'estimation des transferts de nitrates (en N-NO₃) ne semble pas sensible à la méthode de cartographie : les sommes des flux comme les concentrations moyennes restent proches. Les résultats diffèrent par contre nettement en ce qui concerne la dynamique

des flux puisque le passage de la cartographie des successions culturales à celle des cultures de l'année 2000 génère une dégradation du R^2 de 0,66 à 0,57. La perte d'information est encore plus élevée avec la cartographie combinant RGA et BD CARTO puisque le R^2 « tombe » entre 0,34 à 0,30 selon la résolution spatiale.

Interprétation

Il convient d'expliquer les raisons de la dégradation de la qualité des simulations en fonction des méthodes de cartographie employées. Comme nous l'avons vu, à l'échelle du bassin, les surfaces relatives d'occupation du sol sont voisines entre les méthodes. Mais la perte d'information s'effectue à une échelle plus fine.

Les différences marquées entre les flux de nitrates hors du sol mettent en évidence la forte sensibilité du modèle aux combinaisons des sols et des cultures. Or, sur le bassin versant d'étude, la localisation des cultures est déterminée par la nature des sols comme le montre une analyse de variance réalisée sur la répartition relative de chaque combinaison sol – succession culturale^{***}. L'analyse de variance des données étudiées produit un facteur F de 3,48 pour un seuil critique de 2,12 : il y a donc un effet significatif de la variable « sol » sur la variable « successions culturales ».

Ainsi, étant donné que la répartition des cultures dépend des sols et que les fuites diffèrent nettement entre les combinaisons de sol et de culture, il est nécessaire que la cartographie des cultures prenne en compte leur localisation à une échelle infra-communale afin de représenter ces combinaisons. La méthode élaborée à partir du RGA et de la BD CARTO s'appuie sur une répartition aléatoire des cultures au sein de chaque commune, elle ne permet pas de tenir compte de ces relations. Ceci explique la dégradation de la qualité des simulations des flux de nitrates dans les cours d'eau avec la méthode du RGA. La proximité des moyennes de concentration et des sommes de flux transitant au point de mesure est trompeuse : elle est liée à des effets de compensation entre les combinaisons sol – culture. Ainsi, la perception des risques et des actions à entreprendre dans l'espace est faussée par la méthode RGA – BD CARTO alors que la méthode de spatialisation de successions culturales par télédétection permet de mieux appréhender ces hiérarchies en représentant plus fidèlement les combinaisons de sol et de culture et les successions culturales.

2. Sensibilité à la cartographie des sols

Les sols ont un rôle déterminant dans les flux de polluants. Il est donc logique qu'une modélisation agro-hydrologique telle que celle pratiquée avec SWAT présente une sensibilité au paramétrage des sols. Nous avons réalisé une analyse de sensibilité du modèle à la méthode de cartographie et de paramétrage des sols en comparant les résultats des simulations SWAT à partir d'une carte de sols d'une part et à partir de la méthode « sol – ITL » (méthode présentée auparavant). Cette deuxième approche permet de réduire les temps d'acquisition en appuyant la spatialisation des propriétés du sol sur des variables plus facilement disponibles ou au moindre temps d'acquisition, la question que nous soulevons ici est de savoir si cela n'entraîne pas de dégradation des résultats des simulations. L'analyse de sensibilité à ces entrées a été faite sur la Moine. La carte des sols réalisée au 1:50 000 offre une description des sols plus riche puisque les différents horizons sont décrits avec leurs propriétés alors qu'avec la méthode sol – ITL un seul horizon est utilisé pour caractériser l'ensemble du sol. Un calage

^{***} Cette analyse consiste à comparer les moyennes des surfaces relatives de successions culturales pour les différentes classes de sols. Le facteur F mesure le rapport de la moyenne des carrés des écarts entre les groupes par celle des carrés des écarts à l'intérieur des groupes. Lorsque F est supérieur à un seuil critique, on rejette l'hypothèse de moyennes égales entre les groupes, on admet alors qu'il y a un effet significatif de la variable de groupement sur la variable observée. Plus F est élevé par rapport au seuil critique, plus la variable de groupement est discriminante (les classes de sols en l'occurrence).

différent est effectué dans SWAT avec chaque méthode.

Sur la période de validation 2000-2001, la méthode sol – ITL dégrade le critère de Nash de 0,82 à 0,71. Mais l’observation des cumuls d’écoulement sur 2000-2001 indique une meilleure efficacité de la méthode sol – ITL : le décrochement par rapport aux cumuls observés est beaucoup plus faible qu’avec la carte des sols (Figure 74), or la lame écoulée a un impact important sur les transferts de nitrates.

	Méthode carte des sols	Méthode sol – ITL 1point/50ha	Méthode sol – ITL 1point/100ha	Méthode sol – ITL 1point/200ha	Méthode sol – ITL 1point/400ha
Critère de Nash	0,81	0,71	0,70	0,71	0,70
R ² flux N-NO ₃	0,66	0,56	0,56	0,56	0,56

Tableau 12 : Sensibilité des simulations à la méthode de cartographie et de description des sols et à la densité de points de sondages sur la Moine, en 2000-2001

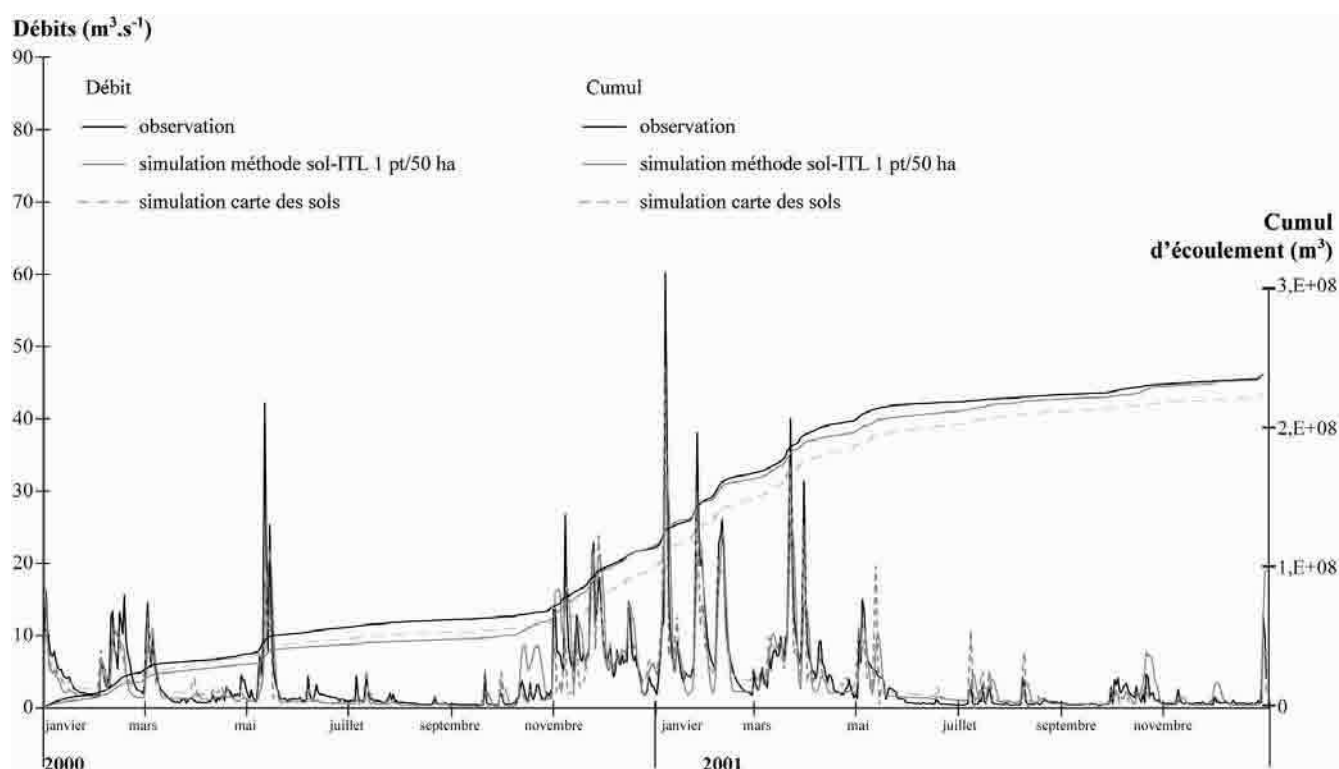


Figure 74 : Débits de la Moine à Roussay (station DIREN) et sensibilité des simulations à la méthode de cartographie et de description des sols, en 2000-2001

En ce qui concerne les flux de nitrates, les quantités comme la dynamique de transfert diffèrent entre les deux méthodes. Sur l’ensemble de la période, les flux sont plus élevés avec la méthode sol – ITL. En observant les courbes (Figure 75), nous pouvons noter qu’elles diffèrent totalement : de nombreux pics de flux apparaissent seulement avec la méthode sol – ITL, alors que les flux en période d’été sont nettement inférieurs avec cette méthode qu’avec la carte pédologique.

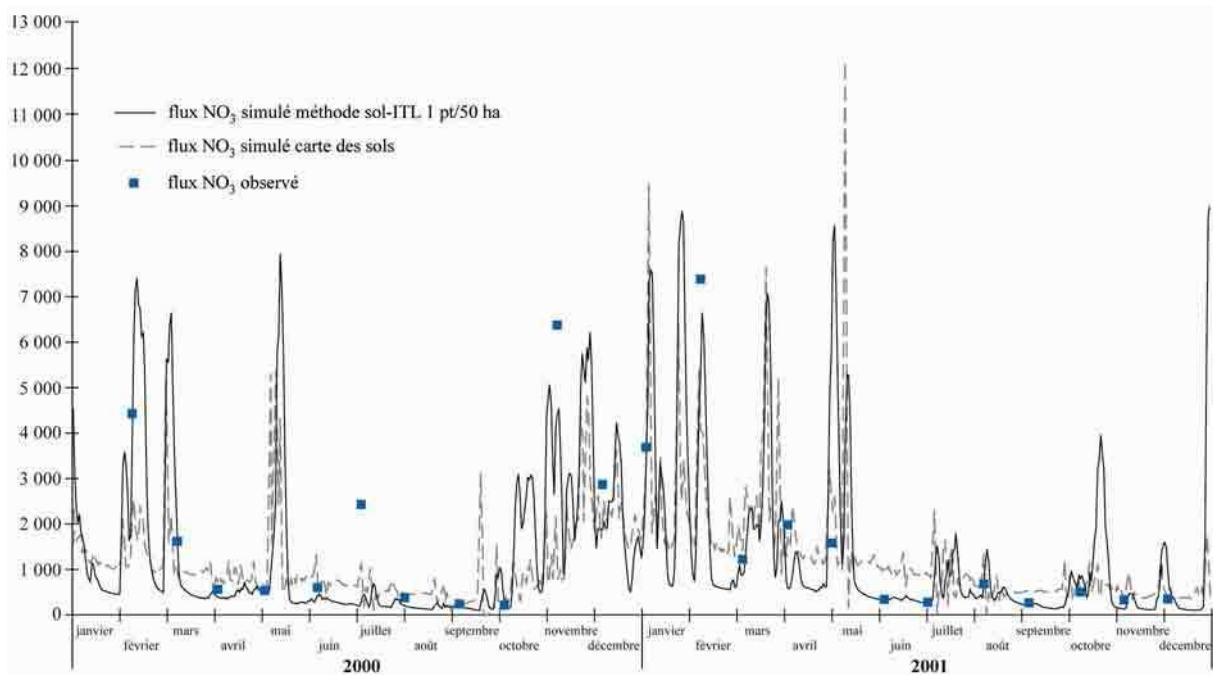


Figure 75 : Sensibilité des simulations des flux de nitrates (en kgN.j^{-1}) à la méthode de cartographie des sols, la Moine à Roussay en 2000-2001 (station DIREN/DREAL)

Sensibilité du modèle à la densité de points utilisés dans la méthode sol – ITL

Les relevés de terrain représentent des coûts et des temps d'observation non négligeables. La question est de savoir quelle est la sensibilité du modèle SWAT à la densité de points de sondages dans la méthode sols – ITL ? Comme nous l'avons vu précédemment, le nombre de sondages modifie l'évaluation des propriétés des sols, en quoi les variations de ces propriétés altèrent les résultats des simulations ? Quel est le niveau de densité de points de sondage permettant de représenter correctement les émissions et les transferts de nitrate ?

En matière de simulation des débits, le critère de Nash n'est pas modifié par le changement de densité de sondages : il reste entre 0,70 et 0,71 (Tableau 12). L'estimation des transferts de nitrate reste similaire quelque soit la densité de points : le coefficient de corrélation R^2 est de 0,56 (Tableau 12). Nous n'avons représenté ni les courbes de débit, ni celles de flux de nitrate, réalisées à partir des différentes densités de point, car les courbes sont trop proches les unes des autres. D'après ces résultats, le modèle est donc assez peu sensible aux variations des propriétés des sols en fonction de la densité de sondages.

En conclusion de ces travaux sur la sensibilité du modèle agro-hydrologique aux entrées de sol, la méthode de cartographie proposée « sol – ITL » dégrade la qualité des simulations des débits et des flux de nitrates. Le niveau des résultats n'est cependant pas irréaliste. L'analyse de sensibilité montre par ailleurs que sur le bassin étudié (compte tenu de la variabilité spatiale des sols propre à cet espace), le modèle est peu sensible à la densité de points de sondages pour la méthode sol – ITL. Des travaux similaires sur l'analyse de la sensibilité du modèle SWAT à la résolution spatiale des entrées ont été conduits par (Cotter et al., 2003), dans un bassin de 18,9 km^2 dans l'Arkansas : les auteurs mettent en évidence une résolution minimale de 300 m pour le MNT et de 500 m pour la cartographie des sols et des couverts végétaux, ces valeurs dépendent de la structure spatiale du bassin versant étudié.

7. Analyse comparée du modèle SWAT et d'un indicateur d'émission polluante

L'objectif de ce travail a consisté à confronter modèle et indicateur en comparant les résultats obtenus par l'application de l'un et l'autre à un territoire commun d'étude. Nous avons utilisé le modèle SWAT et l'indicateur d'émissions polluantes (IEP) développé par l'équipe INRA de Grenoble. Par indicateur, nous entendons un outil qui recourt à un formalisme simplifié, à des données faciles d'accès et dont les résultats sont difficilement validables par des mesures. Il s'agissait plus précisément d'évaluer les avantages et inconvénients de chacune des méthodologies en termes de conditions de mise en œuvre et de résultats, et d'apprécier les effets de la résolution spatio-temporelle de l'information et des choix de formalisme inhérents à chacun des outils.

Ces travaux ont été réalisés avec Anne Lacroix (économiste à l'UMR GAEL INRA – Rhône Alpes), Denis Ruelland (UMR ESO puis HydroScience Montpellier) et Emmanuelle Sauboua (hydrologue, animatrice de l'Unité INRA PSDR – Rhône Alpes). Ils ont fait l'objet d'une communication orale au symposium international "Territoires et enjeux du développement régional" à Lyon, les 9-11 mars 2005 et d'un article dans la revue IJARGE (*International Journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology*) en 2006.

Un certain nombre d'enseignements ressortent de l'analyse quant à l'usage de modèles ou d'indicateurs. La distinction principale entre ces deux types d'outils tient au degré de finesse de représentation des processus, tant au niveau spatial et temporel, que du point de vue de leur formalisation. Il en découle des différences qui peuvent être appréciées selon trois angles :

- les données mobilisées : l'indicateur mobilise des données faciles d'accès et peu nombreuses ; le modèle nécessite, dans la plupart des cas, l'acquisition de nombreuses données supplémentaires ;
- la mise en œuvre : un indicateur peut être mis en œuvre par un public non averti ; un modèle nécessite une expertise scientifique et un apprentissage beaucoup plus lourd ;
- les résultats à en attendre : un indicateur apprécie le risque plutôt du point de vue qualitatif ; un modèle ambitionne une estimation quantitative qu'il est possible de valider ou d'invalider par des mesures.

Indicateur et modèle constituent tous deux des outils d'aide à la décision, mais leurs coûts de mise en œuvre (temps de travail et compétences) s'avèrent très différents. Aussi, le choix entre l'un ou l'autre doit-il être raisonné en fonction de l'objet même du diagnostic à mener. Selon qu'il s'agit :

- D'espaces de plus ou moins grande dimension : l'indicateur est approprié pour cartographier les déséquilibres à l'échelle régionale ; mais, pour des périmètres plus limités, une connaissance plus fine des sols et des processus est nécessaire et le modèle devient alors un outil plus adéquat.
- De l'identification de zones ou de pratiques à risques : *a priori*, l'IEP permet d'identifier les zones à surveiller ; il permet en outre de dresser une série d'hypothèses sur l'origine des risques : importance des cultures de printemps, présence ou non de l'élevage, sols plus ou moins profonds... Mais, l'implication de telle ou telle pratique agricole ne pourra être réellement identifiée que *via* le modèle, en remontant aux valeurs simulées pour le système de culture suspecté.

- Des émissions ou de l'impact sur la ressource : l'IEP se limite à l'évaluation des fuites d'azote sous la zone racinaire et, de ce fait, ne peut en aucun cas prétendre établir un diagnostic de la ressource en eau. SWAT modélise les émissions d'azote dans le sol, mais aussi les processus en aval (ruissellement, percolation, dénitrification ...). Aussi est-il à même de simuler les transferts d'eau et d'azote dans les nappes souterraines et les cours d'eau. En ce sens, SWAT permet d'aider des décisions dans une problématique d'eau potable, y compris en permettant de prédire des événements ponctuels, comme des pics de flux.

L'approche comparative du modèle SWAT et de l'indicateur d'émissions polluantes met en évidence que le choix de l'outil dépend du profil de l'utilisateur ou, plus exactement, des compétences disponibles (expertise scientifique/connaissance de terrain), du temps et des moyens alloués au diagnostic, de l'étendue géographique sur laquelle l'analyse porte, du pas de temps et, plus généralement, de la problématique dans laquelle s'inscrit le diagnostic.

8. Simulation de scénarios

La modélisation permet d'anticiper les évolutions du système étudié en simulant les effets d'un changement de certaines entrées. Nous avons analysé les impacts qu'entraîneraient des changements de pratiques agricoles sur la qualité de l'eau au niveau de prises d'eau potable à l'aval des bassins versants. Les changements de pratiques ont été définis avec les acteurs locaux, représentants agricoles et gestionnaires de bassin. Les pratiques sont généralisées sur l'ensemble des successions culturales où elles peuvent être mises en œuvre. Elles constituent la marge d'évolution potentielle maximale dont nous étudions l'impact sur la qualité de l'eau de surface à l'aval du bassin. Elles correspondent généralement à des pratiques agro-environnementales réalisées par des producteurs sur le bassin, une évolution de l'emprise des successions culturales a également été simulée sur l'Oudon. Nous présentons ci-dessous les résultats sur chaque bassin.

1. Bassin versant du Rochereau

Ces travaux ont été réalisés avec Thierry Bioteau (géomaticien au Cemagref), P. Bordenave (hydrologue au Cemagref) et Denis Ruelland (UMR ESO puis HydroScience Montpellier). Ils ont fait l'objet d'une publication dans la revue *Ingénieries – EAT* en 2002.

Des scénarios de modification des pratiques agricoles ont été testés. Ils permettent d'estimer les efforts déjà entrepris sur le bassin et les effets de modifications renforcées sur certaines zones. Ces scénarios permettent d'estimer les durées pour lesquelles ces actions ont une conséquence positive sur la qualité de l'eau.

Les scénarios suivants ont été retenus :

1. Effets des pratiques issues des données de 1998 (début des plans de fumures) appliquées sur l'ensemble du bassin. Ces pratiques sont considérées comme des pratiques non optimisées. Il s'est agit d'étudier quel aurait été leur impact sur la qualité de l'eau à moyen terme, ce qui correspond en quelque sorte de l'état le plus défavorable sans raisonnement des fertilisations. Il devrait donc en résulter des flux plus élevés que dans la réalité.
2. Effets des pratiques intégrant les plans de fumure (en 2003, 60 % de la SAU suivait des plans de fumure, ce chiffre stagne depuis l'arrêt des aides) simulées sur l'ensemble du bassin à partir de 1997. Les pratiques intégrées seront celles issues de la moyenne des plans de fumure réalisés par les agriculteurs et non de ceux préconisés par le conseiller.

3. Idem que 2 mais avec un plan de fumure renforcé sur les sous bassins présentant des sols jugés plus vulnérables (soit 36 % de l'ensemble du bassin du Rochereau), ce plan renforcé est celui préconisé par le conseiller agricole.
4. Idem que 2 mais avec un plan de fumure renforcé sur les zones aux plus fortes charges animales (soit 20 % de l'ensemble du bassin du Rochereau).

Le test du scénario 1 sur 1997-2003 montre des flux simulés plus élevés qu'en réalité avec un écart s'accroissant en hiver 2000-01. La concentration médiane simulée est supérieure de 15,7 % à celle des observations. Ainsi les mesures agro-environnementales ayant débutées en 1998-99, ce résultat tend à montrer que les modifications qui ont été apportées sur le bassin ont eu des conséquences favorables sur la qualité de l'eau. On peut noter que si les modifications ont été entreprises dès 1998, les effets sur la qualité de l'eau ne sont perceptibles qu'à partir de l'année 2001.

Les résultats du scénario 2 viennent conforter les interprétations de ceux du scénario 1 puisque le cumul simulé est toujours en dessous du mesuré avec une tendance au rapprochement des deux courbes en fin de période de simulation. La concentration médiane simulée est inférieure de 19,1 % à celle des observations. Ce scénario permet de montrer les concentrations probables qu'il aurait été possible d'obtenir en 2003, si l'optimisation des pratiques agricoles avait débuté avant 1998 et sur l'ensemble du bassin.

Les scénarios 3 et 4 réduisent la concentration médiane respectivement de 21,7 et de 20,8 %. Ainsi, en concernant une surface plus restreinte, le scénario 4 paraît plus efficace au regard de l'indicateur de concentration médiane en nitrates.

L'emploi du modèle permet ainsi de conforter les efforts entrepris par les acteurs sur le bassin versant en montrant le lien entre les changements entrepris et l'évolution de la qualité de l'eau. En effet, cette évolution positive pourrait n'être due qu'à une variabilité climatique. Le modèle permet par ailleurs d'apprécier les effets d'une application de mesures renforcées sur une portion du bassin : la réduction de la charge animale semble la plus efficace (rapport entre la baisse de teneurs en nitrates et la surface d'application des actions) : elle permettrait de faire évoluer la médiane des concentrations en nitrates de 30 à 24 mg.l⁻¹ et de passer ainsi en dessous de la valeur guide de 25 mg.l⁻¹ (Union Européenne).

2. Bassin versant de la Moine

Ces travaux ont été réalisés avec Denis Ruelland. Ils ont fait l'objet d'une publication dans la *Revue des Sciences de l'Eau* en 2007.

Les scénarios pris en compte sur la Moine ont été : une baisse de la fertilisation minérale de 20 %, l'introduction d'un Culture Intermédiaire Piège à Nitrates (CIPAN) en l'occurrence un Ray Grass Italien et le passage au semis direct sur couverture végétale en hiver (SCV). Pour le scénario SCV, une modification du CN (Curve Number, employé dans la fonction empirique SCS de ruissellement) est introduite pour tenir compte de l'évolution de l'état de surface du sol (Bracmort et al., 2006) : le CN a été abaissé de 3 unités dans les successions concernées par cette pratique.

Les résultats sont représentés sur les bassins à l'amont des barrages où les enjeux d'alimentation en eau potable sont élevés (cf. Tableau 13). Nous pouvons remarquer que les pollutions en nitrates sont faiblement réduites avec les différentes alternatives. La différenciation est plus marquée pour le phosphore car cet élément présente un excédent plus marqué et comme sa migration dépend moins des termes du bilan et plus des modes de circulation de l'eau, il est plus sensible à une modification du travail du sol et de son couvert végétal.

Alors que les teneurs actuelles en nitrates sont tout à fait acceptables, le phosphore préoccupe les gestionnaires de l'alimentation en eau potable de l'agglomération de Cholet puisque le phosphore entraîne une eutrophisation des lacs de barrage. La réduction de la fertilisation minérale a un effet négligeable sur les transferts de phosphore. L'introduction de CIPAN permet de réduire les flux de phosphore de 11 % ce qui reste largement insuffisant selon les gestionnaires. Le semis direct sur couverture végétale présente une forte efficacité en ce qui concerne les transferts de phosphore (baisse de 37 %) : en effet, dans le modèle, le couvert végétal hivernal réduit la saturation du sol et le CN plus élevé réduit le ruissellement, ce CN plus élevé traduit une meilleure porosité du sol, favorisée par une moindre battance par les pluies et une plus forte activité biologique. Le ruissellement étant le vecteur principal du transfert du phosphore, les flux de ce dernier sont ainsi abaissés.

	Flux de nitrates (kg N-NO ₃ ⁻ .an ⁻¹)	Concentration moyenne en nitrates (mg NO ₃ ⁻ .l ⁻¹)	Flux de P minéral (kg P.an ⁻¹)
Pratiques moyennes 2000	139 484	14,1	15 256
Réduction fertilisation minérale de 20 %	129 365	13,3	15 086
Avec CIPAN	136 515	13,8	13 518
Avec semis direct sur couvert végétal	133 267	13,2	9 563

Tableau 13 : Transfert de nutriments simulés dans la Moine
au niveau des barrages AEP de l'agglomération de Cholet en 2000-01

Le tableau suivant (Tableau 14) présente un exemple d'incidence des scénarios de pratiques sur une succession de maïs – maïs en 2000 – 2001 pour des brunisols. La réduction de la fertilisation minérale n'a pas été présentée car le maïs est fertilisé uniquement avec des apports organiques. Pour cette combinaison de sol – succession culturale, nous pouvons voir également que les flux de nitrates sont réduits de façon négligeable selon les alternatives : ceci s'explique par la faiblesse des excédents en azote. Les flux de phosphore sont par contre sensibles à la pratique : l'introduction de CIPAN et surtout le Semis Direct sur Couverture Végétale montrent une grande efficacité qui est liée à la baisse très nette du ruissellement (de 82 % en passant au semis direct). Ce changement de pratique affecte très peu les rendements.

	Flux de nitrates (kg N-NO ₃ ⁻ /ha/an)	Flux de P minéral (kg P/ha/an)	Ruissellement (mm.an ⁻¹)	Rendement (tMS/ha/an)
Pratiques moyennes 2000	23,1	0,354	114	12,7
Avec CIPAN	21,7	0,173	52	12,7
Avec semis direct sur couverture végétale	21,0	0,151	21	12,2

Tableau 14 : Sorties de la succession maïs-maïs en 2000-2001 sur brunisols

La simulation de l'impact de changements de pratiques sur la qualité des eaux souligne l'intérêt de la méthode du Semis Direct sur Couverture Végétale, ou tout au moins de l'introduction de CIPAN. Le semis direct permet sans baisse significative de rendement, de réduire considérablement les flux de phosphore et constituerait ainsi une voie intéressante pour la reconquête de la qualité des eaux. Ces résultats sont d'ailleurs en adéquation avec les travaux de Lucien Séguy du CIRAD qui a démontré les effets positifs du Semis Direct sur Couverture Végétale pour la conservation des sols comme pour la réduction des fuites de

nutriments et de produits phytosanitaires (Séguy, Bouzinac, 2001).

3. Bassin versant de l'Oudon

Ces travaux ont été réalisés avec Denis Ruelland (UMR ESO puis HydroScience Montpellier) qui avait en charge la télédétection des successions culturales. Ils ont fait l'objet d'une publication dans le *Journal of Hydrology* en 2011 (Laurent, Ruelland, 2011).

Sur ce bassin, il y a une volonté forte des acteurs locaux d'évaluer l'impact potentiel d'évolutions des pratiques agricoles voire des systèmes de production sur la qualité de l'eau à l'échelle du bassin versant. Les scénarios ont été construits avec le groupe d'action agricole de la Commission Locale de l'Eau de l'Oudon. Toutes leurs interrogations n'ont pu être prises en compte. Par exemple, les questions concernant l'arrangement spatial des îlots de culture ne peuvent être correctement modélisés avec l'outil SWAT, basé sur des HRU connectées au réseau hydrographique. Un modèle comme TNT est alors mieux orienté sur la problématique de l'arrangement spatial des unités et de l'effet de la géomorphologie (Beaujouan et al., 2000). Autre exemple, les effets de changements de pratiques sur certains sous-bassins et non sur l'ensemble de l'Oudon, n'ont pas pu être simulés du fait de la lourdeur du paramétrage que cela aurait nécessité. Les scénarios testés sont les suivants :

- Couverts hivernaux (CIPAN) : l'avoine brésilienne (*Avena strigosa*) est reconnue pour sa forte croissance végétale et la facilité de sa destruction par le gel hivernal, ce qui évite de recourir à des herbicides, elle semble donc plus performante que la moutarde et a été retenue pour cette raison dans ce scénario ; elle ne peut être implantée avec suffisamment de temps entre deux cultures qu'entre un blé et un maïs ou entre deux maïs, le couvert n'est pour cela implanté que dans 16 % du bassin dans nos simulations.
- Bandes enherbées, la modélisation de l'effet des bandes enherbées est très schématique dans SWAT : il est impossible de prendre en compte des bandes enherbées uniquement le long des cours d'eau, comme cela est imposé dans la réalité ; les bandes enherbées sont simulées en aval de chaque unité de sol – culture, correspondant pratiquement aux îlots culturaux (assemblage de parcelle présentant une même culture). Il s'agit donc plus d'un système de bande enherbée – haie proche d'un bocage serré. Le modèle ne simule que leur effet sur les eaux de ruissellement par l'équation suivante :

$$\text{trap} = 0.367(\text{width}_{\text{filt}})^{0.2967}$$

avec *trap* la fraction de nitrates piégée dans la bande tampon et $\text{width}_{\text{filt}}$ la largeur de la bande tampon (en mètres).

Nous avons supposé une largeur de 5 mètres telle qu'elle est pratiquée sur le bassin ; la fraction de nitrates piégée serait alors de 0,59. Cette formule est évidemment très empirique, elle néglige par ailleurs le rabattement sur les flux de subsurface qui peuvent être atteints par les racines des végétaux. Sur le bassin expérimental de la Jaillère, suivi par Arvalis, Patty et al. (1997) ont mesuré un coefficient de rabattement de 0,47 (Patty et al., 1997).

- Fertilisation : plafonnement à 140 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ ce qui conduit à réduire les apports en azote de 7 % sur le blé et de 39 % sur le maïs, sans générer d'impact sur les prairies qui sont déjà fertilisées à des valeurs inférieures à ce seuil ; la réduction de la fertilisation n'affecte donc que 45 % de la surface du bassin.
- Travail du sol : suppression du labour avec soit :
 - Semis Direct sur Couverture Végétale, le sol n'est pas travaillé, les résidus sont laissés en surface et des couverts végétaux sont implantés en interculture (en l'occurrence de l'avoine brésilienne) ; la faisabilité de cette pratique nous a

conduit à introduire le non-labour sur 45 % du bassin et à introduire des couverts sur 16 % ;

- Simple lit de semence sans couvert : cette pratique de plus en plus répandue consiste à effectuer un travail superficiel par chisel sans labour ; nous avons simulé cette pratique sans couvert végétal afin de tester l'effet d'une TCS à la place du SCV ; les successions concernées couvriraient 45 % du bassin ;

Une baisse du CN de 3 unités a été introduite pour tenir compte de l'évolution favorable des états de surfaces dans l'équation du SCS, générant le ruissellement.

- « Système fourrager économe en intrant » (SFEI), soutenu en tant que mesure agro-environnementale sur certains sous-bassins prioritaires, les agriculteurs s'engagent à
 - respecter 55 % de la Surface Agricole Utilisée et 75 % de la Surface Fourragère Principale en surface en herbe (prairies permanentes et temporaires),
 - à réduire la surface en maïs (hors maïs grain et semences) à moins de 18 % de la surface fourragère,
 - à limiter les apports azotés annuels totaux produits et importés à 170 kgN.ha⁻¹ en moyenne sur l'exploitation,
 - à limiter les apports azotés organiques annuels totaux produits et importés à 140 kgN.ha⁻¹ en moyenne sur l'exploitation,
 - à ne pas apporter de phosphore minéral,
 - à limiter sur chaque parcelle de culture l'apport azoté minéral annuel (maximum autorisé) par type de culture :
 - à 30 kgN minéral/ha sur les prairies (PP + PT)
 - à 0 kgN minéral/ha sur maïs et sur betterave
 - à 60 kgN minéral /ha sur céréales de printemps
 - à 100 kgN minéral/ha sur céréales d'hiver et colza
- Modification de l'orientation agricole du bassin de l'élevage bovin vers la céréaliculture dans un contexte de hausse tendancielle des prix des céréales et oléagineux : les prairies temporaires couvrant 25 % du bassin, sont intégralement transformées en blé (2/3) et colza (1/3). Les prairies permanentes n'ont pas été transformées car elles occupent généralement des espaces de faible productivité (sols hydromorphes, caillouteux ou sur de fortes pentes). Le maïs est supposé constant car le maïs fourrage actuel pourrait être remplacé par du maïs grain.

Les impacts des changements de pratiques ou de systèmes sont variables selon l'échelon spatial considéré : l'unité de culture (HRU) ou le bassin versant. A l'échelle du bassin, l'impact des actions résulte de leur impact au champ et de la surface relative couverte sur le bassin. Les actions sont appliquées sur la surface maximale où elles peuvent l'être, cette dernière varie.

La mesure SFEI présente potentiellement la plus grande efficacité (Tableau 15) car elle conduit à réduire les apports sur les successions les plus polluantes (intégrant du maïs) et à réduire la surface de ces successions en les remplaçant par des prairies à moindre risque de lessivage. Ce système offre par ailleurs d'autres avantages en termes de durabilité (Garambois, 2011). Du fait de la surface relative concernée (45 %) et parce que la fertilisation est fortement réduite sur le maïs, le scénario de réduction de fertilisation serait également fortement efficace d'après la modélisation (Tableau 15). Néanmoins, les simulations montrent une diminution importante des rendements générée par la baisse de fertilisation : 25 à 35 quintaux de baisse sur le blé, 2 à 2,5 tMS sur les prairies de 0,5 à 1 tMS sur le maïs (qui peut être économiquement compensée par une baisse des charges de productions).

Les couverts végétaux bien que très efficaces à l'échelle de la parcelle (baisse du lessivage de 20 à 70 % dans les successions concernées) ont une efficacité moindre à l'échelle du bassin. Richter et al. (1998) ont mesuré des ordres de grandeur similaires dans le nord-ouest de l'Allemagne : les couverts réduisent les flux de 64 % à l'échelle de la parcelle et de 13 % à l'échelle du bassin (Richter et al., 1998).

Le Semis Direct sur Couverture Végétale donne des résultats similaires : 14 % de baisse. Les bandes tampons produisent des résultats également proches de ces valeurs (11 %) mais leur efficacité est sous-estimée du fait de la non prise en compte des flux de subsurface ; des expérimentations sur le site de la Jaillière effectuées par Arvalis présentent des rabattements plus élevés de 47 à 100 % au niveau de la parcelle (Patty et al., 1997).

La transformation des prairies en céréales et oléagineux conduirait inversement à une forte dégradation de la qualité de l'eau en ce qui concerne les nitrates avec un accroissement des flux de 21 %. Ceci converge avec la littérature qui souligne les moindres risques de lessivage sous prairie (Rode et al., 2009).

Scenarios de pratiques alternatives	Variation des flux de N-NO ₃ à la station de mesure de Segré (en %)
Réduction de fertilisation	-19
Couverts hivernaux	-13
Travail simplifié du sol	0
Semis Direct sur Couverture Végétale	-14
Bandes tampons	-11
SFEI	-31
Conversion des prairies temporaires en blé et colza	+21

Tableau 15 : Variation des flux de N-NO₃ à la station de mesure de Segré selon différents scénarios de changement de pratiques sur la période 2005–2007

Nous pouvons observer que si certaines mesures ont un impact significatif sur ce bassin, elles nécessiteraient d'être conjuguées pour se traduire par une évolution plus ample de la qualité des eaux en nitrates. Thieu et al., sur le bassin de la Seine, mettent également en évidence la nécessité d'associer différentes « bonnes pratiques agricoles » pour atteindre les objectifs de qualité (Thieu et al., 2010).

9. Conclusion sur l'application de SWAT pour des problématiques de pollution agricole

En première partie, un certain nombre de questions en matière de connaissance et de représentation des processus ont été soulevées à l'échelle de bassins versants. La modélisation agro-hydrologique distribuée permet de mieux identifier les facteurs déterminant les transferts de polluants d'origine agricole et de simuler les impacts de changements de pratiques proposées par les gestionnaires de bassins versants ou par les acteurs agricoles. Cependant, le modèle reste une représentation simplifiée de la réalité, il doit être mis en œuvre avec certaines précautions concernant la qualité des données entrées, le réalisme de certains processus représentés dans le modèle, les méthodologies et l'interprétation des résultats.

Principales limites de la modélisation à l'échelle des bassins étudiés

La mise en œuvre de SWAT sur les bassins versants étudiés présente certaines limites :

- La qualité des simulations dépend de la qualité des données entrées dans le modèle, à savoir leur résolution spatiale et leur précision sémantique. Comme nous l'avons mis en évidence, la sensibilité des simulations à la résolution spatiale des données de sol et

de végétation n'est pas linéaire, il existe des seuils liés à la structure spatiale de ces entrées.

- La modélisation est sensible à la discrétisation en sous-bassin car les paramètres topographiques utilisés dans le modèle sont moyennés à l'échelle de sous-bassin, or si un gain de précision peut être obtenu par une discrétisation spatiale plus fine, les temps de calcul sont alors multipliés.
- La validation des résultats souffre d'un manque de mesures que ce soit en matière de fréquence, de spatialisation (validation en des points expérimentaux intermédiaires) ou de représentation des compartiments successifs du cycle de l'eau (migrations dans le sol ou à sa surface, sorties sous-racinaires, transfert dans les nappes). Une telle validation nécessiterait une instrumentation dense et sur une longue durée. Par exemple, l'évaluation des résultats pour le phosphore repose sur des données de validation issues de protocoles de mesure inadaptés sur les trois bassins tests, pour un nutriment migrant principalement lors d'évènements pluvieux intenses. Les résultats sur le phosphore doivent être pris avec une encore plus grande précaution que ceux obtenus sur l'azote.
- Le paramétrage du modèle pourrait être amélioré. Il conviendrait ainsi de spatialiser certaines pratiques agricoles telles que les apports de fertilisants qui varient selon la charge animale (mais ceci entraîne des temps de calcul beaucoup plus élevés, ce qui alourdit le calage).
- Bien que SWAT soit un modèle à base physique, il ne l'est qu'en partie car certains phénomènes sont représentés par des fonctions empiriques, comme, par exemple, le ruissellement déduit de la méthode du Curve Number et l'érosion obtenue par la MUSLE. Si le modèle offre un certain réalisme conforté par les mesures à l'exutoire du bassin versant, il ne peut cependant évidemment pas prétendre à une représentation de toute la complexité du système. Ainsi, il convient de considérer les sorties davantage selon une hiérarchie de risques de transfert que comme des grandeurs réelles.

Apports de la modélisation hydrologique

En tenant compte de ces réserves, la modélisation conduite sur les bassins tests a permis de mieux cerner les relations entre sols, cultures et pratiques culturales et de les spatialiser. La modélisation avec ce type d'outil est un moyen de mieux comprendre les phénomènes à l'échelle de bassins versants et de tester l'efficacité de pratiques alternatives.

Sur les trois bassins étudiés, les éléments suivants sont à relever :

- Les successions sont plus déterminantes que les cultures seules, du fait de la durée de sol nu exposé au lessivage et au ruissellement et du fait des arrière effets des fertilisations et du pool organique du sol sur plusieurs années. Ainsi les variabilités pour une même culture sont très fortes selon les successions dans lesquelles elle s'intègre (sur l'Oudon par exemple : variabilité de 1 à 4 pour les nitrates et de 1 à 16 pour le phosphore minéral).
- L'intégration des entrées climatiques par la modélisation permet d'identifier en quoi la variabilité temporelle des flux de nutriments est due à l'évolution des pratiques ou à la variabilité climatique. La météorologie conditionne les transferts du fait de la lame d'eau écoulee et du ruissellement : ainsi les risques varient fortement d'une année à l'autre, par ailleurs, au sein d'un même grand bassin, des secteurs plus arrosés peuvent être plus vulnérables au lessivage.
- Les sols sont un facteur de vulnérabilité important : les sols hydromorphes, sensibles au ruissellement, exportent plus facilement le phosphore tandis que les sols filtrants,

sains et légers sont plus vulnérables au lessivage des nitrates (sur l'Oudon, la variabilité entre sols est d'un facteur 1 à 2 pour les nitrates et de 1 à 3 pour le phosphore minéral).

- Les différences de hiérarchie spatiale dans l'évaluation des transferts entre les nitrates et le phosphore montrent qu'il est difficile d'agir sur les conditions de transfert des nitrates et du phosphore simultanément : réduire le ruissellement au profit de l'infiltration est efficace pour lutter contre les transferts de phosphore mais pourrait dans certaines conditions accroître le lessivage des nitrates. Les actions sur les transferts doivent être associées à un meilleur raisonnement des apports de fertilisants.

Mais le domaine d'application le plus fertile pour la réflexion nous paraît être la simulation de scénarios d'évolution des choix culturaux et des pratiques culturales afin d'en évaluer leurs conséquences sur la qualité de l'eau. Ce potentiel est particulièrement utile dans des démarches prospectives où les acteurs souhaitent optimiser la localisation et le choix des actions. Simultanément au calcul des flux de nutriments, le modèle permet d'évaluer les conséquences des changements de pratiques sur les rendements des cultures, critère essentiel pour l'agriculteur. Les conséquences d'un changement de pratiques peuvent donc être évaluées à la fois sur les fuites hors des parcelles, sur la qualité des cours d'eau et sur les rendements des cultures. Les « bonnes pratiques agricoles » les plus efficaces à l'échelle de la parcelle, ne sont pas forcément les plus efficaces à l'échelle du bassin comme nous avons pu le montrer avec le modèle.

Pour confirmer les résultats des simulations de changements de pratiques, il serait utile de mettre en place des opérations pilotes sur un sous-bassin avec des agriculteurs intéressés par ces pratiques afin de valider leur efficacité au moyen de mesures de l'évolution des transferts dans les cours d'eau. Mais cette démarche est difficile à mettre en œuvre et longue avant de pouvoir être interprétée.

La modélisation hydrologique dans le partenariat avec les acteurs

La méthode de modélisation avait été présentée initialement aux partenaires locaux, en l'occurrence les groupes de travail chargés de la pollution agricole. Les avantages et les limites de ces approches ont été traités dès le début. Des réunions intermédiaires ont permis de faire le point sur les avancées, l'intérêt des premiers résultats et de soulever des questions complémentaires quand elles pouvaient obtenir des réponses avec la méthodologie choisie. Les restitutions des résultats ont conduit à de riches discussions, pas seulement entre les acteurs et les chercheurs mais aussi entre les acteurs eux-mêmes sur les facteurs de pollutions et sur l'efficacité des actions qu'ils mettent en œuvre ou les évolutions de l'agriculture sous la dépendance de phénomènes qui leur échappent (la hausse des prix des céréales, les difficultés de l'élevage...). Le modèle n'a pas été utilisé pour décider d'une action au profit d'une autre car bien d'autres éléments entrent dans les stratégies mises en œuvre (coûts économiques, faisabilité technique, réceptivité au changement de certaines pratiques...). Les résultats ont néanmoins permis de conforter certains choix comme l'appui au développement des couverts végétaux et à leur diversification. Ils ont renforcé l'intérêt que certains pouvaient avoir sur un changement de système comme la conversion au Système Fourrager Économique en Intrants ou le semis direct sur couverture végétale.

Cependant, cette recherche a soulevé la réticence, voire l'opposition, de certains représentants du monde agricole (ceux d'une chambre d'agriculture) qui y voient un argument pour renforcer les pressions sur la profession en constituant un outil d'appui aux politiques de réduction des activités agricoles polluantes. Les risques de transfert plus élevés des successions à base de maïs ont été mis en évidence durant les modélisations ce qui contribue à remettre en cause cette culture qui est à la base de l'alimentation animale de nombreuses

exploitations d'élevage. En contrepartie, les systèmes à base d'herbe ont été valorisés. Ces conclusions (partagées par bien des travaux d'agronomes dans d'autres zones) vont à l'encontre des orientations prises par certains acteurs du monde agricole. L'opposition ne provient pas d'agriculteurs du bassin mais de représentants départementaux.

4. Modélisation hydrologique de la sensibilité à la variabilité climatique d'un grand bassin en Afrique soudano-sahélienne

Les travaux qui sont présentés ici résultent du projet ANR RESSAC, « vulnérabilité des Ressources en Eau Superficielle au Sahel aux évolutions Anthropiques et Climatiques à moyen terme », projet associant le CNRS, l'IRD, le Cemagref et l'université de Dijon, piloté par J.E. Paturel (IRD). Ils ont été réalisés avec Denis Ruelland (HydroSciences Montpellier) et ont fait l'objet d'une publication (Laurent, Ruelland, 2010).

L'Afrique de l'Ouest est affectée depuis les années 1970 par une baisse de la pluviométrie (Bricquet et al., 1997; Servat et al., 1998; L'Hôte et al.). Celle-ci a généré une diminution d'environ 30 à 60 % des écoulements des grands bassins versants (Servat et al., 1998), la baisse se traduit non seulement sur le module annuel, mais aussi sur les extrêmes (crues et étiages). La réduction des ressources en eau constitue un des facteurs limitant du développement de la région.

De nombreuses questions se posent aujourd'hui dans cette région : quels sont les contributions des différentes portions du bassin versant ? Quels sont les apports respectifs du ruissellement et des nappes souterraines et leur évolution dans le temps ? Quelles sont les interactions entre pluie – végétation – sol – topographie ? Comment intégrer la compréhension locale des mécanismes à l'échelle du bassin versant ? La modélisation hydrologique semi-distribuée à base physique peut fournir des éléments de réponse à ces questions. Elle permet d'analyser les impacts de la variabilité des précipitations sur les stocks et les flux d'eau dans les différents compartiments du cycle de l'eau à l'échelle du bassin versant. Par ailleurs, elle prend en compte le poids et la variabilité spatiale d'autres facteurs tels que la végétation ou le sol. Dans ce travail, nous évaluons la capacité du modèle SWAT à contribuer à la compréhension des écoulements sur le bassin versant du Bani, un des affluents principaux du fleuve Niger dans sa partie amont.

1. Zone d'étude

Le Bani a été choisi d'une part pour les enjeux qu'il représente dans l'alimentation du delta intérieur du Niger, d'autre part pour les données qui y sont disponibles (notamment en matière de chroniques de débit de plusieurs de ses cours d'eau) et enfin parce que les écoulements n'y sont pas perturbés par des ouvrages hydrauliques de grande ampleur. Il constitue donc un espace d'analyse intéressant pour mieux comprendre les effets de la variabilité spatio-temporelle des pluies ainsi que des caractéristiques propres du bassin versant sur les écoulements.

Le Bani draine un bassin de près de 100 000 km² à la station de Douna. Il est situé principalement dans le sud-ouest du Mali mais est alimenté également par l'extrême ouest du Burkina Faso et le nord de la Côte d'Ivoire. Il se déverse dans le delta intérieur du Niger à hauteur de Mopti et contribue fortement à la formation de l'inondation annuelle du delta. Depuis les années 1970, le Bani connaît une crue de moindre ampleur ce qui dégrade les conditions de vie des pêcheurs, des agriculteurs et des éleveurs qui dépendent des inondations annuelles. Plus d'un million de personnes vivent des ressources de ce delta et les équilibres sociaux sont menacés par la baisse de la crue (Servat et al., 1998).

Le module du Bani est de 513 m³.s⁻¹ à Douna. Le régime du cours d'eau est de type tropical à saisons alternées : les hautes eaux s'étendent d'août à novembre, la moyenne mensuelle interannuelle la plus élevée se situe en septembre avec 1 941 m³.s⁻¹ à Douna, le cœur de l'étiage a lieu en mai avec 23 m³.s⁻¹ en moyenne mensuelle interannuelle à Douna (source :

GRDC, mesures de 1922 à 1994). Olivry *et al.* (1993) et Mahé *et al.* (2000) ont mis en évidence une vidange plus précoce et plus rapide des nappes depuis 1970 en lien avec la baisse des précipitations (Olivry *et al.*, 1993; Mahe *et al.*, 2000).

Les précipitations moyennes annuelles sur la période d'étude de 1950 à 2000 présentent un gradient du sud au nord : environ 1 500 mm.an⁻¹ à la station d'Odienné en Côte d'Ivoire au sud et 730 mm.an⁻¹ à la station de San au nord. L'altitude s'échelonne entre 580 m au sud à proximité d'Odienné jusqu'à 267 m à l'exutoire dans le delta intérieur du Niger. La topographie dominante est celle de plateaux avec des reliefs tabulaires armés de cuirasses ferrugineuses et de vallées faiblement encaissées tapissées de limons. L'amont du bassin versant est formé par un socle cristallin et métamorphique et présente des nappes souterraines de faible capacité de stockage car localisées dans les altérites ou générées dans la porosité de fissure. La partie aval est constituée de grès et de dépôts alluviaux de plus large ampleur le long du cours d'eau, les circulations souterraines y sont ainsi beaucoup plus conséquentes (Mahé *et al.*, 1998; Ruelland *et al.*, 2009).



Figure 76 : Le Baoulé, cours amont du Bani



Figure 77 : Puits villageois

2. Données

Les HRU, constituant les unités spatiales du modèle SWAT, nécessitent d'intégrer un modèle numérique de terrain, une carte des sols et une carte d'occupation du sol. A ces données spatialisées sont associées des tables de paramètres renseignant chaque unité spatiale sur ses propriétés. La localisation des stations météorologiques est également nécessaire, y sont associées les tables contenant les chroniques de pluie et de température. La qualité des simulations est fortement conditionnée par la qualité des données entrées à la fois en matière de résolution spatiale et de précision sémantique (Romanowicz *et al.*, 2005).

Météorologie

SWAT fonctionne à un pas de temps quotidien, il nécessite les précipitations, les températures minimales et les températures maximales journalières. Sur une aussi longue période et sur une si grande surface, les postes météorologiques présentent des lacunes de mesure et l'interpolation par la méthode de polygones de Thiessen, implantée dans SWAT, nous est apparue trop simplificatrice car la modélisation semi-distribuée est fortement sensible à la représentation spatiale de cette entrée (Ruelland *et al.*, 2008). Ainsi, pour les pluies, nous avons intégré non pas les stations réelles (Figure 78) mais une grille de stations virtuelles issues d'une interpolation inverse pondérée par la distance au carré. 65 stations ont été mobilisées pour ce traitement. SWAT attribue une station de référence à chaque sous-bassin

versant par la méthode du plus proche voisin entre le centroïde du sous-bassin versant et la station météorologique. L'évapotranspiration potentielle est calculée selon la méthode d'Hargreaves avec SWAT (Hargreaves, Samani, 1985) à partir de chroniques de températures issues de 9 stations.

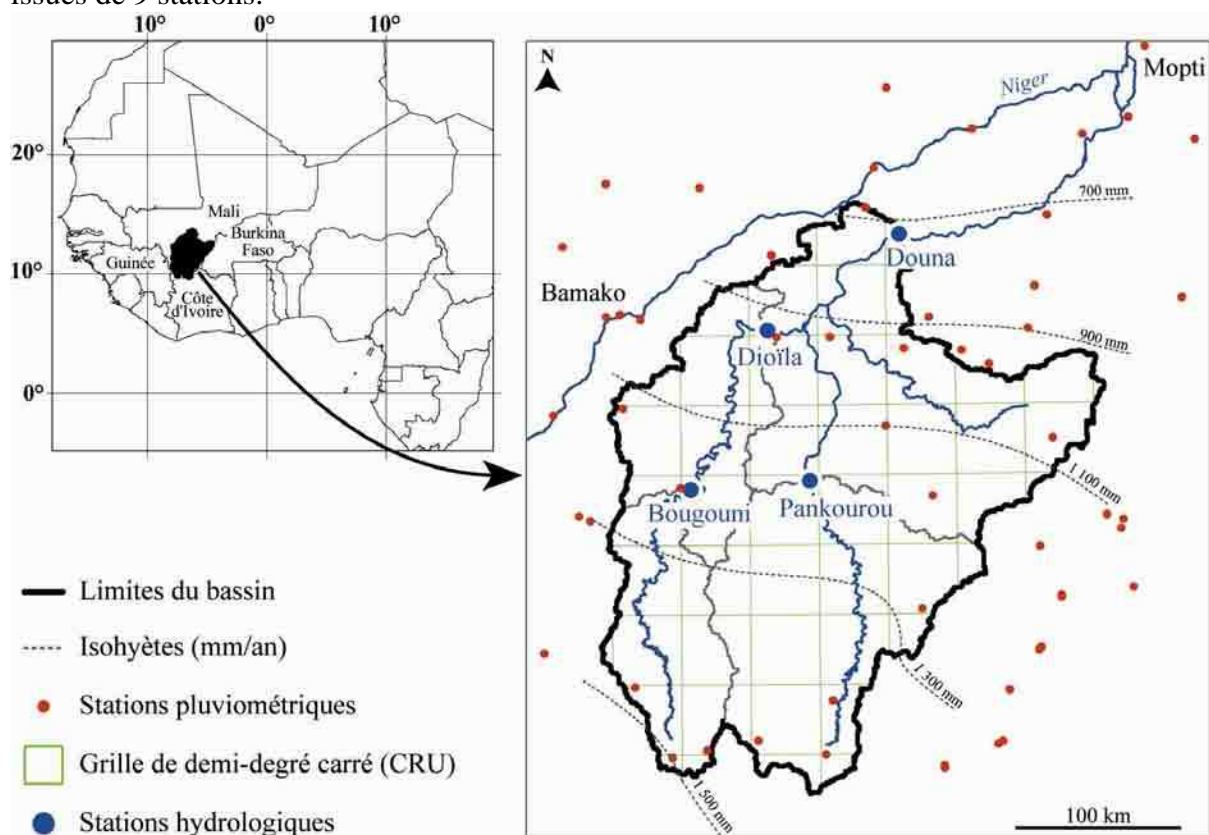


Figure 78 : Localisation du bassin du Bani et stations de mesure (Ruelland et al., 2010)

Sols

Les sols sont spatialisés à partir de la carte des sols au 1:5 000 000 de la FAO (Figure 80). Une telle résolution réduit considérablement la variabilité spatiale de ce facteur déterminant mais aucune autre carte n'est disponible sur l'ensemble de l'étendue du bassin versant. Les unités de sol sont représentées par une structure et une texture type issues d'observations de terrain. Les paramètres hydrologiques de chaque horizon de sol sont déduits de leur texture (Bastet et al., 1998; Laurent, Rossignol, 2004): réserve utile, densité volumique et perméabilité. Ces éléments sont intégrés dans la table associée à la carte des sols. Les principaux sols qui sont représentés sur cette carte s'organisent ainsi du sud vers le nord :

- Acrisols Ferriques : sols argileux avec une faible saturation en bases échangeables, très acides et évolués, généralement présents dans des topographies faiblement ondulées, liés à un climat tropical humide ;
- Luvisols ferriques : sols riches en oxydes de fer et d'aluminium, avec un horizon de surface grossier surmontant un horizon fin, riches en bases échangeables ; généralement présents dans les plaines et plateaux faiblement ondulés ;
- Gleysols : sols présentant un horizon hydromorphe à moins de 50 cm de la surface, fréquemment de texture fine ; ces sols apparaissent dans les fonds de la vallée du Bani à l'aval du bassin ;
- Cambisols eutriques ou ferralliques : sols épais de texture limono-sableuse.

Topographie

Le relief est issu du SRTM30 (Shuttle Radar Topography Mission d'une résolution de 30 secondes d'arc, une seconde d'arc équivalent à 1/3600 de degré, soit 93m à l'équateur). Il est corrigé dans SWAT afin d'éliminer les cuvettes et de construire les chenaux d'écoulement ainsi que les sous-bassins versants. Les sous-bassins ont été choisis à l'amont de différentes stations de mesure des débits. A chaque sous-bassin sont associés des valeurs topographiques tels que le plus long chemin hydraulique ou la pente moyenne.

Occupation du sol – couverts végétaux



Savane arborée à karité, assimilée à une savane arbustive fermée



Sol nu sur cuirasse, assimilé à une steppe



Forêt



Savane arbustive dégradée par l'exploitation pour le charbon de bois



Champ de coton



Agriculteur pratiquant la culture de décrue

Figure 79 : Paysages et couverts végétaux sur le bassin du Bani

L'occupation du sol a été constituée à partir de la carte GLCF (*Global Land Cover Facility*) fournie par l'université du Maryland et établie à partir d'images NOAA-AVHRR acquises entre 1981 et 1994 (Hansen et al., 1998) (Figure 80). La résolution spatiale est de 1 km. Les unités initiales ont été reclassées afin de constituer les unités suivantes : forêts (2,1 % de la surface du bassin), savanes arbustives fermées (75,8 %), savanes arbustives ouvertes (2,1 %), steppes (16,0 %), cultures (3,7 %), eau et zones urbaines.

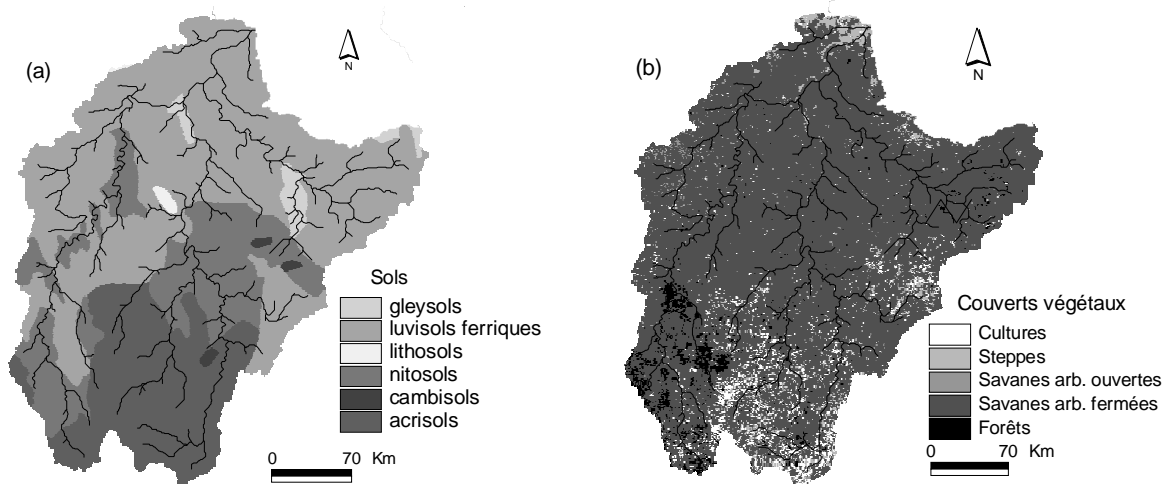


Figure 80 : Entrées spatialisées de SWAT sur le Bani : (a) Sols (source : FAO) ; (b) Couverts végétaux (source : GLCF).

Mesures de débits

En fonction de la quantité et de la qualité des séries chronologiques disponibles, quatre stations de débits (Douna, Dioïla, Bougouni et Pankourou) ont été retenues pour le calage et la validation du modèle (Figure 78). Ces données proviennent des réseaux de mesures des Directions Nationales de l'Hydraulique du Mali et de Côte d'Ivoire.



Figure 81 : Station hydrologique de Bougouni

3. Calage et validation

Le calage du modèle est effectué sur 14 paramètres de nature empirique concernant notamment la capacité des végétaux à extraire l'eau du sol, la dynamique de la nappe souterraine, la rugosité des chenaux et le processus de ruissellement (Tableau 16). Le *Curve Number* de chaque couvert végétal a été également adapté. Les simulations s'étendent de 1950 à 2000. Les deux premières années (1950-1951) sont utilisées pour l'initialisation du modèle. Le calage a été réalisé en référence à la station de Douna sur la période plus sèche des années 1972 à 1992 (moyenne des précipitations à Kankela : 885 mm.an⁻¹). La validation concerne deux périodes : l'une plus humide de 1952 à 1971 (moyenne à Kankela : 1075 mm.an⁻¹), l'autre également sèche de 1993 à 2000 (moyenne à Kankela : 901 mm.an⁻¹). Les critères utilisés pour le calage sont : le coefficient de Nash et le cumul d'écoulement.

Paramètre	Définition	Valeur de calage
ALPHA_BF	Coefficient de tarissement de la nappe souterraine	0,45
GW_DELAY	Délai de recharge de l'aquifère (j)	3
GW_REVAP	Coefficient d'évaporation à partir de la nappe souterraine	0,1
REVAPMN	Seuil d'évaporation à partir de la nappe souterraine (mm)	50
RCHRG_DP	Coefficient de percolation vers la nappe profonde	0,01
GWQMN	Seuil de contribution de la nappe souterraine à l'écoulement en chenal, écoulement de base (mm)	1
SURLAG	Coefficient de délai du ruissellement	2
ESCO	Facteur sol d'évaporation du sol en fonction de la profondeur	0,84
EPCO	Facteur végétal d'évaporation du sol en fonction de la profondeur	0,80
CH_K1	Perméabilité des berges des chenaux secondaires (mm.h ⁻¹)	7
CH_N1	Coefficient de Manning des chenaux secondaires	0,13
CH_K2	Perméabilité des berges des chenaux principaux (mm.h ⁻¹)	7
CH_N1	Coefficient de Manning des chenaux principaux	0,13
ALPHA_BNK	Coefficient de tarissement des berges des cours d'eau	0,3

Tableau 16 : Valeurs des paramètres calés dans SWAT

4. Résultats

Validation spatio-temporelle

Le calage du modèle à Douna de 1972 à 1992 aboutit à un coefficient de Nash de 0,88 indiquant une bonne aptitude du modèle à reproduire les écoulements observés à la station de référence de Douna. La validation sur la période 1952-1971, nettement plus humide, est également satisfaisante à cette station (Nash de 0,81) : la dynamique temporelle est respectée mais le pic de crue est sous-estimé (Figure 82). La validation sur l'autre période sèche des années 1992-2000 produit un coefficient de Nash de 0,91 encore plus élevé que sur la période de calage.

	1972-1992 (période de calage)	1952-1971 (période de validation 1)	1993-2000 (période de validation 2)
Douna	0,88	0,81	0,91
Dioïla	0,71	0,79	0,70
Bougouni	0,79	0,74	0,77
Pankourou	0,84	0,75	0,85

Tableau 17 : Indices de Nash pour les périodes de calage et de validation à la station de calage (Douna) et en d'autres stations

Le modèle calé à Douna donne des résultats globalement satisfaisants sur les sous-bassins amont mesurés (Tableau 17) que ce soit au sud, en zone soudano-guinéenne, ou dans la partie médiane, en zone soudanienne. La production de biomasse simulée par le modèle est proche des moyennes observées dans la zone (Marie et al., 2007) et (<http://greforec.cirad.fr>), ainsi les valeurs (en $\text{tMS}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$) varient selon les années de 1,5 à 1,7 pour les cultures, de 2,7 à 3,2 pour les steppes, de 3,5 à 4,5 pour les savanes arbustives, et de 3,5 à 3,8 pour les forêts.

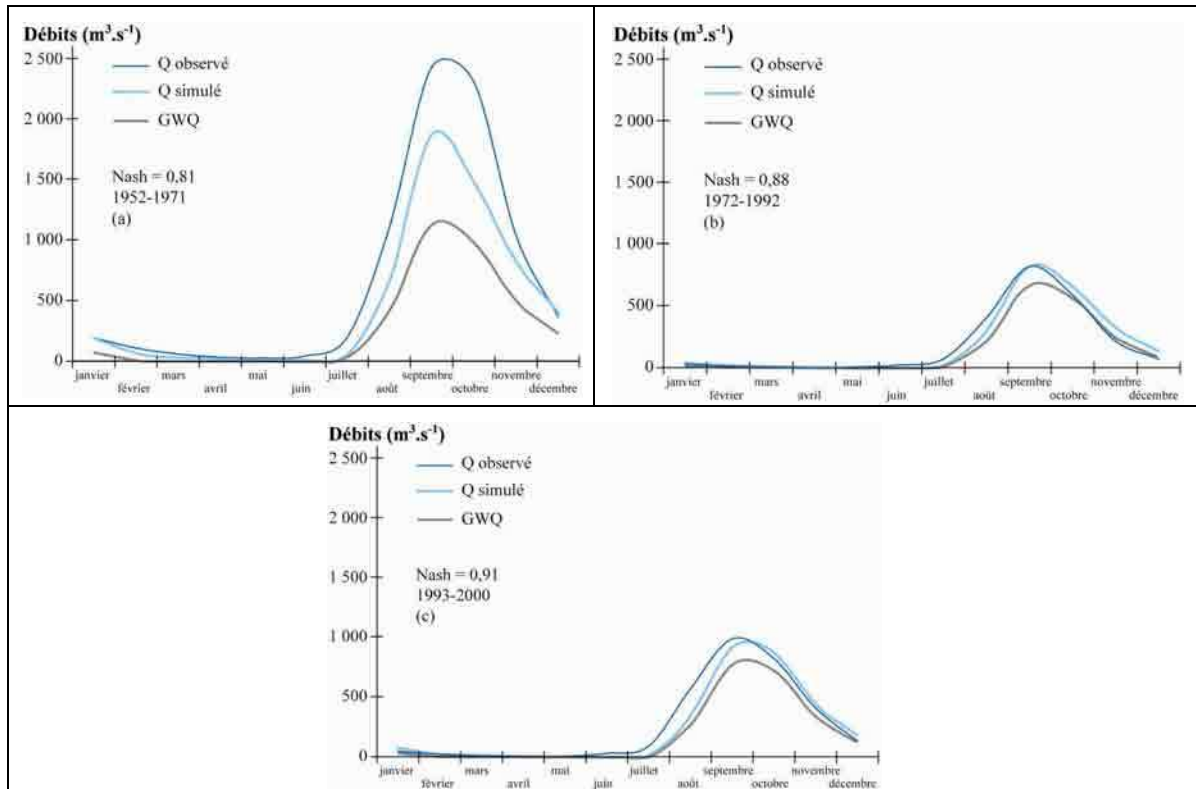


Figure 82 : Moyennes mensuelles des débits mesurés Q_{obs} et simulés Q_{sim} et des débits de base simulés GWQ (générés par les nappes souterraines) à Douna

(a) 1952-1971; (b) 1972 -1992 ; (c) 1993-2000

Sur la période 1952-2000, le taux de contribution du ruissellement à l'écoulement dans les cours d'eau s'établit à 37 %, soit 5 % des précipitations sur l'ensemble du bassin versant. Ces valeurs s'inscrivent dans le domaine des valeurs mesurées en parcelles expérimentales par Roose (1983) dans les années 1955-1975, puisqu'il relevait en milieu de savane arbustive, sur des luvisols et des acrisols ferriques sur granite, des coefficients de ruissellement représentant 0,2 à 3 % des précipitations annuelles sous couvert naturel et de 2 à 45 % sous des cultures.

Interprétation

Le fait que SWAT soit fondé sur une approche à base physique à l'échelle de HRU permet d'évaluer spatialement les dynamiques de l'eau en fonction des caractéristiques des sols et des couverts végétaux. Le coefficient de ruissellement correspond au rapport entre le ruissellement et l'écoulement au sein de chaque HRU. Les portions de bassin représentées du Tableau 18 au Tableau 21 sont celles de Pankourou au sud ($967 \text{ mm}\cdot\text{an}^{-1}$ en moyenne) et celles à l'amont immédiat de Douna ($800 \text{ mm}\cdot\text{an}^{-1}$ en moyenne).

	Cultures (sorgho)	Steppes	Savanes arbustives ouvertes	Savanes arbustives fermées	Forêts
Luvisol ferrique / Nitosol	223	196	163	134	97
Cambisol	217	-	33	20	-
Acrisol	253	232	196	169	116

**Tableau 18 : Lame d'eau écoulee (mm.an⁻¹)
sur le sous bassin de Pankourou, moyenne 1952-2000**

	Cultures (sorgho)	Steppes	Savanes arbustives ouvertes	Savanes arbustives fermées	Forêts
Luvisol ferrique / Nitosol	142	128	79	49	21
Cambisol	-	76	3	2	-
Gleysol	134	113	74	46	-
Lithosol	-	280	280	280	-

**Tableau 19 : Lame d'eau écoulee (mm.an⁻¹)
sur le sous bassin de Douna, moyenne 1952-2000**

	Cultures (sorgho)	Steppes	Savanes arbustives ouvertes	Savanes arbustives fermées	Forêts
Luvisol ferrique / Nitosol	0,63	0,53	0,55	0,46	0,40
Cambisol	0,50	-	0,30	0,15	-
Acrisol	0,57	0,50	0,50	0,47	0,40

**Tableau 20 : Coefficient de ruissellement
sur le sous bassin de Pankourou, moyenne 1952-2000**

	Cultures (sorgho)	Steppes	Savanes arbustives ouvertes	Savanes arbustives fermées	Forêts
Luvisol ferrique / Nitosol	0,67	0,55	0,57	0,43	0,36
Cambisol	-	0,38	0,49	0,23	-
Gleysol	0,96	0,93	0,95	0,92	-
Lithosol	-	0,01	0,03	0,01	-

**Tableau 21 : Coefficient de ruissellement sur le sous bassin de Douna,
moyennes 1952-2000**

Variabilité selon les sols

Du Tableau 18 au Tableau 21, nous observons de nettes différences d'écoulement entre les types de sols présents sur les sous-bassins. Les lithosols produisent des écoulements importants du fait de leur faible réserve utile. Les cambisols présentent, au contraire, une forte réserve utile (160 mm) favorable au stockage de l'eau dans la zone racinaire et donc à son évapotranspiration tandis que les luvisols ferriques, les nitosols et les gleysols produisent des écoulements moindres, principalement du fait de leur réserve utile intermédiaire (80 à 100 mm).

Le coefficient de ruissellement est réduit dans les lithosols en lien avec leur perméabilité et leur faible teneur en argiles. A l'opposé, il est très élevé sur les gleysols quasiment imperméables en profondeur. Les luvisols ferriques et les nitosols présentent des coefficients relativement élevés du fait de leur teneur importante en argile et leur perméabilité intermédiaire. La texture limono-sableuse des cambisols permet une infiltration plus importante ce qui réduit le ruissellement.

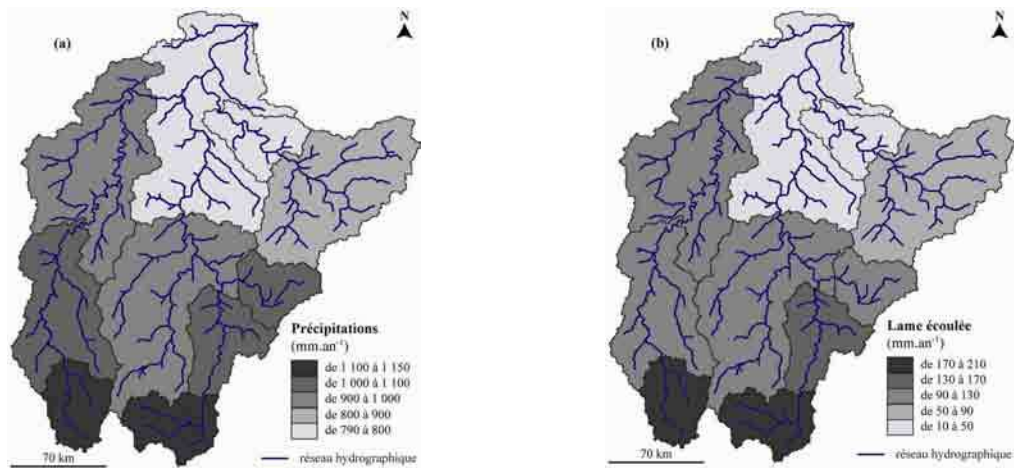


Figure 83 : (a) Précipitations et (b) lame écoulée simulée – moyennes de 1952 à 2000 (en mm.an⁻¹)

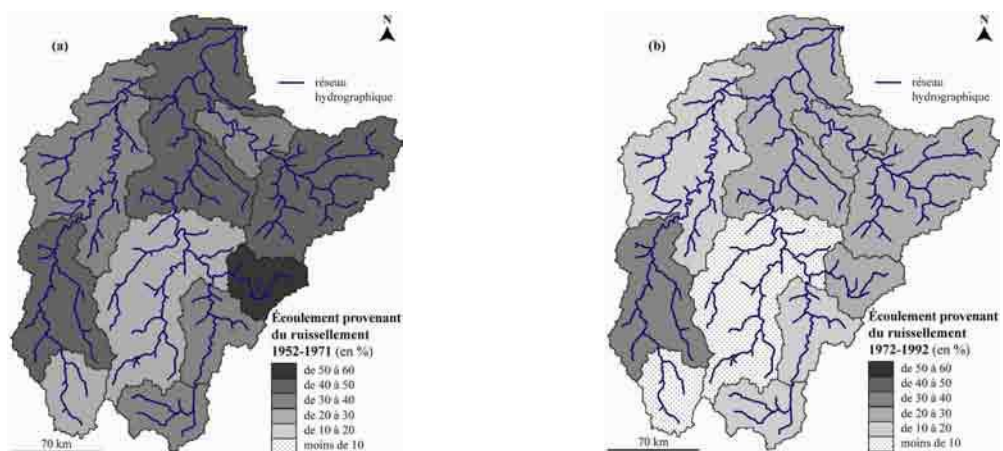


Figure 84 : Estimation de la part de l'écoulement provenant du ruissellement :
(a) moyenne 1952-1971; (b) moyenne 1972 -1992

Variabilité selon les couverts végétaux

L'écoulement varie également fortement selon les couverts végétaux : il est inversement proportionnel à la densité du couvert végétal (du Tableau 18 au Tableau 21). Les cultures laissant le sol nu ou peu couvert une grande partie de l'année réduisent l'évapotranspiration tandis que des couverts végétaux naturels exploitent plus largement le potentiel de rétention en eau du sol, l'écoulement est ainsi largement supérieur dans les espaces cultivés.

Le coefficient de ruissellement varie fortement selon les couverts (Tableau 20 et Tableau 21) : moyen sous forêt, il augmente légèrement sous savane arbustive fermée et plus fortement sous savane arbustive ouverte et dans les steppes pour atteindre son maximum sous les cultures. Ces résultats traduisent la prise en compte de la densité du couvert végétal du sol dans le calcul du ruissellement. Les travaux de Roose (1983) en parcelles expérimentales montraient une différence de ruissellement encore beaucoup plus nette entre couverts naturels et cultures (Roose, 1983).

Variabilité entre portions de bassin versant

La distribution inégale des pluies comme la variabilité spatiale des sols et des couverts végétaux génèrent des différences sensibles en ce qui concerne l'écoulement entre les portions de bassin versant. Selon toute logique, la lame écoulée décroît du sud vers le nord en fonction du gradient de précipitations (Figure 83 b). La contribution relative du ruissellement à

l'écoulement dans les cours d'eau varie également selon les portions de bassin (Figure 84) : à pluviométrie comparable, les bassins produisent des ruissellements différents du fait de la distribution des sols et de la végétation.

Variabilité temporelle de la contribution de ruissellement à l'écoulement

Les simulations présentent un taux d'écoulement provenant du ruissellement plus élevé en période humide qu'en période sèche : 38 % en moyenne de 1952 à 1971 contre 20 % de 1972 à 1992 ou 27 % de 1993 à 2000. Le coefficient de corrélation entre les précipitations annuelles et le ratio annuel d'écoulement provenant du ruissellement s'établit à 0,77 sur l'ensemble de la période 1952-2000. Ces résultats montrent assez logiquement que le ruissellement généré par le modèle est plus sensible à la baisse de la pluviométrie que l'écoulement de base et qu'en année sèche les nappes souterraines contribuent relativement plus à l'écoulement des cours d'eau qu'en année humide, même si l'écoulement de base diminue en valeur absolue. Ce phénomène s'observe également sur les hydrogrammes interannuels simulés moyens (Figure 82).

5. Discussion et conclusion

Les travaux réalisés montrent l'intérêt du modèle semi-distribué SWAT à représenter l'hydrologie d'un grand bassin versant d'Afrique de l'Ouest en zone soudano-sahélienne. Schuol & Abbaspour (2006) ont appliqué le modèle SWAT sur l'ensemble des bassins de la Volta, du Niger et du Sénégal avec une méthode de calage spécifique et ont obtenu des résultats très variables mais globalement faibles quant au coefficient de Nash (Schuol, Abbaspour, 2006). Nous montrons ici sur le Bani que le modèle SWAT reproduit correctement les débits sur une longue période (1952-2000). Il présente une bonne robustesse aux variations climatiques et une transposition spatiale satisfaisante en différentes stations de mesure sur des portions à l'amont du bassin versant.

Il produit de plus des éléments de compréhension des processus en jeu. L'écoulement varie fortement en fonction des précipitations mais aussi, dans une moindre mesure, en fonction des sols et de la végétation. Selon le modèle, ces facteurs déterminent également la contribution spécifique des nappes souterraines et du ruissellement dans le temps et dans l'espace. Ainsi, la contribution du ruissellement à l'écoulement du cours d'eau varie fortement selon les sous bassins. D'un point de vue temporel, la contribution du ruissellement semble diminuer lors des périodes sèches alors que les nappes souterraines assureraient la majeure partie de l'écoulement annuel même si les flux qui en proviennent se réduisent en valeur absolue. Avec le modèle conceptuel HydroStrahler, Ruelland *et al.* (2009) ont évalué par simulation une baisse drastique de l'écoulement de base à partir de 1970, à la fois en valeur absolue, ce qui converge avec nos résultats, mais aussi en valeur relative dans la formation du débit des cours d'eau (Ruelland *et al.*, 2009). Cette divergence peut s'expliquer par les différentes approches de modélisation car l'écoulement de base calculé par les modèles intègre en réalité différents flux : ceux de subsurface, ceux d'écoulements de nappes profondes, ceux du milieu fissuré et ceux du milieu poreux.

SWAT constitue à cette échelle un outil intéressant pour étudier l'effet spatial et temporel de la variabilité du climat. Néanmoins, le réalisme des résultats doit être encore considéré avec prudence car la validation des simulations par HRU ne peut être réalisée faute de mesures suffisantes. Par ailleurs, la carte des sols reste trop grossière pour représenter toute la complexité des impacts du sol sur les écoulements. Enfin, la carte des couverts végétaux identifie les unités présentes durant les années 1980, or les couverts se sont dégradés sur les marges sud et nord du Sahara (voir notamment (Taïbi *et al.*, 2006)).

Nous allons utiliser ce modèle pour simuler les conséquences hydrologiques d'un scénario prospectif de changement climatique sur la période 2031-2042 en utilisant les résultats de la simulation de pluies produits par un autre groupe de travail de RESSAC, à l'aide d'un modèle régional WRF (Weather Regional Forecast). Ce modèle climatique a servi à désagréger au demi degré les sorties du modèle global GCM ARPEGE (2,5°). L'objectif est d'appréhender les évolutions possibles de l'hydrologie de la région en fonction d'une hausse probable des températures et d'une variation plus discutée des précipitations.

Perspectives

Les travaux présentés précédemment ne sont pas clôturés. Je considère qu'ils doivent être prolongés en ce qui concerne la modélisation agro-hydrologique de scénarios agricoles et de scénarios de changements climatiques. Cette méthodologie a l'avantage d'appuyer des démarches prospectives sur une meilleure prise en compte des effets du milieu et des effets des activités humaines sur les systèmes de bassins versants.

Modélisation de scénarios agricoles

La capacité de la modélisation agro-hydrologique en matière de scénarios agricoles mérite d'être poursuivie. D'une part, d'un point de vue méthodologique, le calage du modèle peut être amélioré par des mesures des stocks d'azote et de phosphore dans le sol (reliquats) et la variabilité des pratiques mériterait d'être représentée au-delà de leur association à des entités spatiales de successions culturales, par exemple à l'échelle de sous-bassins, puisque sur un grand bassin les pratiques peuvent s'organiser dans l'espace. D'autre part, la modélisation agro-hydrologique est à poursuivre pour répondre aux enjeux soulevés par les évolutions de l'agriculture française. Il est en effet nécessaire d'anticiper sur les conséquences des futurs changements de pratiques agricoles (voire de systèmes de production) sur la qualité de l'eau. Trop d'a priori sur les bénéfices escomptés des changements agricoles risquent de conduire à de mauvais choix ou à des manques de persévérance dans les efforts de rétablissement de la qualité de l'eau, soit parce que les relations de cause à effet seront mal prises en compte, soit parce que ces relations s'inscriront sur un temps plus long difficilement perceptible sans modélisation temporelle. Certes, la modélisation ne produit pas de résultats infaillibles, comme nous l'avons vu, mais elle peut réduire les marges d'incertitude et mieux représenter la dynamique des processus en jeu.

La France de l'Ouest est une zone aux enjeux importants. Je poursuis mes travaux sur le bassin du Rochereau dans ce cadre, mais il serait également opportun d'étudier un hydrosystème dans une autre zone d'agriculture intensive, je pense tout particulièrement au bassin du Paraná 3, à l'amont d'Itaipu, où nous avons des échanges avec un chercheur de l'UNILA, Glaucio Roloff, spécialiste en modélisation hydrologique, et avec le président d'une organisation d'agriculture durable, Ivo Mello.

Modélisation de scénarios de changement climatique

La modélisation agro-hydrologique offre par ailleurs un moyen de traiter des conséquences du changement climatique sur les interactions sol-plante et sur les processus de transfert d'eau, d'azote et de phosphore. L'accroissement de l'évapotranspiration potentielle, la modification du régime des précipitations, soulèvent des questions cruciales sur la productivité agricole et les ressources en eau, mais aura aussi sur l'évolution des flux de polluants qui en résulteront. La sensibilité des bassins versants à une variabilité des entrées climatiques est hétérogène, en fonction des sols et des couverts végétaux, ce qui nécessite des approches intégrant la variabilité spatiale de ces facteurs. Sur le bassin du Bani, nous continuons de travailler sur l'exploitation d'autres scénarios de changement climatique afin de les intégrer dans le modèle SWAT. Ceci permettra de mettre en évidence les tendances des conséquences hydrologiques du changement climatique en zone soudano-sahélienne. Ce travail est réalisé avec Pascal Roucou et Nicolas Vigaud (climatologues à l'université de Bourgogne) et avec Denis Ruelland (géomaticien à HSM). Je pense qu'il serait par ailleurs pertinent de travailler cette question sur un bassin versant français qui est ou a été l'objet de simulations de changement des pratiques agricoles.

De nouvelles perspectives s'ouvrent par ailleurs en lien avec les thèmes, les espaces et les chercheurs avec qui j'ai travaillé jusqu'à présent. Ils s'inscrivent dans deux champs thématiques : la séquestration du carbone par l'agriculture dans le biome de la forêt tropicale humide au Brésil et les services écologiques dans le biome de la Pampa.

1. La séquestration du carbone par l'agriculture

L'agriculture et l'élevage sont à l'origine d'une part importante des émissions de gaz à effet de serre. Ainsi, un cinquième des 356±85 milliards teC d'émissions mondiales de gaz à effet de serre depuis 1750 sont attribués à la minéralisation de la matière organique des sols (Lal, 2003). Les changements d'occupation du sol (déforestation, conversion des prairies en cultures) et le travail du sol sont les principaux responsables de la minéralisation. Inversement, il est estimé que le potentiel de séquestration du carbone et de restauration des sols dégradés par des systèmes de conservation des sols s'élèverait entre 30 à 60 milliards teC au niveau mondial pour les 50 ans à venir (Lal, 2004). L'enrichissement en matière organique, généralement observé dans les sols non labourés, constitue une forme de séquestration du carbone (FAO, 2001; Corsi et al., 2012). Les flux mesurés sont de l'ordre de 0,2 à 0,5 t equC.ha⁻¹.an⁻¹ (Halvorson et al., 2002; Bayer et al., 2006; Lafond et al., 2011) mais peuvent être accrus avec des systèmes plus performants. L'agriculture peut donc participer de façon importante à l'atténuation du changement climatique, si elle s'oriente vers de nouvelles pratiques : l'abandon du labour, la couverture du sol et des rotations diversifiées. Le piégeage du carbone dans les sols agricoles sert par ailleurs à d'autres fins, comme la réduction de l'érosion, le recyclage des nutriments, la biodiversité, voire des gains de rendements en zone tropicale.

Comme nous l'avons vu, des agriculteurs, avec l'appui des instituts de recherche, des pouvoirs publics ou du secteur privé, innovent depuis plusieurs années vers des systèmes plus durables alliant une meilleure productivité à des impacts bénéfiques sur l'environnement. Dans l'ouest de la France, par exemple les systèmes fourragers économes en intrants ont des besoins plus limités en engrais minéraux à la source d'émission d'oxydes nitreux et reposent sur des prairies fixatrices de carbone. L'agriculture de conservation, que nous avons étudiée auparavant, commence à être pratiquée en France mais est surtout développée aux Etats-Unis, au Canada, au Brésil, en Argentine et au Paraguay. Elle a pour principe de maintenir un niveau élevé de matière organique dans le sol et peut ainsi contribuer à la lutte contre le changement climatique (Corsi et al., 2012).

Nous souhaitons conduire nos recherches sur la question de l'atténuation du changement climatique par l'agriculture, en portant notre attention sur l'agriculture de conservation. D'autres systèmes et pratiques peuvent séquestrer du carbone, mais nous choisissons d'étudier ce système à la fois parce qu'il propose d'appuyer la production agricole sur un meilleur respect du fonctionnement du sol et parce qu'il prend une ampleur importante dans certains pays du fait de l'amélioration de la productivité qu'il génère (FAO, 2001).

Contexte bibliographique sur la séquestration du carbone par l'agriculture de conservation au Brésil

L'agriculture est une source d'émission de gaz à effet de serre, mais elle peut devenir un puits lorsque le système de production s'appuie sur le respect de l'activité biologique du sol et du cycle naturel du carbone et des nutriments. L'absence de labour est nécessaire au bon fonctionnement du sol, néanmoins, comme nous l'avons vu précédemment, sous le vocable semis direct ou non-labour se cachent de multiples pratiques qui peuvent s'éloigner fortement du système optimisé d'un point de vue agronomique et écologique (le semis direct sur couverture végétale permanente – SCV – pouvant constituer une référence). Baker a ainsi

remis en cause la séquestration du carbone en semis direct du fait de l'existence de systèmes de non-labour sans couverture permanente du sol (Baker et al., 2007). Pourtant, il y a plus de 25 ans, Derpsch et al. insistaient déjà sur l'importance des couverts végétaux dans la performance du semis direct dans le sud du Brésil (Derpsch et al., 1986). Dans une méta-analyse sur les flux de carbone associés au non labour, Luo et al. (2010) concluent que c'est la biomasse produite qui détermine la séquestration du carbone entre les différents systèmes de non-labour.

Pour ce qui est des biomes représentés au Brésil, l'intérêt environnemental a été étudié dans différents travaux. Dans les zones cultivées des Cerrados et de l'Amazonie, la monoculture domine. La transformation des forêts et des savanes en cultures avec travail du sol se traduit par des émissions de gaz à effet de serre, les émissions se poursuivent après plus d'une dizaine d'années de mise en culture (Zinn et al., 2005; Carvalho et al., 2010). Ainsi, Ogle et al. ont estimé que la transformation d'une forêt tropicale humide en cultures avec labour générerait une disparition moyenne de 42 % de la matière organique du sol (Ogle et al., 2005). Martins et al. ont mesuré une perte de 28 % de matière organique après 5 ans de déforestation et de mise en culture avec labour en Amazonie (Martins et al., 1991). Dans les Cerrados (avec près de 200 millions d'hectares, ce biome constitue l'une des grandes zones de l'expansion agricole du Brésil), les émissions de carbone ont été évaluées sur les 5 ans qui suivent la mise en culture, pour un sol travaillé en monoculture de soja ou de coton, entre 0,25 et 1,40 $\text{teC}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ en fonction des conditions pédoclimatiques (Séguy, Bouzinac, 2006).



Figure 85 : Champ de soja après récolte sur un front pionnier d'Amazonie (Santarem)

Les flux peuvent s'inverser en non-labour. Ainsi, la séquestration du carbone par le non-labour dans les Cerrados est estimée en moyenne à $0,3 \text{ teC}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour des oxisols sablo-argilo-limoneux et de $0,6 \text{ teC}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour des oxisols argileux (Bayer et al., 2006). Sur des sites observés depuis 20 ans dans les Cerrados et l'Amazonie, Maia et al. (2010) ont mesuré que la transformation de la savane en cultures en semis direct avec deux récoltes annuelles conduisait à une séquestration accrue du carbone avec un taux de $1,08 \text{ teC}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ (qu'ils expliquent aussi par une augmentation de la fertilité grâce aux apports de chaux et d'engrais) ;

la conversion de la forêt avec le même système n'entraînait pas de perte significative de matière organique (Maia et al., 2010). Le développement de systèmes intégrant les cultures et l'élevage avec une rotation des plantes fourragères et des cultures en semis direct serait particulièrement efficace selon les travaux de (Carvalho et al., 2010) qui révèlent des taux de séquestration de $1,3 \text{ teC} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ pour des Oxisols en système intégré de rotation de prairies temporaires et de cultures, en semis direct. Le semis direct sur couverture végétale permanente expérimenté par le Cirad dans les Cerrados s'appuie sur une succession intégrant une ou deux cultures commerciales et une « biomasse de couverture » (mil ou sorgho associé à *Brachiaria ruziziensis*, *Eleusine coracana* qui sont des espèces fourragères à croissance active en saison sèche) ; ce système reconstitue la matière organique du sol à des taux voisins ou supérieurs à ceux de l'écosystème originel. La séquestration annuelle de carbone sur les 3 à 5 premières années, s'établit entre $0,83$ à $1,50 \text{ teC} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ dans l'horizon 0-10 cm, et atteint $1,40$ à $1,80 \text{ teC} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ dans l'horizon 10-20 cm (Séguy, Bouzinac, 2006). Avec un système similaire, en condition plus sèche et donc avec une moindre production de biomasse, Scopel et al. ont mesuré un enrichissement du sol en carbone de $0,75 \text{ teC} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ dans l'horizon 0-20 cm (Scopel et al., 2005).

Dans le sud du Brésil, au sein du biome de la Mata Atlantica subtropicale, toujours pour des Oxisols, Calegari et al. ont mesuré des propriétés du sol (dont les teneurs en matière organique) similaires entre une forêt native et des champs gérés depuis 19 ans en agriculture de conservation (non-labour et couvert végétal en inter-culture). Dans les parcelles mesurées, la séquestration du carbone s'élève à $1,2 \text{ teC} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ ce qui indique une forte capacité du système à piéger le carbone et à assurer une activité biologique importante (Calegari et al., 2008). Dans le même biome, d'autres auteurs montrent également un piégeage du carbone sur le long terme (Cavaliere et al., 2009). Sisti et al. ont comparé différents systèmes de non-labour dans cette région : le stock de carbone dans le sol augmente seulement lorsqu'un couvert végétal est intégré alors que sans ce couvert, il est équivalent à un sol labouré (Sisti et al., 2004).

Dans le biome de la Pampa, des analyses convergent avec certaines conclusions précédentes. Pour des sols sableux, le non labour est responsable de teneurs en matière organique plus élevées que pour des cultures avec labour, mais les types de rotations sont également déterminantes : les successions intégrant des prairie temporaires et des cultures accroissent les teneurs en matière organique (Diaz-Zorita et al., 2002). Dominguez et al. ont ainsi montré dans la Pampa argentine que le semis direct, s'il n'est pas associé au couvert végétal permanent et à des rotations, conduit à un appauvrissement de la macrofaune du sol et altère la décomposition de la matière organique, comparativement à une prairie native. L'emploi systématique des herbicides serait en partie responsable de la dégradation de la vie du sol (Dominguez et al., 2010).

Problématique

La séquestration du carbone par l'agriculture est une voie importante d'atténuation du changement climatique. Cette fonction nouvelle est revendiquée par certains réseaux qui défendent des systèmes alternatifs à l'agriculture dite conventionnelle. Dans différents pays du monde, l'agriculture de conservation (nommée agroécologie par certains de ses défenseurs) l'inscrit parmi ses objectifs. En France, d'autres réseaux défendent aussi ce rôle (ADEAS-CIVAM).

Les services écologiques offerts par le semis direct commencent à être reconnus par les politiques publiques, au Brésil (programme fédéral *Agricultura Baixo Carbono* et programmes locaux à l'échelle de bassins versant), ainsi qu'au Canada (compensations carbone des surfaces en non labour en Alberta). La FAO soutient par ailleurs fortement la

diffusion de ces techniques pour l'agriculture familiale dans les pays du Sud (FAO, 2001). En Afrique sub-saharienne et en Asie du sud, l'agriculture de conservation se diffuse peu notamment du fait des barrières techniques (maîtrise des adventices et matériels de semis) mais aussi pour des raisons culturelles et socio-économiques qui mériteraient d'être analysées. L'absence ou l'insuffisance de mulch et de couvert végétal réduisent fortement l'efficacité du non-labour et s'expliquent en agriculture familiale en zone tropicale par le fait que les résidus servent comme source d'énergie à la cuisine et comme fourrage du bétail (Lal, 2007). Cependant ce système a montré son intérêt pour l'agriculture familiale au Cameroun et au Cambodge et se diffuse au-delà des parcelles expérimentales (travaux de Florent Tivet, Cirad). Au Brésil, le système se développe que ce soit dans les petites ou les grandes exploitations.

Mais, comme nous l'avons vu, il y a une forte diversité des pratiques avec des conséquences environnementales très variables, notamment en matière de séquestration du carbone. L'enjeu est aujourd'hui de mieux évaluer les services écologiques offerts par les systèmes qui visent à respecter au mieux le fonctionnement naturel du sol. Le semis direct sur couverture végétale permanente tel qu'il a été expérimenté et développé dans les régions tropicales (Séguy, Bouzinac, 2006) et tempérées présente de nombreux intérêts en matière de durabilité. La caractérisation de la séquestration du carbone et des variables qui la déterminent dans ce système permettrait de mieux mettre en évidence son potentiel pour contribuer à la lutte contre le changement climatique. Quels sont les flux de carbone en fonction des variables de sol, de climat et de pratiques agricoles ? Quels sont les processus en jeu ? Quelle dynamique sur le moyen terme (la séquestration n'est pas continue, elle évolue au cours du temps) ? Bien entendu nous ne pourrions répondre à ces questions qu'avec un partenariat avec des agronomes.

La diffusion du semis direct soulève également de nombreuses questions sur les dynamiques territoriales impulsées et la reconnaissance des bénéficiaires en matière de séquestration du carbone par les pouvoirs publics. Sur une espace d'étude de l'ordre de quelques centaines à quelques milliers de km², il s'agirait d'identifier les logiques qui animent les producteurs, leurs motivations et leurs difficultés. Quels sont les réseaux dans lesquels ils s'insèrent ? Les soutiens dont ils disposent pour développer ces systèmes ? En quoi les grands et les petits producteurs se différencient dans la réalisation de ces systèmes ? En parallèle, il paraît pertinent d'analyser les stratégies « supra-territoriales » qui soutiennent le semis direct du fait d'organisations publiques ou privées agissant au niveau régional ou national. Au Brésil, l'Etat fédéral intervient directement (programme *Agricultura Baixo Carbono*) ou indirectement (pour la stabilisation des fronts pionniers, l'intensification des systèmes, la récupération des pâturages dégradés par exemple). Les Etats fédérés ont également leurs propres politiques de soutien. Les sociétés d'agrofourmiture (commercialisant les herbicides, les semences, le matériel, etc.) sont très puissantes dans le domaine de l'agrobusiness et ont une forte influence sur les pratiques mises en œuvre par les producteurs. D'autres acteurs interviennent également : des coopératives, des associations de producteurs, des ONG de développement agricole ou de protection de l'environnement, des organisations internationales (FAO) et des instituts de recherche (réalisant des expérimentations et accompagnant les producteurs).

Espaces d'étude

Comme nous l'avons vu, le Brésil est l'un de ses « berceaux » principaux et un pays où elle couvre de grandes surfaces (25,5 millions d'ha en 2005/06 selon la FEBRAPDP, elle s'établirait en 2011 à 35 millions d'ha). Les Cerrados, l'Amazonie, comme le Sud du pays sont des espaces de forte diffusion du semis direct et des systèmes sur couverture végétale permanente y sont conduits depuis de nombreuses années.

Notre espace d'analyse sera en Amazonie brésilienne. L'Embrapa d'Amazonie orientale et l'université fédérale rurale d'Amazonie testent et diffusent un système alternatif au brûlis au moyen d'une jachère d'espèces ligneuses de légumineuses broyées, alternant avec des cultures en semis direct sur le mulch issu de ce broyage. Ils montrent que ce système permet une exploitation durable des sols en agriculture familiale sans recours aux fertilisants minéraux, ni aux pesticides, tout en obtenant des rendements plus élevés qu'en culture conventionnelle (Denich et al., 2004; Denich et al., 2005). Les émissions de gaz à effet de serre dans ce type de système sont 5 fois moins élevées qu'en culture sur brûlis (Davidson et al., 2008; Rangel-Vasconcelos et al., 2009). Dans les grandes exploitations mécanisées, le SCV est un moyen d'exploiter les terres en réduisant leur érosion et de piéger du carbone. Ces approches offrent ainsi une alternative à la déforestation en fixant les producteurs, en accroissant la productivité des terres avec peu d'intrants et en réhabilitant les pâturages dégradés. Ce qui renforce encore leur intérêt vis-à-vis de la question des émissions de gaz à effet de serre.

Nous nous orientons vers un espace d'étude de quelques *municípios* où nous pourrions enquêter des producteurs (petits et grands, les systèmes différant selon les capacités d'investissement, le type de production et les savoir faire), des acteurs locaux et mesurer la diffusion spatiale du semis direct. Nous enquêterons par ailleurs les acteurs régionaux ou nationaux cités précédemment.

Partenaires et cadre de la recherche

Ces recherches s'articuleront au sein de l'UMR ESO avec celles conduites par d'autres collègues sur les puits de carbone. Nous avons été retenus en mai 2012 dans le cadre de l'appel à projets exploratoires du CNRS – Mission interdisciplinarité sur les inégalités écologiques. Le projet exploratoire s'intéresse aux territoires de réduction des émissions de gaz à effet de serre, avec trois volets : déchets, forêt et agriculture. Il est piloté par Cyria Emelianoff. Le projet exploratoire consiste à préparer un projet plus vaste, du type projet ANR.

La caractérisation de la séquestration du carbone et des facteurs la déterminant dans des systèmes de semis direct sera réalisée par des agronomes. Nous construisons dans ce sens le projet avec un chercheur du Cirad (Florent Tivet). Lucien Séguy y contribuera également : il est le concepteur du système de semis direct sur couverture végétale permanente ; auparavant chercheur au Cirad, il est à présent consultant auprès de l'IMA (Institut de recherches sur le Coton du Mato Grosso) et enseigne à l'Université Fédérale de Ponta Grossa (berceau du semis direct au Paraná) avec João Carlos Moraes de Sà. Ivo Mello, le président de l'association de semis direct sur couverture végétale du Brésil (FEBRAPDP) participe à la conception du projet et collaborera aux travaux. Nous envisageons également un partenariat avec les chercheurs de l'Embrapa de l'Amazonie orientale qui travaillent sur l'agriculture familiale. Amir Kassam et Théodore Friedrich de la FAO, avec qui nous avons collaboré (Kassam et al., 2012; Kassam et al., 2012), seront associés à nos réflexions en tant que spécialistes de l'agriculture de conservation et des services écologiques en agriculture.

2. Les services écologiques dans le biome de la Pampa

La Pampa est une région traditionnelle d'élevage bovin extensif et de production de riz. Mais elle connaît depuis quelques décennies de profondes mutations : élevages hors-sol, extension du riz dans les fonds alluviaux, plantations d'eucalyptus pour la pâte papier et implantation de la viticulture. Ces transformations affectent les sociétés rurales ainsi que l'environnement. L'évolution des espaces ruraux de la Pampa soulève la question de la durabilité du développement agricole de la région : les ressources fournies par le milieu naturel peuvent

être menacées par certaines activités alors qu'elles sont nécessaires à la productivité (notion de services écologiques).

L'enjeu pour l'agriculture dans la Pampa (comme d'autres espaces) est de protéger et d'utiliser au mieux les services écologiques afin :

- de maintenir voire de renforcer la productivité des sols tout en réduisant l'usage de fertilisants minéraux grâce à l'activité biologique : l'introduction des légumineuses dans les successions permet de fixer l'azote atmosphérique ; certaines plantes ont des racines profondes qui remontent des nutriments vers la surface par l'effet de « pompe biologique » (Séguy, Bouzinac, 2006) ; la matière organique accroît la fertilité du sol en augmentant la capacité d'échange cationique (Saultner, 1989) ;
- de bénéficier de la biodiversité pour la pollinisation et pour les auxiliaires en réduisant ainsi l'usage des pesticides ;
- de bénéficier de la capacité de la forêt rivulaire à épurer les eaux de versants et à maintenir ainsi la qualité de l'eau des cours d'eau ;
- de préserver la quantité disponible de ressources en eau nécessaires à la riziculture (le Rio Grande do Sul est le premier Etat dans la production de riz au Brésil) et bien sûr à l'alimentation humaine (Laurent et al., 2009).

Contexte bibliographique sur les services écologiques

La reconnaissance des services écologiques dans le renforcement de la productivité des exploitations offre de nouvelles perspectives à l'agriculture et à la société. Des systèmes de production intégrant mieux les services écologiques contribuent à la protection de la qualité des ressources du territoire, tout en économisant des intrants et en augmentant la productivité du système (Zinn et al., 2005; Carvalho et al., 2010; Kassam et al., 2012).

La notion de service écologique est à la fois du ressort de l'environnement et de la société, puisqu'elle pose les questions de savoir : qui utilise les « services » ? A quelles fins ? Il y a de multiples usagers des services écologiques. Les usagers de l'espace et de ses ressources étant hétérogènes, ils ont différentes perceptions et différents intérêts, ce qui peut entraîner des conflits dans le contrôle et l'appropriation des services écologiques. Selon la méthodologie de développée par D. Cáceres et E. Tapella dans le Chaco (Université de Córdoba, Argentine), il apparaît pertinent d'identifier : Quels sont les services écologiques reconnus par la population d'une zone géographique ? Quels bénéfices tirent-ils de chaque milieu ? La priorisation des services écologiques diffère selon les agriculteurs, notamment entre grands propriétaires et petits exploitants, il est important de distinguer les différences de hiérarchie des services écologiques entre les groupes sociaux et de connaître comment ils sont intégrés dans leurs stratégies.

Les services écologiques ont été étudiés dans la Pampa argentine par (Barral, Maceira, 2012) qui ont identifié sept services écologiques principaux dans l'espace agricole, étudié leur variation en conséquence d'un changement d'occupation du sol et cartographié les zones prioritaires pour une conservation des écosystèmes sans nuire significativement à la production agricole. Les services écologiques sont : la production de biens (grains, produits animaux, bois), la séquestration du carbone, la protection des sols contre l'érosion, la production et la purification de l'eau, la régulation des inondations, la conservation de la biodiversité et la neutralisation de polluants par la biomasse. Leur approche constitue une aide à la planification de l'occupation du sol, dans une approche coût / bénéfices.

De Faccio Carvalho et Batello ont analysé les impacts des politiques incitatives concernant l'élevage sur le biome de la Pampa (de Faccio Carvalho, Batello, 2009) en montrant que les

logiques actuelles de production dégradent les écosystèmes par le surpâturage et la disparition des espèces natives au profit des cultures de grains et de fourrages. Ils plaident pour une orientation des politiques agricoles en faveur d'un respect du milieu pour garantir la multifonctionnalité des prairies naturelles.

Dans la Pampa argentine, Gavier-Pizarro et al. ont travaillé sur les services écologiques apportés par les oiseaux à la production agricole (Gavier-Pizarro et al., 2012) : pollinisation, dispersion des semences, contrôle de certains ennemis des cultures, recyclage de déchets comme des cadavres animaux par les charognards... Ils mettent en évidence une régression des écosystèmes abritant les oiseaux dans la Pampa du fait de l'intensification et de l'extension des surfaces cultivées.

Toujours dans le même biome, Caride et al. ont montré que l'agriculture intensive altère profondément le cycle du carbone (Caride et al., 2012), en effectuant des bilans carbone à l'échelle régionale à partir de la télédétection. Bernardos et al. ont étudié l'impact du travail du sol et d'autres pratiques agricoles sur l'érosion, les dynamiques de nutriments et les processus hydrologiques dans la Pampa au moyen d'une modélisation couvrant le 20^{ème} siècle (Bernardos et al., 2001). Ghersa et al. ont évalué la durabilité écologique d'exploitations dans la Pampa en fonction de différents critères et montré ainsi une grande variabilité des impacts en fonction des pratiques (Ghersa et al., 2002). Au moyen d'une analyse multicritère avec une SIG, Cisneros et al. ont estimé les impacts de l'intensification agricole sur l'érosion et l'hydrologie et ont simulé des pratiques qui permettraient de mieux respecter les attentes économiques, sociales et environnementales sur un bassin versant de la Pampa argentine (Cisneros et al., 2011). Les systèmes de production basés sur le non-labour, largement diffusés dans la Pampa, ont été analysés au regard des intérêts environnementaux qu'ils présentent par (Alvarez, Steinbach, 2009) : les auteurs montrent que le semis direct préserve mieux les services écologiques des sols : une moindre érosivité et une meilleure infiltration de l'eau (infiltration doublée comparativement à des sols labourés), ce qui réduit le stress hydrique des cultures.

Sur la question plus spécifique des herbicides, Rodriguez et Jacobo ont montré l'évolution de populations végétales de la Pampa lors de l'usage de glyphosate (Rodriguez, Jacobo, 2010). Le glyphosate est notamment préconisé en fin d'été pour favoriser de nouvelles pousses favorables à la production de pâturage en hiver. Cette pratique provoque la disparition des espèces natives pérennes ce qui nuit à la conservation des écosystèmes et au cycle de l'eau.

Problématique

Les services écologiques sont diversement reconnus et utilisés par les agriculteurs. Certains les lient fortement à leur activité parce qu'ils considèrent que les services écologiques renforcent la productivité de leur système (comme nous l'avons vu avec l'agriculture de conservation, mais aussi l'agriculture biologique qui se développe dans la région), d'autres agriculteurs, s'inscrivant dans des systèmes plus conventionnels, en préservent plus ou moins sciemment.

Il paraît pertinent de mieux identifier les services écologiques offerts par les différents écosystèmes du biome de la Pampa au Brésil. Il serait alors nécessaire de différencier ces écosystèmes entre les prairies natives, les forêts galerie, les forêts de versants rocheux (buttes gréseuses ou basaltiques), les espaces cultivés. Chaque écosystème rend des services écologiques multiples mais leurs perceptions varient. La population agricole étant hétérogène (grands propriétaires, exploitants familiaux, assentamentos...), il paraît important de savoir quelles sont perceptions qu'en ont les différents groupes ? Quels bénéfices tirent-ils de chaque milieu ? Comment les valorisent-ils ? Avec quelles stratégies ? Leurs usages entraînent-ils des conflits ? L'évolution passée et actuelle des systèmes de production s'est traduite par quelles

évolutions dans la gestion des services écologiques ? Les politiques publiques de développement agricole et de préservation de l'environnement ont quel poids dans ces évolutions ? Sont-elles en adéquation avec les perceptions des agriculteurs ?

Espaces d'étude

L'espace d'analyse sera l'ouest du Rio Grande do Sul, espace drainé en partie par le rio Ibicuí (que nous avons étudié en matière de ressource en eau lors d'un précédent projet). Des entretiens seront réalisés à l'échelle de quelques *municípios* représentatifs (comme São Francisco d'Assis ou Manoel Vianna).

Partenaires et cadre de la recherche

La recherche s'intégrera dans un projet sur la construction de la qualité dans les productions agricoles de la Pampa qui est un prolongement du projet CAPES-COFECUB réalisé en 2007-2010. Le projet associe les géographes de l'UFRGS (Roberto Verdum, Rosa Vieira Medeiros, Louis Robaina et Laurindo Guasselli), l'Université Fédérale de Santa Maria (Guillaume Leturcq), l'UFPB (Pedro Vianna) et ESO (Jeannine Corbonnois et Frédéric Fortunel). Je travaillerai pour ma part la partie concernant les services écologiques.



Butte gréseuse et champs de riz dans la pampa brésilienne

Conclusion

La hausse de la demande en denrées alimentaires, l'évolution des modes de consommation des pays émergents vers des produits carnés et laitiers et le développement des agrocarburants génèrent une extension des surfaces agricoles de par le monde et une intensification des systèmes de production. Mais, une grande partie des terres arables sont aujourd'hui cultivées ou pâturées et les espaces naturels sont heureusement protégés. De plus, les intrants, l'une des clefs de l'intensification de la seconde moitié du 20^{ème} siècle, présentent des coûts de plus en plus élevés soit parce qu'ils dépendent du pétrole (engrais azotés de synthèse), soit parce qu'ils exploitent des ressources minières de moins en moins accessibles (phosphore). Le modèle actuel va donc devoir nécessairement évoluer face à la disponibilité décroissante de ces moyens de production. Par ailleurs, l'agriculture par son emprise spatiale, par les modifications qu'elle génère à la surface du sol et par les éléments organiques et minéraux qu'elle y introduit, altère les cycles de l'eau, du carbone et de l'azote, de l'échelle locale à l'échelle globale. Ces transformations induisent de multiples risques sur la santé humaine, sur les espaces aquatiques, sur la biodiversité et sur la productivité agricole (érosion et dégradation des sols). L'enjeu pour l'agriculture est donc à présent de « produire plus avec moins » tout en respectant les ressources en eau, en conservant la biodiversité et en limitant les émissions de gaz à effet de serre (Griffon, 2010).

Ce contexte a déterminé mon parcours, comme cela a dû apparaître dans cette synthèse. J'ai cherché à représenter les interactions entre le sol, les végétaux et le climat et leurs impacts sur l'eau à l'échelle de bassins versants au moyen des Systèmes d'Information Géographique puis de la modélisation agro-hydrologique distribuée. Si les processus bio-physiques sont analysés par les agronomes et les hydrologues à l'échelle de la parcelle ou du petit bassin versant expérimental, les approches sur de plus vastes espaces sont plus rares et nécessitent des compromis entre la représentation des processus et l'adaptation à la disponibilité des données. La méthode adoptée à l'échelle de bassins versants de plusieurs centaines à plusieurs milliers de km², offre une certaine compréhension des facteurs déterminants qui peut être partagée avec les acteurs de la gestion de l'eau et des représentants agricoles. Certes, comme nous l'avons vu sur les différentes zones tests, des améliorations seraient nécessaires en matière de conception du modèle, de calage et de validation des paramètres, mais le poids du milieu (variabilité spatiale des sols, de la topographie et variabilité spatio-temporelle du climat) et celui des activités humaines sont mieux identifiés grâce à la modélisation. Les agriculteurs de par leurs pratiques peuvent agir sur certains facteurs afin d'améliorer leurs impacts sur l'eau. La modélisation permet (avec toutes les réserves méthodologiques) d'anticiper sur l'ampleur des conséquences sur la ressource en eau et sur les rendements des cultures. Elle offre donc à la fois un moyen de compréhension des phénomènes en jeu en fonction des caractéristiques locales et un moyen d'accompagner les prises de décision souvent lourdes de conséquences sur le fonctionnement des exploitations et sur l'emploi des fonds publics.

Au-delà de la modélisation, j'ai cherché à comprendre comment les enjeux environnementaux interrogent l'activité agricole. Les choix de pratiques sont déterminés par des facteurs économiques et des propositions de changement de pratiques à moindre impact environnemental ne peuvent être adoptées que lorsqu'elles respectent les impératifs économiques des exploitations. Mais, la dimension économique n'est pas seule à intervenir : les représentations du milieu, des processus agronomiques et hydrologiques et les relations qu'ils entretiennent avec d'autres usagers du territoire guident les agriculteurs dans leurs activités. Ces éléments sont complexes et étudier cette complexité est du ressort de la

sociologie. Néanmoins, je crois avoir fait apparaître par une approche territoriale, les freins et les leviers qu'ils peuvent constituer.

Un système dynamique d'interactions se développe à présent à l'échelle de bassins versants où des politiques de réduction des pollutions d'origine agricole sont conduites : initialement les agriculteurs ont tendance à s'opposer aux pressions de la société locale, mais les pratiques peuvent néanmoins évoluer lorsqu'une dynamique locale est créée avec les acteurs de l'eau et cela se manifeste par une amélioration de la qualité de l'eau lorsque des actions sont réalisées. Bien entendu, l'évolution des pratiques vers un meilleur respect de la qualité de l'eau ne vient pas seulement des structures locales de gestion de l'eau, elle est également régie par la réglementation environnementale et contrainte par l'évolution des prix des produits et des facteurs de production. Sur les bassins étudiés en France, une tendance à l'amélioration est relevée depuis le début des années 2000 (cette évolution est générale en France et même en Europe selon (Grizzeti et al., 2011)). L'évolution des pratiques est un processus lent car il nécessite des adaptations importantes et peut être perçu comme une prise de risques. La démonstration par l'observation est essentielle : des essais techniques locaux et des témoignages d'agriculteurs « pionniers » sont nécessaires pour amorcer une évolution d'un plus grand nombre d'agriculteurs qui se traduit au niveau de la qualité de l'eau du bassin. La réduction des pollutions d'origine agricole est donc un processus socio-territorial qui se construit par des interactions entre gestionnaires des ressources en eau, usagers du territoire et agriculteurs. Les expériences françaises et brésiliennes l'attestent dans leurs réussites comme dans leurs échecs.

Au-delà d'une évolution des pratiques sous la pression des acteurs territoriaux et des réglementations, des systèmes de production alternatifs se développent. Ils présentent une dynamique fondée sur un meilleur usage des services environnementaux pour produire plus et/ou à moindre coût en économisant les intrants. D'une motivation économique, en dehors de contraintes réglementaires, ces systèmes présentent de multiples intérêts environnementaux. Dans différentes régions du monde, des agriculteurs construisent des réseaux et défendent des systèmes de production qui œuvrent vers plus de durabilité. L'analyse de la diffusion de l'Agriculture de Conservation au Brésil et en France montre que la capacité du monde agricole à évoluer est importante. Ceci correspond à un tournant : l'amélioration des connaissances agronomiques et la place donnée à l'observation revalorisent le travail et le rôle social des agriculteurs, en mobilisant leurs savoir-faire dans une dynamique collective. Les pratiques orientées vers la conservation des sols et de leur activité biologique ont un effet système sur la qualité de l'eau et sur la séquestration du carbone. De telles orientations proactives en faveur d'une production agricole s'appuyant sur une reconnaissance des services environnementaux, méritent d'être plus profondément analysées dans leurs impacts environnementaux et dans leurs dynamiques de diffusion.

Bibliographie

- ADEME, 2007. *Evaluation des impacts environnementaux des Techniques Culturelles Sans Labour (TCSL) en France*. Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie, Paris, 451.
- Allan, A., Wouters, P., 2003. What role for water law in the "good governance" debate ? *Water Resources Impact*, Vol.5, 4, 5-7.
- Altmann, N., 2010. *Plantio Direto no Cerrado*. Aldeia Norte Editora, Passo Fundo (RS, Brasil), 568 p.
- Alvarez, R., Steinbach, H. S., 2009. A review of the effects of tillage systems on some soil physical properties, water content, nitrate availability and crops yield in the Argentine Pampas. *Soil & Tillage Research*, Vol.104, 1-15.
- Amado, T. J. C., Bayer, C., Conceição, P. C., Spagnollo, E., Campos, B. C., da Veiga, M., 2006. Potential of carbon accumulation in zero tillage soils with intensive use and cover crops in Southern Brazil. *J. Environ. Qual.*, 35, 1599-1607.
- Andrieu, D., Cailly, L., Chaléard, J. L., Charlery de la Masseliere, B., Chevalier, P., Devienne, S., Faliès, C., Fortunel, F., Fumey, G., Gironde, C., Guibert, M., Hervé, J. J., Jean, Y., Landy, F., Pouzenc, M., Rieutort, L., Sanjuan, T., Sili, M., Théry, H., Velut, S., Veyret, Y., 2011. *Dynamiques des espaces ruraux dans le monde*. Armand Colin, sous la direction de M. Guibert et Y. Jean, Paris, 407 p.
- Apfelbaum, M., 1998. *Risques et Peurs alimentaires*. Ed. Odile Jacob, Paris, 284 p.
- Arlot, M. P., 1999. *Nitrates dans les eaux : drainage acteur, drainage témoin ?* Thèse d'université, Université Paris 6, 446 p.
- Arnold, J. G., Allen, P. M., Bernhardt, G., 1993. A comprehensive surface-groundwater flow model. *Journal of Hydrology*, 142, 47-69.
- Arnold, J. G., Muttiah, R. S., Srinivasan, R., Allen, P. M., 2000. Regional Estimation of base flow and groundwater recharge in the Upper Mississippi river basin. *Journal of Hydrology*, 227, 20-41.
- Arnold, J. G., Srinivasan, R., Muttiah, R. S., Williams, J. R., 1998. Large area hydrologic modeling and assessment, Part 1: Model Development. *JAWRA*, Vol.34, 1, 73-90.
- Arvor, D., Dubreuil, V., Mendez del Villar, P., Magri Ferreira, C., Simões Penello Meirelles, M., 2009. Développement, crises et adaptation des territoires du soja au Mato Grosso: l'exemple de Sorriso. *Confins* [Online], mis en ligne le 24 juin 2009, consulté le 3 février 2011, URL : <http://confins.revues.org/5934>.
- Auzet, A. V., 1987. L'érosion des sols cultivés en France sous l'action du ruissellement. *Annales de géographie*, Vol.537, 529-556.
- Bailly, A., Ferras, R., 1997. *Eléments d'épistémologie de la géographie*. Armand Colin, Paris, 191 p.
- Baize, D., Girard, M. C., 1995. *Référentiel pédologique*, Paris, 332 p.
- Baker, J. M., Ochsner, T. E., Venterea, R. T., Griffis, T. J., 2007. Tillage and soil carbon sequestration—What do we really know? *Agric. Ecosyst. Environ*, Vol.118, 1-4, 1-5.
- Baker, W., Cai, Y., 1992. The r.le programs for multiscale analysis of landscape structure using the GRASS geographical information system. *Landsc. Ecol.*, Vol.7, 291-302.
- Barbosa de Brito, F., 2008. *Conflito para uso da agua do açude Epitacão Pessoa (Boqueirão) - Paraiba, Brasil*. Mémoire de pos-graduação de l'UFPPB, centro de ciências exatas e da natureza, 169 p.
- Barling, R. D., Moore, I. D., 1994. Role of buffer strips in management of waterway pollution – a review. *Environmental Management*, 18, 543–558.

- Barral, M. P., Maceira, N. O., 2012. Land-use planning based on ecosystem service assessment: A case study in the Southeast Pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 154, 34-43.
- Bastet, G., Bruand, A., Quetin, P., Cousin, I., 1998. Estimation des propriétés de rétention en eau des sols à l'aide de fonctions de pédotransfert (FPT) : une analyse bibliographique. *Etude et Gestion des Sols*, Vol.5, 1, 1-24.
- Bayer, C., Martin-Neto, L., Mielniczuk, J., Pavinato, A., Dieckow, J., 2006. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. *Soil & Tillage Research*, 86, 237-245.
- Beaudoin, N., Saad, J. K., Van Laethem, C., Machet, J. M., Maucorps, J., Mary, B., 2005. Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: Effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 111, 292-310.
- Beaujouan, V., Durand, P., Ruiz, L., 2000. Modelling the effect of the spatial distribution of agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments. *Ecological Modelling*, Vol.137, 1, 93-105.
- Benachour, N., Seralini, G. E., 2008. Glyphosate Formulations Induce Apoptosis and Necrosis in Human Umbilical, Embryonic, and Placental Cells. *Chemical Research in Toxicology*, 23 dec 2008, <http://pubs.acs.org/journal/crtoec>.
- Benham, B. L., Vaughan, D. H., Laird, M. K., Blake, B. R., Peek, D. R., 2007. Surface water quality impacts of conservation tillage practices on burley tobacco production systems in southwest Virginia. *Water, Air and Soil Pollution*, Vol.179, 1-4, 159-166.
- Bernardos, J. N., Viglizzo, E. F., Jouvét, V., Lertora, F. A., Pordomingo, A. J., Cid, F. D., 2001. The use of EPIC model to study the agroecological change during 93 years of farming transformation in the Argentine pampas. *Agricultural Systems*, Vol.69, 215-234.
- Berthelot, S., 2002. *Délimitation des zones à risques de pollutions azotées sur le bassin versant du Rochereau (Vendée) à partir d'un logiciel de modélisation (SWAT)*. Mémoire de DESS de l'Université du Maine, Le Mans (stage Cemagref - Rennes), 64 p.
- Beven, K. J., 1993. Prophecy, reality and uncertainty in distributed hydrological modelling. *Advances in Water Resources*, 16, 41-51.
- Beven, K. J., 2006. A manifesto for the equifinality thesis. *Journal of Hydrology*, Vol.320, 18-36.
- Beven, K. J., Kirkby, M. J., 1979. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrol. Sci. Bull.*, Vol.24, 43-69.
- Bézières La Fosse, A., Canon, H., Crespo, J. C., Jézégou, A., Liu, Q., Nivet, D., Paepegaey, J. C., Picault, S., Rocheteau, E., Sauvage, R., Viau, P. H., 2001. *Etude des pratiques de fertilisation sur le bassin versant de la Moine*. ESA, Angers,
- Bierkens, M., Finke, P. A., De Welling, P., 2000. *Upscaling and Downscaling Methods for Environmental Research*. Kluwer Academic Press, 190 p.
- Billen, G., Garnier, J., 2000. Nitrogen transfers through the Seine drainage network : a budget based on the application of the RIVERSTRAHLER model. *Hydrobiologia*, 410, 139-150.
- Billen, G., Garnier, J., Hanset, P., 1994. Modelling phytoplankton development in whole drainage network : the RIVERSTRAHLER model applied to the Seine river system. *Hydrobiologia*, 289, 119-137.
- Billen, G., Silvestre, M., Grizzetti, B., Leip, A., Garnier, J., Voss, M., Howarth, R., Bouraoui, F., Lepistö, A., Kortelainen, P., Johnes, P., Curtis, C., Humborg, C., Smedberg, E., Kaste, O., Ganeshram, R., Beusen, A., Lancelot, C., 2011. Nitrogen flows from

- European regional watersheds to coastal marine waters. *The European Nitrogen Assessment*. C. M. H. M.A. Sutton, J.W. Erismann, G. Billen, A. Bleeker, P. Grennfelt, H. van Grinsven and B. Grizzetti (Ed.) (Ed.), Cambridge University Press: 271-297.
- Billen, G., Thieu, V., Garnier, J., Silvestre, M., 2009. Modelling the N cascade in regional watersheds: The case study of the Seine, Somme and Scheldt rivers. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol.133, 3-4, 234-246.
- Bioteau, T., Bordenave, P., Laurent, F., Ruelland, D., 2002. Evaluation des risques de pollution agricole à l'échelle de bassins versants : intérêts d'une approche par modélisation hydrologique avec SWAT. *Ingénieries - EAT*, Vol.32, 3-13.
- Blevins, R., Thomas, G., Smith, M., Frye, W., Cornelius, P., 1983. Changes in soil properties after 10 years continuous non-tilled and conventionally tilled corn. *Soil & Tillage Research*, Vol.3, 2, 135-146.
- Blombäck, K., Eckersten, H., Lewan, E., Aronsson, H., 2003. Simulations of soil carbon and nitrogen dynamics during seven years in a catch crop experiment. *Agricultural Systems*, 76, 95-114.
- Blot, O., 2001. *Evaluation et cartographie de la vulnérabilité des sols aux pollutions diffuses d'origine agricole, application au bassin versant de la Moine*. Mémoire de Maîtrise, Université du Maine, 98 p.
- Boiffin, J., Papy, F., 1988. Influence des systèmes de culture sur les risques d'érosion par ruissellement concentré. I, Analyse des conditions de déclenchement de l'érosion. *Agronomie*, Vol.8, 663-673.
- Bollinger, A., Magid, J., Amado, T. J. C., Skora, F. N., Santos, M. F. R., Calegari, A., Ralisch, R., Neergaard, A., 2007. Taking stock of the Brazilian zero - till revolution: a review of landmark research and farmers practice. *Advances in Agronomy*, 91, 47-64.
- Bordenave, P., Bouraoui, F., Gascuel-Oudou, C., Molenat, J., Merot, P., 1999. *Décalages temporels entre modifications des pratiques agricoles et diminution de nitrate dans les eaux superficielles*. In *Pollutions diffuses : du bassin au littoral*, Ploufragan, 23-24 Septembre 1999. IFREMER, Collection Acte de Colloques n°24, pp. 311-333.,
- Borggaard, O., Gimsing, A. L., 2008. Fate of glyphosate in soil and the possibility of leaching to ground and surface waters: a review. *Pest Management Science*, 64, 441-456.
- Bourguignon, C., 2008. *Le sol, la terre et les champs : Pour retrouver une agriculture saine*. Sang de la Terre, 221 p.
- Bouzillé, E., 2002. *L'agriculture à l'épreuve de l'environnement, la diffusion des pratiques agricoles respectueuses de l'environnement dans les Pays de la Loire, l'exemple du Réseau Agriculture Durable*. Thèse, université de Nantes, 475 p.
- Bracmort, K. S., Arabi, M., Frankenberger, J. R., Engel, B. A., Arnold, J. G., 2006. Modeling long-term water quality impact of structural BMPs. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, Vol.49, 2, 367-374.
- Bricquet, J. P., Bamba, F., Mahe, G., Toure, M., Olivry, J. C., 1997. Évolution récente des ressources en eau de l'Afrique atlantique. *Rev. Sci. Eau*, Vol.10, 3, 321-337.
- Briel, B., Vilain, L., 1999. *Vers l'agriculture durable*. EducAgri (ed.), Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Rambouillet, 143 p.
- Brunet, R., 1990. *Le Territoire dans les turbulences*. RECLUS, 220 p.
- Buffard, G., 2001. *Identification des sources de pollution et localisation des zones à risque sur le bassin versant de Ribou et du Verdon*. Mémoire de Maîtrise, Université d'Angers, 57 p.
- Bühler, E. A., 2006. *Les mobilités des exploitations rizicoles du Rio Grande do Sul (Brésil) vers l'Uruguay : territorialités et stratégies transfrontalières d'accès aux ressources*. Thèse, Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie de Toulouse et de Université de Toulouse Le Mirail, 463 p.

- Calegari, A., Hargrove, W. L., Rheinheimer, D. D. S., Ralisch, R., Tessier, D., de Tourdonnet, S., de Fatima Guimarães, M., 2008. Impact of Long-Term No-Tillage and Cropping System Management on Soil Organic Carbon in an Oxisol: A Model for Sustainability. *Agronomy Journal*, 100, 1013-1019.
- CALLIGEE, 1998. *Etude préalable à l'instauration des périmètres de protection, prise d'eau de Ribou, Maine et Loire, vol. B, partie 1*. Ville de Cholet, 35.
- Calonego, J., Rosolem, C., 2010. Soybean root growth and yield in rotation with cover crops under chiseling and no-till. *Europ. J. Agronomy*, 33, 242-249.
- Canepa, E. M., Timm Grassi, L. A., 2000. A lei das águas no Rio Grande do Sul, no caminho do desenvolvimento sustentável ? *Ciência e ambiente, Santa Maria/RS*, 21, 135-152.
- Capillon, A., Séguéy, L., 2002. Ecosystèmes cultivés et stockage du carbone, cas des systèmes de culture en semis direct avec couverture végétale. *C.R. Acad. Agri. Fr.*, Vol.88, 5, 63-70.
- Caride, C., Pineiro, G., Paruelo, J. M., 2012. How does agricultural management modify ecosystem services in the argentine Pampas? The effects on soil C dynamics. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 154, 23-33.
- Carrubba, L., 2000. Hydrologic Modeling at the Watershed Scale Using NPSM. *JAWRA*, Vol.36, 6, 1237-1246.
- Carvalho, J. L. N., Rauti, G. S., Cerri, C. E. P., Bernoux, M., Feigl, B. J., Wruck, F. J., Cerri, C. C., 2010. Impact of pasture, agriculture and crop-livestock systems on soil C stocks in Brazil. *Soil & Tillage Research*, 110, 175-186.
- Castillon, P., 2008. Transferts de phosphore : le non labour trouve ses limites. *Perspectives agricoles*, 348, 24-25.
- Catt, J. A., Howse, K. R., Christian, D. G., Lane, P. W., Harris, G. L., Goss, M. J., 2000. Assessment of tillage strategies to decrease nitrates leaching in the Brimstone Farm Experiment, Oxfordshire, UK. *Soil and Tillage Research*, 53, 185-200.
- Catt, J. A., Howse, K. R., Farina, R., Todd, A., Chambers, B. J., Hodgkinson, R., Harris, G. L., Quinton, J. N., 1998. Phosphorus losses from arable land in England. *Soil Use and Management*, Vol.14, 168-174.
- Caubel, V., 2001. *Influence de la haie de ceinture de fond de vallée sur les transferts d'eau et de nitrate*. ENSAR, 155 p.
- Cavaliere, K. M. V., Silva, A. P., Tormena, C. A., Leão, T. P., Dexter, A., Hakansson, I., 2009. Long-term effects of no-tillage on dynamic soil physical properties in a Rhodic Ferrasol in Parana , Brazil. *Soil & Tillage Research*, 103, 158-164.
- Chapdelaine, M., 2006. *Evaluation de l'efficacité d'actions agri-environnementales sur le bassin de la Moine en Maine-et-Loire*. Mémoire de master, Université du Maine, 64 p.
- Charpentier, L., Duchet, J., Guiho, M., Hergoualc'h, C., Le Garrec, L., Rougerie, P., Rousseau, M. L., 2001. *Spatialisation des pratiques agricoles sur le bassin versant de la Moine*. ESA, Angers, 26.
- Charvet, J. P., Croix, N., Diry, J. P., 2004. Agricultures durables et développement durable de territoires ruraux en France. *Historiens et Géographes*, 387, 217-229.
- Cheauveau, J. P., 1999. L'étude des dynamiques agraires et la problématique de l'innovation. *L'innovation en agriculture - Questions de méthodes et terrains d'observation*(Ed.). Paris, Ed. IRD: 10-31.
- Cholley, A., 1951. *Géographie, guide de l'étudiant*. PUF, 231 p.
- Cisneros, J. M., Grau, J. B., Anton, J. M., de Prada, J. D., Cantero, A., Degioanni, A. J., 2011. Assessing multi-criteria approaches with environmental, economic and social attributes, weights and procedures: A case study in the Pampas, Argentina. *Agricultural Water Management*, Vol.98, 1545-1556.
- Claval, P., 2004. *Le Brésil, une grande puissance en devenir*. Belin, Paris, 384 p.

- Cohen, M., Duqué, G., 1997. *Les deux visages du Sertão (stratégies paysannes face aux sécheresses)*. Ed. IRD, Collection "A travers champs", 388 p.
- Commissariat_au_Plan, 2001. *La politique de préservation de la ressource en eau destinée à la consommation humaine*. Commissariat au Plan, Paris, 402.
- Conan, C., Bouraoui, F., Turpin, N., de Marsily, G., Bidoglio, G., 2003. Modelling flow and nitrate fate at catchment scale in Brittany (France). *Journal of Environmental Quality*, 32, 2026-2032.
- Constantin, J., Mary, B., Laurent, F., Aubrion, G., Fontaine, A., Kerveillant, P., Beaudoin, N., 2010. Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 135, 268-278.
- Corbonnois, J., Verdum, R., Messner, F., Laurent, F., Garcez Soares, V., 2011. L'érosion des sols sableux dans les campos du sud du Brésil (bassin de l'Ibicui, Rio Grande do Sul). *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, 1, 53-64.
- Corsi, S., Friedrich, T., Kassam, A., Pisante, M., de Moraes Sà, J., 2012. *Soil Organic Carbon Accumulation and Greenhouse Gas Emission Reductions from Conservation Agriculture - A literature review*. FAO, Rome, 102 p.
- Cotter, A., Chaubey, I., Costello, T., Soerens, T., Nelson, M., 2003. Water quality model output uncertainty as affected by spatial resolution of input data. *JAWRA*, Vol.39, 4, 977-986.
- Coudel, E., Tonneau, J.-P., 2010. How can information contribute to innovative learning processes? Insight from a farmer university in Brazil. *Agricultural information worldwide*, Vol.3, 2, 56-64.
- Coutinho, A. A., 2010. *Tecnologias sociais como instrumento de gestão participativa: a experiência da comunidade Lajedo da Timbauba, Paraíba, Brasil*. Mémoire de post-graduação (master), UFPB, Centro de Ciências Exatas e da Natureza, 122 p.
- Croix, N., 1998. *Environnement et Nature dans les campagnes. Nouvelles politiques, nouvelles pratiques ?* PUR, Rennes, 264 p.
- Curmi, P., Bidois, J., Bourrié, G., Cheverry, G., Durand, P., Gascuel-Oudou, C., Germon, J. C., Hallaire, V., Hénault, C., Jaffrezic, A., Mérot, P., Trolard, F., Walter, C., Zida, M., 1997. Rôle du sol sur la circulation et la qualité des eaux au sein de paysages présentant un domaine hydromorphe. *Etude et Gestion des Sols*, Vol.4, 2, 95-114.
- Curmi, P., Walter, C., Gascuel-Oudou, C., Durand, P., 1996. *Interest of class pedotransfer functions and soil distribution models for water quality studies: the case of nitrate in armorican catchments*. In *The use of pedotransfer in soil hydrology research in Europe*, Orléans (France), 10-12 oct. 1996, 86-96.
- D'Arcy, B., Frost, A., 2001. The role of best management practices in alleviating water quality problems associated with diffuse pollution. *The Science of the Total Environment*, 265, 359-367.
- Davidson, E. A., de Abreu Sa, T. D., Carvalho, C. J. R., R.D.O., F., Kato, M. S. A., Kato, O., Yoko Ishida, F., 2008. An integrated greenhouse gas assessment of an alternative to slash-and-burn agriculture in eastern Amazonia. *Global Change Biology*, Vol.14, 1-10.
- de Faccio Carvalho, P. C., Batello, C., 2009. Access to land, livestock production and ecosystem conservation in the Brazilian Campos biome: The natural grasslands dilemma. *Livestock Science*, Vol.120, 158-162.
- Decau, M. L., Salette, J., 1992. Suivi de l'azote ammoniacal et nitrique dans les sols de prairie au cours des saisons et après destruction du couvert végétal. *Fourrages*, Vol.132, 355-363.

- Deffontaines, J. P., 2001. Ressources naturelles et développement durable en agriculture, le point de vue d'un agronome. *Le développement durable, de l'utopie au concept, de nouveaux chantiers pour la recherche*. M. Jollivet (Ed.). Paris, Elsevier: 131-142.
- Deguine, J. P., Ferron, P., Russell, D., 2008. *Protection des cultures: De l'agrochimie à l'agroécologie*. Ed. Quæ, 192 p.
- Delabays, N., Bohren, C., 2007. Le glyphosate: bilan de la situation mondiale et analyse de quelques conséquences malherbologiques pour la Suisse. *Revue suisse Vitic. Arboric. Hortic.*, Vol.39, 5, 333-339.
- Delahaye, D., 1992. *Approches spatialisées et analyses expérimentales des phénomènes de ruissellement et d'érosion des sols. Application aux systèmes de production agricole du Calvados*. Thèse d'université, Université de Caen, 427 p.
- Deléage, E., 2004. *Paysans, de la parcelle à la planète. Socio-anthropologie du Réseau agriculture durable*. Ed. Syllepse, 246 p.
- Dendooven, L., Murphy, M. E., Catt, J. A., 1999. Dynamics of the denitrification process in soil from the Brimstone Farm experiment, UK. *Soil Biology and Biochemistry*, 31, 727-734.
- Denich, M., Vielhauer, K., Kato, M. S. d. A., Block, A., de Abreu Sa, T. D., Lücke, W., Vleck, P. L. G., 2004. Mechanized land preparation in forest-based fallow systems: The experience from Eastern Amazonia. *Agroforestry Systems*, Vol.61, 91-106.
- Denich, M., Vleck, P. L. G., de Abreu Sa, T. D., Vielhauer, K., Lücke, W., 2005. A concept for the development of fire-free fallow management in the Eastern Amazon, Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol.110, 43-58.
- Derpsch, R., 1998. *Historical review of no-tillage cultivation on crops*. In Proceedings of the 1st JIRCAS Seminar on Soybean Research. No-tillage Cultivation and Future Research Needs, March 5- 6, 1998, Iguassu Falls, Brazil, JIRCAS Working Report, No. 13, p. 1-18,
- Derpsch, R., 2007. No-tillage and conservation agriculture : a progress report. *No-till farming systems, WASWC, special publication n°3*. Z. M. Goddard T., Gan Y., Ellis W., Watson A., Sombatpanit S. (Ed.): 7-42.
- Derpsch, R., Sidiras, N., Roth, C. H., 1986. Results of studies made from 1977 to 1984 to control erosion by cover crops and no-tillage techniques in Paraná, Brazil. *Soil & Tillage Research*, 8, 253-263.
- Derruau, M., 1996. *Composantes et concepts de la géographie physique*. Armand Colin, 254 p.
- Diaz-Zorita, M., Duarte, G., Grove, J., 2002. A review of no-till systems and soil management for sustainable crop production in the subhumid and semiarid Pampas of Argentina. *Soil & Tillage Research*, 65, 1-18.
- Dijkstra, F., 2002. *Conservation tillage development at the ABC Cooperatives in Paraná, Brazil*. In "Making Conservation Tillage Conventional: Building a Future on 25 Years of Research". Proceedings of the 25th Annual Southern Conservation Tillage Conference for Sustainable Agriculture, June 24-26, 2002 in Auburn", Alabama Agricultural Experimental Station and Auburn University, AL, USA, 12-18.
- Dominguez, A., Bedano, J. C., Becker, A. R., 2010. Negative effects of no-till on soil macrofauna and litter decomposition in Argentina as compared with natural grasslands. *Soil & Tillage Research*, 110, 51-59.
- Dorioz, J. M., Wang, D., Poulenerd, J., Trévisan, D., 2006. The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics – a review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. *Agric. Ecosyst. Environ*, Vol.117, 4-21.
- Droulers, M., 2001. *Le Brésil, une géohistoire*. PUF, Paris, 306 p.

- Dubreuil, V., Bariou, R., Dos Passos, M., Ferrand, R., Nedelec, V., 2005. Évolution de la frontière agricole dans le centre-ouest du Mato Grosso : municipes de Tangarà da Serra, Campo Novo do Parecis, Diamantino. *Agricultures*, Vol.14, 2, 217-224.
- Durand, P., Hénault, C., Bidois, J., Trolard, F., 1995. La dénitrification en zone humide de fond de vallée. *Agriculture intensive et qualité des eaux*. INRA (Ed.): 223-231.
- Engel, F. L., Bertol, I., Ritter, S. R., Paz Gonzalez, A., Paz Ferreiro, J., Vidal Vazquez, E., 2009. Soil erosion under simulated rainfall in relation to phenological stages of soybeans and tillage methods in Lages, SC, Brazil. *Soil & Tillage Research*, 103, 216-221.
- Euriat, A., Tritz, F., 2002. *Cartographie des sols et de leur vulnérabilité aux pollutions agricoles, bassin versant de la Moine*. Mémoire de maîtrise de Sciences de la Terre et de l'Univers, Université Poincaré, 63 p.
- FAO, 2001. *Conservation agriculture*. FAO Soils Bulletin, [Online] (78), consulté le 4 février 2011. URL : <http://www.fao.org/DOCREP/003/Y1730E/Y1730E00.htm> p.
- Gaddas, F., 2001. *Proposition d'une méthode de cartographie des pédopaysages - application à la moyenne Vallée du Rhône*. Thèse d'université, Institut National Agronomique Paris Grignon, 212 p.
- Garambois, 2011. *Des prairies et des hommes : Les systèmes herbagers économes du bocage poitevin : agro-écologie, création de richesse et emploi en élevage bovin*. Thèse d'université, AgroParisTech, Paris, 462 p.
- Gardner, C. M. K., Cooper, D. M., Hughes, S., 2002. Phosphorus in soils and field drainage water in the Thame catchment, UK. *The Science of the Total Environment*, 282-283, 253-262.
- Garjulli, R., Rodrigues, H. E., de Oliveira, J. L., 2004. A gestão participativa dos recursos hídricos no semi-arido: a experiência do Caerá. C. J. Saldanha Machado (Ed.). Rio de Janeiro, Brasil, Interciência: 267-289.
- Garon, F., 2005. *Evaluation du programme d'actions 2000-2005 d'initiatives locales pour la restauration et la préservation de l'eau sur le bassin versant d'alimentation en eau potable de Rochereau (Vendée)*. Mémoire de master 1, Université du Maine, 97 p.
- Garon, F., 2006. *L'aménagement de l'espace rural sur le bassin versant de Rochereau dans le haut bocage vendéen pour améliorer la qualité de l'eau*. Mémoire de master 2, Université du Maine, 56 p.
- Garwood, E. A., Ryden, J. C., Tyson, K. C., 1986. *Nitrogen losses from drained grassland*. Animal and grassland research Institute, Grassland Manuring BGS, 9.
- Gascuel-Oudoux, C., Merot, P., Crave, A., Gineste, P., Taha, A., Zhang, Z., 1998. Les zones contributives de fond de vallée: localisation, structure et fonctionnement hydrodynamique. *Agriculture intensive et qualité des eaux*. C. Cheverry (Ed.), INRA, coll. Science Update: 129-142.
- Gasson, A., 2003. *Le développement agricole durable. Fondements théoriques et éclairage bas-normand*. Thèse, Université de Caen, 630 p.
- Gautreau, P., Merslinsky, G., 2008. Mouvements locaux, Etat et modèles de développement dans le conflit des usines de pâte à papier du fleuve Uruguay. *Problèmes d'Amérique Latine*, 70, 61-80.
- Gavier-Pizarro, G. I., Calamari, N. C., Thompson, J. J., Canavelli, S. B., Solari, L. M., Decarre, J., Goijman, A. P., Suarez, R. P., Bernardos, J. N., Zaccagnini, M. E., 2012. Expansion and intensification of row crop agriculture in the Pampas and Espinal of Argentina can reduce ecosystem service provision by changing avian density. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 154, 44-55.

- Gburek, W. J., Sharpley, A., Heathwaite, L., Folmar, G. J., 2000. Phosphorus management at the watershed scale : a modification of the phosphorus index. *J. Environmental Quality*, Vol.29, 130-144.
- Germaine, M. A., 2009. *De la caractérisation à la gestion des paysages ordinaires de vallées du nord-ouest de la France. Représentations, enjeux d'environnement et politiques publiques en Basse Normandie*. Thèse d'université, Université de Caen, 645 p.
- Ghersa, C. M., Ferraro, D. O., Omacini, M., Martinez-Ghersa, M. A., Perelman, S., Satorre, E. H., Soriano, A., 2002. Farm and landscape level variables as indicators of sustainable land-use in the Argentine Inland-Pampa. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol.93, 279-293.
- Gillet, J. P., Dutertre, A., 2010. Sols hydromorphes : Quel impact du drainage sur le rendement des cultures et le transfert des solutés ? *Perspectives agricoles*, 368, 60-63.
- Gilliam, J. W., Skaggs, R. W., 1986. Controlled agricultural drainage to maintain water quality. *J. Irrig. Drain. Eng.*, Vol.112, 3, 254-263.
- Gomes, R. A., 2002. *Implicações do Trabalho e da Cultura na Mobilidade da População dos Projetos de Irrigação do Sertão Paraibano*. In XIII Encontro da Associação Brasileira de Estudos Populacionais,
- Gonod, P., 2003. *Matières à (re)penser le développement durable et d'autres développements*. INRA Bilan et Perspectives, Paris, 129 p.
- Gouveia, E. L., 2010. *Aspectos Ambientais e Gestão dos Recursos Hídricos no Litoral Sul da Região Metropolitana do Recife – RMR: O caso da Microrregião de Suape*. Mémoire de pos-graduação (master), UFPB, Centro de Ciências Exatas e da Natureza, 131 p.
- Gouy, V., Gril, J. J., Laillet, B., Garon-Boucher, D., Dubernet, J. F., Cann, C., 1998. Suivi du transfert des produits phytosanitaires sur les bassins versants et exemple de modélisation globale. *Ingénieries - EAT*, 13, 3-14.
- Governo do Estado da Paraíba, 2006. *PERH-PB, Plano Estadual de Recursos Hidricos, Resumo executivo e atlas*. Governo do Estado da Paraíba, Joao Pessoa, 112.
- Griffon, M., 2010. *Pour des agricultures écologiquement intensives*. Ed. de l'Aube, 112 p.
- Gril, J. J., Gouy, V., Carluier, N., 1999. Processus de transfert superficiel des produits phytosanitaires, de la parcelle au bassin versant. *La Houille Blanche*, 5, 76-80.
- Grizzetti, B., Bouraoui, F., Billen, G., van Grinsven, A., Cardoso, A., Thieu, V., Garnier, J., Curtis, C., Howarth, R., Johnes, P., 2011. Nitrogen as a threat to European water quality. *The European Nitrogen Assessment*. C. M. H. M.A. Sutton, J.W. Erisman, G. Billen, A. Bleeker, P. Grennfelt, H. van Grinsven and B. Grizzetti (Ed.), Cambridge University Press: 379-404.
- Guérolé, Y., 2006. *Modélisation des pollutions agricoles sur le bassin versant de l'Oudon à l'aide du modèle SWAT*. Mémoire de master 1, Université du Maine, 50 p.
- Gulis, G., Czompolyova, M., Cerhan, J. H., 2002. An Ecologic Study of Nitrate in Municipal Drinking Water and Cancer Incidence in Travna District, Slovakia. *Environmental Research*, 88, 182-187.
- Haag, D., Kaupenjohann, M., 2001. Landscape fate of nitrate fluxes and emissions in Central Europe. A critical review of concepts, data, and models for transport and retention. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 86, 1-21.
- Hägerstrand, T., 1953. *Innovation diffusion as a spatial process*. Chicago University Press (Ed. 1968), Chicago, 334 p.
- Halvorson, A. D., Wienhold, B. J., Black, A. L., USDA, A., 2002. Tillage, nitrogen, and cropping system effects on soil carbon sequestration. *Soil Science Society of America journal*, Vol.66, 3, 906-912.

- Hansen, M., DeFries, R., Townshend, J. R., Sohlberg, R., 1998. *UMD Global Land Cover Classification, 1 km, version 1.0, Product Coverage Date: 1981-1994*. Department of Geography, University of Maryland, College Park, Maryland, USA p.
- Hargreaves, G. H., Samani, Z. A., 1985. Reference crop evapotranspiration from temperature. *Applied Engineering in Agriculture*, 1, 96-99.
- Hauchard, E., Delahaye, D., Freire-Diaz, S., 2002. Organisation fractale de l'occupation du sol : conséquences sur le ruissellement et le ravinement des terres de grande culture. *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, Vol.2, 181-196.
- Haycock, N. E., Pinay, G., 1993. Groundwater nitrate dynamics in grass and popular vegetated riparian buffer strips during the winter. *J. Environ. Qual.*, 22, 273-278.
- Hefting, M. M., de Klein, J. J. M., 1998. Nitrogen removal in buffer strips along a lowland stream in the Netherlands: a pilot study. *Environmental Pollution*, Vol.102, 521-526.
- Helgason, B. L., Walley, F. L., Germida, J. J., 2010. No-till soil management increases microbial biomass and alters community profiles in soil aggregates. *Applied Soil Ecology*, 46, 390-397.
- Hellier, E., Dupont, N., Laurent, F., Vaucelle, S., 2009. *La France, la ressource en eau - usages, fonctions et enjeux territoriaux*. Ed. Armand Colin, collection U, Paris, 309 p.
- Hervieu, B., 1993. *Les champs du futur*. Julliard (ed.), Paris, 172 p.
- Huchon, J. B., 2010. *Les couverts végétaux en interculture : intérêts environnementaux et agronomiques, modes de diffusion dans le Perche*. Université du Maine, 59 p.
- Huchon, J. B., 2011. *Bilan de trois années d'expérimentation sur le transfert des urées substituées en sol drainé sur le bassin versant de l'Ozanne (Eure-et-Loir)*. Mémoire de Master 2 Professionnel "gestion sociale et territoriale des déchets et pollutions", 66 p.
- Husson, O., Séguy, L., Michellon, R., Boulakia, S., 2006. Restoration of acid soil systems through agroecological management. *Biological approaches to sustainable soil systems*. J. Thies (Ed.), Taylor & Francis: 343-356.
- Jiquiriça, C. I. d. V. d., 2002. O Relacionamento entre Poder Público e Organismos de Bacia Dentro do Modelo Brasileiro de Gestão de Recursos Hídricos: A Experiência do Consórcio Intermunicipal do Vale do Jiquiriçá - Bahia, Brasil. Brazil: 13.
- Johnes, P. J., Hodgkinson, R. A., 1998. Phosphorus loss from agricultural catchments : pathways and implications for management. *Soil Use and Management*, Vol.14, 175-185.
- Johnson, N., Ravnborg, H. M., Westermann, O., Probst, K., 2001. User participation in watershed management and research. *Water Policy*, 3, 507-520.
- Johnson-Maynard, J. L., Umiker, K. J., Guy, S. O., 2007. Earthworm dynamics and soil physical properties in the first three years of no-till management. *Soil & Tillage Research*, Vol.94, 338-345.
- Join, C., 1999. *De nouveaux paysans, un agriculture pour vivre mieux*. Siloë, 150 p.
- Jollivet, M., Mathieu, N., 1989. *Du rural à l'environnement. La question de la nature aujourd'hui*. L'Harmattan, Paris p.
- Kassam, A., Mello, I., Bartz, M., Goddard, T., Friedrich, T., Laurent, F., Uphoff, N., 2012. *Harnessing Ecosystem Services in Brazil and Canada*. In Planet Under Pressure, London, 2012 march 26-29, Poster.
- Kassam, A., Mello, I., T., G., Friedrich, T., Bartz, M., Laurent, F., 2012. *Harnessing on-farm and landscape ecosystem services from agriculture in the Parana 3 basin, Brazil and the Alberta Prairie, Canada*. In International Conference on Managing Soils for Food Security and Climate Change Adaptation and Mitigation, FAO/IAEA, 23-26 July 2012, Vienna (Austria), Poster.

- Kay, P., Edwards, A. C., Foulger, M., 2009. A review of the efficacy of contemporary agricultural stewardship measures for ameliorating water pollution problems of key concern to the UK water industry. *Agricultural Systems*, 99, 67-75.
- King, D., Bruand, A., Cousin, I., Hollis, J., 2003. Rôle des propriétés physiques des sols et de leur variabilité spatiale sur les flux d'eau. *Etude et Gestion des Sols*, Vol.10, 4, 287-297.
- Klöppel, H., Kördel, W., Stein, B., 1997. Herbicide transport by surface runoff and herbicide retention in a filter strip – rainfall and runoff simulation studies. *Chemosphere*, Vol.35, 1-2, 129-141.
- Koskiahio, J., Ekholm, P., Rätty, M., Riihimäki, J., Puustinen, M., 2003. Retaining agricultural nutrients in constructed wetlands – experiences under boreal conditions. *Ecological Engineering*, Vol.20, 89-103.
- L'Hôte, Y., Mahé, G., Somé, B., Triboulet, J. P., 2002. Analysis of a Sahelian index from 1896 to 2000 ; the drought continues. *Hydrol. Sci. J.*, Vol.47, 4, 563-572.
- Lacroix, A., Beaudoin, N., Makowski, D., 2005. Agricultural water nonpoint pollution control under uncertainty and climate variability. *Ecological Economics*, 53, 115-127.
- Lacroix, A., Laurent, F., Ruelland, D., Sauboua, E., 2006. Nitrate pollution risk assessment : from the model to the indicator. *Int. J. Agricultural Resources, Governance and Ecology*, Vol.5, 2/3, 206-223.
- Lafond, G. P., Walley, F. L., May, W. E., Holzapfel, C. B., 2011. Long term impact of no-till on soil properties and crop productivity on the Canadian prairies. *Soil & Tillage Research*, Vol.117, 110-123.
- Lal, R., 2003. Global Potential of Soil Carbon Sequestration to Mitigate the Greenhouse Effect. *Critical Reviews in Plant Sciences*, Vol.22, 2, 151-184.
- Lal, R., 2004. Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. *Science*, Vol.304, 5677, 1623-1627.
- Lal, R., 2007. Constraints to adopting no-till farming in developing countries. *Soil & Tillage Research*, 94, 1-3.
- Lal, R., Reicosky, D. C., Hanson, J. D., 2007. Evolution of the plow over 10,000 years and the rationale for no-till farming. *Soil & Tillage Research*, 93, 1-12.
- Landais, E., Deffontaines, J. P., 1988. Les pratiques des agriculteurs. Point de vue sur un courant nouveau de la recherche agronomique. *Etudes Rurales*, Vol.109, 125-158.
- Langlois, P., Delahaye, D., 2002. RuiCells, automate cellulaire pour la simulation du ruissellement de surface. *Revue Internationale de Géomatique*, Vol.12, 4, 461-487.
- Larson, A. C., Gentry, L. E., David, M. B., Cooke, R. A., Kovacic, D. A., 2000. The role of seepage in constructed wetlands receiving agricultural tile drainage. *Ecological Modelling*, Vol.15, 91-104.
- Laurent, F., 1992. *Méthodologie d'étude de la vulnérabilité d'une prise d'eau de surface - traitement par un SIG - application au bassin versant du Vizézy (Loire)*. Mémoire de DEA, Université de Saint-Etienne, 153 p.
- Laurent, F., 1995. *Rivers and Groundwater Vulnerability to Accidental Pollutions - Spatial Analysis of Vulnerability Areas*. In TIEMEC 1995, Globalization of Emergency Management and Engineering : National and International Issues Concerning Research and Applications, Nice, France, 451-459.
- Laurent, F., 1996. *Outils de modélisation spatiale pour la gestion intégrée des ressources en eau - Application aux Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux*. Thèse d'université, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne et Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris, 254 p.
- Laurent, F., 2001. *Vulnérabilité et risques de pollution des ressources en eau*. In Colloque " Risques et Territoires ", 16-18 mai 2001, ENTPE, Vaulx-en-Verin, Poster.

- Laurent, F., 2005. *Pollutions des ressources en eau et agriculture : l'ouest de la France*. In Conférence du Monde Diplomatique "L'eau, source de vie, source de conflits", Le Mans, Presses Universitaires de Rennes, 143-150.
- Laurent, F., Anker, W., Graillot, D., 1998. Cartographic Modelling with Geographical Information Systems for Determination of Water Resources Vulnerability. *JAWRA*, Vol.34, 1, 123-134.
- Laurent, F., Bordenave, P., Bioteau, T., Ruelland, D., Rossignol, J. P., Aveline, A., Cannavacciuolo, M., Caro, A.-C., Hérault, C., Le Guen, R., Pain, G., Sigwalt, A., 2005. *Pollution agricole et qualité des eaux : de la connaissance des mécanismes à la mise en oeuvre de politiques régionales*. Rapport de recherche, UMR ESO, Le Mans, 274.
- Laurent, F., Delclaux, F., Graillot, D., 1998. Perte d'information lors de l'agrégation spatiale en hydrologie. Application à un modèle hydrologique. *Revue Internationale de Géomatique*, Vol.8, 1-2, 99-119.
- Laurent, F., Leturcq, G., Mello, I., Corbonnois, J., Verdum, R., 2011. La diffusion du semis direct au Brésil, diversité des pratiques et logiques territoriales : l'exemple de la région d'Itaipu au Paraná. *Confins* [Online], mis en ligne le 2 juillet 2011, <http://confins.revues.org/7143>.
- Laurent, F., Mello, I., Corbonnois, J., Verdum, R., 2011. *Conservation agriculture and watershed management in Brazil: the Itaipu lake eastern watersheds (Paraná 3)*. In 5th World Congress of Conservation Agriculture (WCCA) incorporating 3rd Farming Systems Design Conference, 25-29 September 2011, Brisbane, Australia, www.wcca2011.org, Poster.
- Laurent, F., Rossignol, J. P., 2002. *Cartographie de la vulnérabilité des sols au transfert de polluants agricoles*. In Journées "Bassins versants" ENGREF, Clermont-Ferrand, 12-13 mars 2002, Poster.
- Laurent, F., Rossignol, J. P., 2003. Cartographie des propriétés hydriques des sols à partir de la lithologie et des pentes. Application au bassin versant de la Moine (France, Maine-et-Loire). *Etude et Gestion des Sols*, Vol.10, 3, 155-170.
- Laurent, F., Rossignol, J. P., 2004. Sensibilité d'un modèle agro-hydrologique à la cartographie des sols : test d'une méthode basée sur l'indice topographique et la lithologie. *Etude et Gestion des Sols*, Vol.11, 3, 199-217.
- Laurent, F., Ruelland, D., 2007. Simulation de l'effet de changements de pratiques agricoles sur la qualité des eaux avec le modèle SWAT. *Revue des Sciences de l'Eau*, Vol.20, 4, 395-408.
- Laurent, F., Ruelland, D., 2010. *Modélisation à base physique de la variabilité hydroclimatique à l'échelle d'un grand bassin versant tropical*. In Proceedings of 6th FRIEND International Conference "Global Change: Facing Risks and Threats to Water Resources", 25-29 October 2010, Fez, Morocco, IAHS Publ., 474-484.
- Laurent, F., Ruelland, D., 2011. Assessing impacts of alternative land use and agricultural practices on nitrate pollution at the catchment scale. *Journal of Hydrology*, Vol.409, 440-450.
- Laurent, F., Ruelland, D., Aveline, A., Cannavacciuolo, M., 2004. Analyse de sensibilité du modèle agro-hydrologique SWAT à la représentation spatiale des activités agricoles. *Mosella*, 3-4, 61-76.
- Laurent, F., Ruelland, D., Bioteau, T., Bordenave, P., 2004. *Modélisation des pollutions agricoles avec SWAT : application à des bassins versants de taille moyenne dans les Pays de la Loire*. In Colloque " BV Futur ", 20 - 22 avril 2004, Vannes, Poster.
- Laurent, F., Ruelland, D., Bioteau, T., Bordenave, P., Kermadi, S., Trebouet, A., 2003. *Modélisation des risques de pollution agricole - Application à des bassins versants*

- des Pays de la Loire. In Festival International de Géographie, Saint-Dié-des-Vosges, Poster.*
- Laurent, F., Verdum, R., Leturcq, G., Lepiller, L., Vieira Medeiros, R., Mello, I., Corbonnois, J., Vianna, P., 2006. *Agriculture et gestion des ressources en eau et en sol dans le Rio Grande do Sul (Brésil) : les enjeux à l'échelle de bassins versants. In Festival International de Géographie, "les géographes redécouvrent les Amériques", Saint-Dié-des-Vosges, Poster.*
- Laurent, F., Vianna, P., Barbosa de Brito, F., Porto de Lima, V. R., 2009. *L'eau dans le Nordeste du Brésil : des conflits générés par les inégalités d'accès et par les déficits de gouvernance. In Colloque " Au fil de l'eau - L'eau : ressources, gestion et risques ", 11-13 mars 2009, Clermont-Ferrand, organisé par la MSH de Clermont-Ferrand, actes en cours de publication.*
- Laurent, F., Vianna, P., Verdum, R., Mello, I., 2009. La gestion des ressources en eau dans les Etats de la Paraíba et du Rio Grande do Sul: enjeux, conflits et gouvernance locale. *Les Cahiers des Amériques Latines*, 54-55, 53-70.
- Laurent, F., Vieira Medeiros, R., 2010. Des réseaux d'agriculteurs en faveur de l'environnement en France. *Cybergéo* [Online], article 500, mis en ligne le 19 mai 2010, <http://cybergeog.revues.org/index23152.html>.
- Le Gall, A., Legarto, J., Pfimlin, A., 1997. Place du maïs et de la prairie dans les systèmes fourragers laitiers. III - Incidence sur l'environnement. *Fourrages*, 150, 147-169.
- Le Guen, R., Sigwalt, A., 1999. Le métier d'éleveur face à une politique de protection de la biodiversité. *Economie rurale*, Vol.249, 41-48.
- Leal, V. N., 1975. *Coronelismo, enxada e voto: o municipio e o regime representativo no Brasil*. Alfa-Omega, São Paulo, 368 p.
- Lechevallier, C., 1992. Evolution des structures agraires et érosion des sols en Pays de Caux. *Bull. Assoc. des géographes français*, Vol.2, 101-106.
- Leibowitz, S. G., Loehle, C., Bai-Lian, L., Preston, E. M., 2000. Modeling landscapes functions and effects : a network approach. *Ecological Modelling*, Vol.132, 77-94.
- Lemée, D., 2004. *Le budget participatif de Porto Alegre : entre espoir et pragmatisme*. Mémoire de maîtrise de géographie, Université du Maine, 70 p.
- Lemos, M. C., Oliveira, J. L. F., 2004. Can Water Reform Survive Politics? Institutional Change and River Basin Management in Ceará, Northeast Brazil. *World Development*, Vol.32, 12, 2121-2137.
- Lenhart, T., Eckhardt, K., Fohrer, N., Frede, H. G., 2002. Comparaison of two different approaches of sensitivity analysis. *Physics and Chemistry of the Earth*, 27, 645-654.
- Lepiller, L., 2006. *La gestion intégrée des ressources en eau: l'exemple participatif du bassin versant de l'Ibicuí, Rio Grande do Sul (Brésil)*. Mémoire de master 2, Université du Maine, 133 p.
- Leteinturier, B., Tychon, B., Oger, R., 2007. Agronomical and agro-environmental diagnosis of crop sequences in Wallonia (Belgium). *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, Vol.11, 1, 27-38.
- Leturcq, G., 2004. *Les problèmes de la terre dans le Rio Grande do Sul (Brésil)*. Mémoire de maîtrise de géographie, Université du Maine, 75 p.
- Leturcq, G., 2005. *La diffusion spatiale d'une innovation : le semis direct du riz dans le Rio Grande do Sul (Brésil)*. Mémoire de master 2 en géographie, Université du Maine, 78 p.
- Leturcq, G., Laurent, F., Vieira Medeiros, R., 2008. Perception et gestion de l'érosion et des ressources en eau par les agriculteurs et les éleveurs du bassin versant de l'Ibicuí (RS, Brésil). *Confins* [Online], 4 | 2008, mis en ligne le 9 novembre 2008, consulté le 7 février 2011, URL : <http://confins.revues.org/document4793.html>.

- Leturcq, G., Laurent, F., Vieira Medeiros, R., 2010. Percepção e gestão da erosão e dos recursos hídricos pelos agricultores e criadores da bacia hidrográfica do Ibicui (RS-Brasil). *Desertificação, desenvolvimento sustentável e agricultura familiar recortes no Brasil, em Portugal e na África*. I. T. Emilia Moreira (Ed.), Editoria Universitaria, João Pessoa - PB, Ministério do Meio Ambiente (<http://webiica.iica.ac.cr/bibliotecas/repiica/b2055p/b2055p.pdf>): 85-100.
- Levrel, G., 2003. *Acquisition de données de cartographie pédologique du bassin versant du Rochereau, Vendée*. Mémoire de maîtrise de Sciences de la Terre et de l'Univers, Université Poincaré, 107 p.
- Lo, T. H. C., Scarpace, F. L., T.M., L., 1986. Use of multi-temporal spectral profiles in agricultural land-cover classification. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 52, 535-544.
- Loague, K., Corwin, D., 1998. Regional-scale assessment of non-point source groundwater contamination. *Hydrological Processes*, Vol.12, 957-965.
- Loiseau, P., El Habchi, A., de Montard, F. X., Triboï, E., 1992. Indicateurs pour la gestion de l'azote dans les systèmes de culture incluant la prairie temporaire de fauche. *Fourrages*, Vol.129, 29-43.
- Lusson, G., 2004. *Populations et aires protégées au Brésil : le cas de la réserve de la biosphère (MAB-UNESCO) de la Mata Atlantica et de la station écologique Aratinga (rio Grande do Sul)*. Mémoire de maîtrise de géographie, Université du Maine, 80 p.
- Mahé, G., Dessouassi, R., Cissoko, B., Olivry, J. C., 1998. *Comparaison des fluctuations interannuelles de piézométrie, précipitation et débit sur le bassin versant du Bani à Douna au Mali*. In Water Resources Variability in Africa during the XXth Century, Abidjan'98 Conference, IAHS, 289-295.
- Mahe, G., Olivry, J. C., Dessouassi, R., Orange, D., Bamba, F., Servat, E., 2000. Relations eaux de surface-eaux souterraines d'une rivière tropicale au Mali. *C. R. Acad. Sci.*, Vol.330, 10, 689-692.
- Maia, S., Ogle, S., Cerri, C. C., Cerri, C. E. P., 2010. Changes in soil organic carbon storage under different agricultural management systems in the Southwest Amazon Region of Brazil. *Soil & Tillage Research*, 106, 177-184.
- Manguerra, H. B., Engel, B. A., 1998. Hydrologic Parametrization of Watersheds for Runoff Prediction using SWAT. *JAWRA*, Vol.34, 5, 1149-1162.
- Marie, J., Morand, P., N'Djim, H., 2007. *Avenir du fleuve Niger*. IRD ed., Paris, 287 p.
- Marie, M., Abdelkarim, B., Delahaye, D., 2009. Le rôle de la distance dans l'organisation des pratiques et des paysages agricoles : l'exemple du fonctionnement des exploitations laitières dans l'arc atlantique. *CyberGeo: European Journal of Geography* document 460, mis en ligne le 27 mai 2009, consulté le 17 novembre 2011, URL: <http://cybergeo.revues.org/22366>.
- Martin, P., Le Bissonnais, Y., Benkhadra, H., Ligneau, L., Ouvry, J. F., 1997. Mesures du ruissellement et de l'érosion diffuse engendrés par les pratiques culturales en Pays de Caux (Normandie). *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, Vol.2, 143-155.
- Martins, P. F. S., Cerri, C. C., Volkoff, B., Andreux, F., Chauvel, A., 1991. Consequences of clearing and tillage on the soil of a natural Amazonian ecosystem. *For. Ecol. Manag.*, Vol.38, 273-282.
- Mazoyer, M., Roudart, L., 1997. *Histoire des agricultures du monde*. Points, Paris, 705 p.
- Mello, I., van Raij, B., 2006. *No-Till for Sustainable Agriculture in Brazil*. In Proceedings of the World Association of Soil and Water Conservation (PWASWC), 49-57.
- Mer, R., 2000. *Le paradoxe paysan. Essai sur la communication entre l'agriculture et la société*. Harmattan, 236 p.

- Merot, P., Ezzahar, B., Walter, C., Arousseau, P., 1995. Mapping waterlogging of soils using Digital Terrain Models. *Hydrological Processes*, Vol.9, 27-34.
- Merot, P., Squividant, H., Arousseau, P., M., H., Burt, T., Maitre, V., Kruk, M., Butturini, A., Thenail, C., Viaud, V., 2003. Testing a climato-topographic index for predicting wetlands distribution along an European climate gradient. *Ecol. Model.*, Vol.163, 51-71.
- Milleville, P., 1999. Techniques des agronomes, pratiques des agriculteurs. *L'innovation en agriculture, questions de méthodes et terrains d'observation*. E. Mollard (Ed.). Paris, IRD: 35-64.
- Minella, J. P. G., Merten, G. H., Walling, D. E., Reichert, J. M., 2009. Changing sediment yield as an indicator of improved soil management practices in southern Brazil. *CATENA*, 79, 228–236.
- Mollard, A., Lacroix, A., Bel, F., Grappey, C., Vachaud, G., Sauboua, E., Mary, B., Beaudoin, N., David, C., Piot-Lepetit, I., Dupraz, P., Vermersch, D., Salanié, F., Thomas, A., Amigues, J. P., Bailly, R., 2000. *Agriculture durable et pollutions diffuses dans la plaine de Bièvre : modélisation des transferts d'eau et d'azote vers la nappe et modalités de régulation économique*. INRA-R&A Grenoble, Grenoble, 161.
- Mouclier, M., 2005. *Cartographie et caractérisation des sols du bassin versant de l'Oudon (Maine et Loire)*. INH, Angers, 49.
- Nash, J. E., Sutcliffe, J. V., 1970. River flow forecasting through conceptual models, a discussion of principles. *Journal of Hydrology*, Vol.10, 282-290.
- Neboit-Guilhot, R., 1999. Autour d'un concept d'érosion accélérée : l'homme, le temps et la morphogénèse. *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, Vol.2, 159-172.
- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Williams, J. R., 2000. *Soil and Water Assessment Tool, User's manual*. USDA-ARS, Temple, Texas, 468.
- Nieder, R., Kersebaum, K. C., Richter, J., 1995. Significance of nitrate leaching and long term N immobilisation after deepening the plough layers for the N regime of arable soils in N.W. Germany. *Plant Soil*, 173, 167-175.
- Nilsson, H., 2004. What are the possible influences affecting the future environmental agricultural policy in the European Union ? An investigation into the main factors. *J. of Cleaner Production*, 12, 461-468.
- Novotny, V., 1999. Integrating Diffuse / Nonpoint Pollution Control and Water Body Restoration into Watershed Management. *JAWRA*, Vol.35, 4, 717-727.
- Oenema, O., Bleeker, A., Braathen, N. A., Budďáková, M., Bull, K., Pavel, E., Geupel, M., Hicks, K., Hoft, R., Kozlova, N., Leip, A., Spranger, T., Valli, L., Velthof, G., Winiwarter, W., 2011. Nitrogen in current European policies. *The European Nitrogen Assessment*. C. M. H. M.A. Sutton, J.W. Erisman, G. Billen, A. Bleeker, P. Grennfelt, H. van Grinsven and B. Grizzetti (Ed.) (Ed.), Cambridge University Press: 62-81.
- Ogle, S. M., Breidt, F. J., Paustian, K., 2005. Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. *Biogeochemistry*, Vol.72, 87-121.
- Ogle, S. M., Swan, A., Paustian, K., 2012. No-till management impacts on crop productivity, carbon input and soil carbon sequestration. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 149, 37-49.
- Olivry, J. C., Bricquet, J. P., Mahe, G., 1993. *Vers un appauvrissement durable des ressources en eau de l'Afrique humide ?* In Hydrology of warm humid regions, Proceedings of the AISH Symposium, Yokohama, Japan, 67-78.
- O'Neil, R. V., Krummel, J. R., Gardner, R. H., Sughira, G., Jackson, B., de Angelis, D. L., Milne, B. T., Turner, M. G., Zygmunt, B., Christensen, S. W., Dale, V. H., Graham, R. L., 1988. Indices of landscape pattern. *Landsc. Ecol.*, Vol.1, 153-162.

- Overbeck, G., Muller, S., Fidelis, A., Pfadenhauer, J., Pillar, V., Blanco, C., Boldrini, I., Both, R., Forneck, E., 2007. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 9, 101-116.
- Parage, J., 2009. *Gouvernance locale de l'eau et information géographique - Etude du Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux du bassin versant de la Mayenne, France*. Thèse, Université du Maine, 302 p.
- Parage, J., Laurent, F., 2009. *Méthodes de gestion de l'information géographique pour les démarches participatives locales de gestion intégrée de la ressource en eau : l'exemple du bassin versant de la rivière La Mayenne (France)*. In Colloque " Au fil de l'eau - L'eau : ressources, gestion et risques ", 11-13 mars 2009, Clermont-Ferrand, organisé par la MSH de Clermont-Ferrand, actes en cours de publication.,
- Patty, L., Réal, B., Gril, J. J., 1997. The use of grassed buffer strips to remove pesticides, nitrate and soluble phosphorus compounds from runoff water. *Pestic. Sci.*, Vol.49, 243-251.
- Pébayle, R., 1974. *Pionniers et éleveurs du Rio Grande do Sul*. Thèse d'Etat, Université de Paris 1, 745 p.
- Pinheiro, E. F. M., Pereira, M. G., Anjos, L. H. C., 2004. Aggregate distribution and soil organic matter under different tillage systems for vegetable crops in a Red Latosol from Brazil. *Soil & Tillage Research*, 77, 79-84.
- Plessis, J. C., 2004. *L'érosion des sols dans le sud-ouest du Rio Grande do Sul (Brésil), contribution des SIG à l'étude des processus érosifs*. Mémoire de maîtrise de géographie, Université du Maine, 65 p.
- Plessis, J. C., 2005. *Analyse de l'érosion hydrique par géomatique dans le sud-ouest du Rio Grande do sul (Brésil), Etude de cas à l'échelle du bassin versant de l'arroyo Sao Joao*. Mémoire de master 2 en géographie, Université du Maine, 64 p.
- Pochon, A., 1996. *Les Champs du Possible, plaidoyer pour une Agriculture Durable*. Syros, Paris, 251 p.
- Porto de Lima, V. R., 2006. *Conflito pelo uso da agua do canal de Redenção: assentamento Acauã, Aparecida, PB, Brasil*. Mémoire de pos-graduação (master), UFPB, Centro de Ciências Exatas e da Natureza (Brasil), 87 p.
- Powlson, D. S., Addiscott, T. M., Benjamin, N., Cassman, K., de Kok, T., van Grinsven, A., L'Hirondel, J. L., Avery, A., van Kessel, C., 2008. When does nitrate become a risk for humans? *Journal of Environmental Quality*, Vol.37, 291-295.
- Pretty, J., Shah, P., 1999. Soil and water conservation: A brief history of coercion and control. *Fertile ground: The impacts of participatory watershed management*. J. T. F. Hinchcliffe, J. N. Pretty, I. Guijt and P. Shah (Ed.). London, Intermediate Technology Publications Ltd.: 1-12.
- Pullar, D., Springer, D., 2000. Towards integrating GIS and catchment models. *Environmental Modelling and Software*, 15, 451-459.
- Quinn, P., 2004. Scale appropriate modelling: representing cause-and-effect relationships in nitrate pollution at the catchment scale for the purpose of catchment scale planning. *Journal of Hydrology*, 291, 197-217.
- Rangel-Vasconcelos, L. G. T., Kato, O., Brancher, T., Nascimento, E. P., 2009. Estoque de Carbono e Diversidade Florística de Vegetação de Pousio em Áreas Submetidas aos Sistemas de Corte-e-Queima e Corte-e-Trituração em Marapanim, Nordeste Paraense. *Rev. Bras. de Agroecologia*, Vol.4, 2, 2558-2561.
- Rapion, P., Bordenave, P., 2001. *Pratiques agricoles et pollutions azotées diffuses des eaux de surface: exemples d'évaluation d'impact sur trois bassins versants d'élevage intensif*. In Hydrosystèmes, Paysages, Territoires, Lille, 6-8 septembre 2001, actes

- publiés sur CD Rom et disponibles sur : <http://www.univ-lille1.fr/geographie/labo/gma.htm>,
- Rawls, W., Brakensiek, D., 1985. Prediction of Soil Water Properties for Hydrologic Modeling. *Watershed Management in the Eighties*(Ed.), ASCE: 293-299.
- Rawls, W., Brakensiek, D., Saxton, K. E., 1982. Estimating Soil Water Retention from Soil Properties. *J. Irrig. Drain. Eng.*, Vol.108, IR2, 166-171.
- Réal, B., Labreuche, J., Heddadj, D., 2005. L'impact du travail du sol sur les transferts de produits phytosanitaires. *Perspectives agricoles*, 309, 24-28.
- Refsgaard, J. C., Thorsen, M., Jensen, J. B., Kleeschlute, S., Hansen, S., 1999. Large scale modelling of groundwater contamination for nitrate leaching. *Journal of Hydrology*, 221, 117-140.
- Ribeiro, D., 1995. *O povo brasileiro*. Editoria Schwarcz Ltda (ed. 2008), São Paulo, Brasil, 435 p.
- Ribeiro, J. C., 2008. *A verticalização da paisagem nos campos de areia da Vila Kraemer. São Francisco de Assis, RS, Brasil*. Mémoire de pos-graduação (master), UFRGS, 187 p.
- Ribeiro, W. C., 2009. *Governança da água no Brasil*, São Paulo, 379 p.
- Richter, G. M., Beblík, A. J., Schmalstieg, K., Richter, O., 1998. N-dynamics and nitrate leaching under rotational and continuous set-aside - a case study at the field and catchment scale. *Agric. Ecosyst. Environ*, 68, 125-138.
- Rode, M., Thiel, E., Franko, U., Wenk, G., Hesser, F., 2009. Impact of selected agricultural management options on the reduction of nitrogen loads in three representative meso scale catchments in Central Germany. *Science of the Total Environment*, 407, 3459–3472.
- Rodriguez, A., Jacobo, E., 2010. Glyphosate effects on floristic composition and species diversity in the Flooding Pampa grassland (Argentina). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol.10, 222-231.
- Romanowicz, A. A., Vanclouster, M., Rounsevell, M., Junesse, I. A., 2005. Sensitivity of the SWAT model to the soil and land use data parametrisation: a case study in the Thyle catchment, Belgium. *Ecological Modelling*, Vol.187, 1, 27-39.
- Roose, E., 1983. Ruissellement et érosion avant et après défrichement en fonction du type de culture en Afrique occidentale. *Cahiers ORSTOM, série Pédologie*, Vol.20, 4, 327-339.
- Ruelland, D., 2009. *Méthodes d'intégration de l'information géographique dans la modélisation des hydrosystèmes*. Thèse, université Montpellier 2, 302 p.
- Ruelland, D., Ardoin-Bardin, S., Billen, G., Servat, E., 2008. Sensitivity of a lumped and semi-distributed hydrological model to several modes of rainfall interpolation on a large basin in West Africa. *Journal of Hydrology*, 361, 96-117.
- Ruelland, D., Guinot, V., Levasseur, F., Cappelaere, B., 2009. *Modelling the long-term impact of climate change on rainfall-runoff processes over a large Sudano-Sahelian catchment*. In conférence internationale de l'IAHS (International Association of Hydrological Sciences), 6-12 septembre 2009, Hyderabad, India,
- Ruelland, D., Larrat, V., Guinot, V., 2010. A comparison of two conceptual models for the simulation of hydro-climatic variability over 50 years in a large Sudano-Sahelian catchment. *Global Change: Facing Risks and Threats to Water Resources*(Ed.), IAHS Publ. 340: 668–678.
- Ruelland, D., Laurent, F., Trebouet, A., 2004. Spatialisation de successions culturales à partir d'image HRV(XS) de SPOT pour une intégration dans un modèle agro-hydrologique. *Télédétection*, Vol.4, 3, 231-250.
- Saldanha Machado, C. J., 2004. *Gestão das águas doces*, Rio de Janeiro, 372 p.

- Santhi, C., Srinivasan, R., Arnold, J. G., Williams, J. R., 2003. *A modeling approach to evaluate the impacts of water quality management plans implemented in the Big Cypress Creek watershed*. In Proc. Conference: Total Maximum Daily Load (TMDL) Environmental Regulations - II, St. Joseph, Mich., ASAE, 384-394.
- Santos, M., 1990. *Espace et méthode*. Publisud, 123 p.
- Santos, R. J., 2004. Gaúchos no cerrado de Minas Gerais. *Rio Grande do Sul: Paisagens e Territórios em Transformação*. D. M. A. Suertegaray (Ed.). Porto Alegre, Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 319 p.
- Saultner, D., 1989. *Les bases de la production végétale*. Sciences et Techniques Agricoles, Angers, France, 458 p.
- SCESS, 2000. Agreste, Recensement Agricole 2000. *Ministère de l'Agriculture, de l'alimentation, de la pêche et des affaires rurales, Service Central des Enquêtes et des Etudes Statistiques*, <http://www.agreste.agriculture.gouv.fr>.
- Schiavon, M., 1998. *La pollution des eaux par les produits phytosanitaires*. In ANPP - 17ème conférence du COLUMA, Journées Internationales sur la lutte contre les mauvaises herbes, Dijon, 419-428.
- Schneider, S., Silva, M. K., Marques, P. E. M., Eds, 2004. *Políticas Públicas e Participação Social no Brasil Rural*. Porto Alegre, Brasil, UFRGS Ed., 256 p.
- Schuol, J., Abbaspour, K. C., 2006. Calibration and uncertainty issues of a hydrological model (SWAT) applied to West Africa. *Adv. Geosci.*, Vol.9, 137-143.
- Scopel, E., Douzet, J. M., Macena da Silva, F. A., Cardoso, A., Alves Moreira, J. A., Findeling, A., Bernoux, M., 2005. Impactos do sistema de plantio direto com cobertura vegetal (SPDCV) sobre a dinamica da agua, do nitrogênio mineral e do carbono do solo do Cerrado brasileiro. *Cadernos de Ciência & Tecnologia*, Vol.22, 1, 169-183.
- Scopel, E., Triomphe, B., Ribeiro, M. F. S., Séguy, L., Denardin, J. E., Kochann, R. A., 2004. *Direct seeding mulch-based cropping systems (DMC) in Latin America*. In Proceedings of the 4th International Crop Science Congress "New directions for a diverse planet", 26 sep. - 1 oct. 2004, Brisbane, Australia., Published on CDROM. Web site www.cropscience.org.au,
- Sebillotte, M., 2000. Des recherches pour le développement local, partenariat et transdisciplinarité. *Revue d'Economie Régionale et Urbaine*, 3, 535-556.
- Sebillotte, M., 2002. *Les fondements épistémologiques de l'évaluation des recherches tournées vers l'action*. In DADP 2002, Montpellier,
- Sebillotte, M., Meynard, J. M., 1990. *Systèmes de culture, systèmes d'élevage et pollutions azotées*. In Nitrates, agriculture, eau, Paris, 7-8 novembre 1990, 289-312.
- Séguy, L., Bouzinac, S., 2001. *Direct seeding on plant cover : sustainable cultivation of our planet's soils*. In Conservation agriculture, a worldwide challenge : 1st World congress on conservation agriculture. 1-5 oct 2001, Madrid, Spain, 85-91.
- Séguy, L., Bouzinac, S., 2001. *Un dossier du semis direct, systèmes de culture sur couverture végétale*. CIRAD, Montpellier, 63.
- Séguy, L., Bouzinac, S., 2006. *Rapport annuel d'activités 2005 URI/Cirad-CA*. Cirad, 159.
- Séguy, L., Bouzinac, S., Husson, O., 2006. Direct-seeded tropical soil systems with permanent soil cover: learning from brazilian experience. *Biological approaches to sustainable soil systems*. J. Thies (Ed.), Taylor & Francis: 323-336.
- Séguy, L., Bouzinac, S., Trentini, A., Cortes, N. A., 1996. L'agriculture brésilienne des fronts pionniers. *Agriculture et développement*, 12, 1-76.
- SEMA, 2003. *Bacia hidrográfica Ibicuí*. In *Relatório Anual sobre a Situação dos Recursos Hídricos no Estado do Rio Grande do Sul*. Secretaria Estadual do Meio Ambiente, RS, Brasil, 232-243.

- Serpantié, G., 2009. L'agriculture de conservation à la croisée des chemins (Afrique, Madagascar). *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, Vol.9, 3, mis en ligne le 14 décembre 2009, consulté le 25 janvier 2011. URL : <http://vertigo.revues.org/9290>, 1-21.
- Servat, E., Paturel, J. E., Kouame, B., Travaglio, M., Ouedraogo, M., Boyer, J. F., Lubes-Niel, H., Fristch, J. M., Masson, J. M., Marieu, B., 1998. *Identification, caractérisation et conséquences d'une variabilité hydrologique en Afrique de l'Ouest et Centrale*. In *Water Resources Variability in Africa during the XXth Century*, Abidjan'98 Conference, IAHS, 323-337.
- Sgard, J., 2003. Pauvreté et inégalités au Brésil. *La Lettre du CEPPII*, 229 - Décembre 2003, 1-4.
- Shannon, C. E., Weaver, W., 1949. *The mathematical theory of communication*. The University of Illinois Press, Urbana, Illinois, 125 p.
- Sharmaa, T., Carmichaelb, J., Klinkenberg, B., 2006. Integrated modeling for exploring sustainable agriculture futures. *Futures*, 38, 93-113.
- Sharpley, A., Kleinman, P., Flaten, D., Buda, A., 2011. Critical Source Area Management of Agricultural Phosphorus: Experiences, Challenges and Opportunities. *Water Science and Technology*, Vol.64, 4, 945-952.
- Shepherd, M. A., Davies, D. B., Johnson, P. A., 1993. Minimising nitrate losses from arable soils. *Soil Use and Management*, Vol.9, 94-99.
- Shukla, S., Mostaghimi, S., Shanholtz, V. O., Collins, M. C., 1998. A GIS-based modeling approach for evaluating groundwater vulnerability to pesticides. *Water Resour. Bull.*, Vol.34, 6, 1275-1293.
- Simon, J. C., Decau, M. L., Vertès, F., 1997. Chargement animal et pollution nitrique sous prairie. *INRA, Le Courrier de l'environnement* (30), <http://www.inra.fr/dpenv/simonc30.htm>.
- Sisti, C. P. J., dos Santos, H., Kohhann, R., Alves, B. J. R., Urquiaga, S., Boddey, R. M., 2004. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. *Soil & Tillage Research*, 76, 39-58.
- Skaggs, R. W., Breve, M. A., Gilliam, J. W., 1994. Hydrologic and water quality impact of agriculture drainage. *Crit. Rev. in Envir. Sci. Tech.*, Vol.24, 1, 1-32.
- Sogue, M., 2011. *Cartographie par télédétection de l'agriculture dans le bassin versant de l'Ibicui (sud du Brésil) : apports des séries d'images MODIS/TERRA*. Mémoire de master 1, Université du Maine, 57 p.
- Soulard, C. T., 1999. *Les agriculteurs et la pollution agricole, proposition d'une géographie des pratiques*. Thèse d'Université, Université de Paris 1 Panthéon - Sorbonne, 424 p.
- Souza, F. A. V., 2003. *A Questão Nacional e Assentamentos Rurais na Paraíba*. Idéia Ed., João Pessoa, PB, Brasil, 206 p.
- Srinivasan, R., Ramanarayanan, T. S., Arnold, J. G., Bednarz, S. T., 1998. Large area hydrologic modeling and assessment, Part 2: Model Application. *JAWRA*, Vol.34, 1, 91-101.
- Stoddard, C. S., Grove, J. H., Coyne, M. S., Thom, W. O., 2005. Fertilizer, tillage, and dairy manure contributions to nitrate and herbicide leaching. *Journal of Environmental Quality*, Vol.34, 4, 1354-1362.
- Suertegaray, D., 1988. *A Trajetória da Natureza: um estudo geomorfológico sobre os areias de Quaraí*. Thèse, Universidade de São Paulo, USP, Brasil, 243 p.
- Suertegaray, D., Guasselli, L. A., Verdum, R., 2001. *Atlas da arenização - Sudoeste do Rio Grande do Sul*. Secretaria da coordenação e planejamento, Porto Alegre, RS, Brasil, 84 p.

- Syndicat_de_Bassin_de_l'Oudon, 2010. *Prospective « Eau et systèmes agricoles durables sur le bassin de l'Oudon 2030 » - définition d'une stratégie crédible*, Segré, France, 65.
- Taïbi, N., El Hannani, M., Gassani, J., Ballouche, A., Moguedet, G., El Ghadi, A., Ozer, P., 2006. *Aléas climatiques versus actions anthropiques dans le développement des processus de « désertification » sur les marges sud et nord du Sahara*. In Colloque « Interactions Nature-Société, analyses et modèles », La Baule, France, mis en ligne halshs-00477655.
- Tate, K. W., Nader, G. A., 2000. Evaluation of buffers to improve the quality of runoff from irrigated pastures. *Journal of Soil and Water Conservation*, 55, 473-478.
- Ternisien, J., 1971. Terminologie de l'environnement. *Options méditerranéennes*, Vol.9, 27-33.
- Thareau, B., Congy, E., Bolo, P., 2008. L'appropriation de l'obligation de couverture hivernale des sols par les agriculteurs. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, Vol.56, 105-118.
- Théry, H., 2004. La vague déferlante du soja brésilien. *Mappemonde* [Online], 74 | 2004, Accès 05/02/2010, URL: <http://mappemonde.mgm.fr/num2/articles/art04204.html>.
- Théry, H., 2005. *Le Brésil*. Armand Colin, Paris, 288 p.
- Théry, H., 2011. Les défis du monde rural au Brésil. *Dynamique des espaces ruraux dans le monde*. Y. Jean (Ed.). Paris, Armand Colin: 297-314.
- Thiébaud, F., Cozic, P., Véron, F., Brau-Nogué, C., Bornard, A., 2001. Intérêts et limites des différents couverts fourragers et pratiques associées vis-à-vis de l'environnement. Analyse bibliographique. *Fourrages*, 168, 449-475.
- Thieu, V., Garnier, J., Billen, G., 2010. Assessing the effect of nutrient mitigation measures in the watersheds of the Southern Bight of the North Sea. *Science of The Total Environment*, Vol.408, 1245-1255.
- Thomas, F., 2002. Couverture du sol et semis direct. *Revue TCS*, 18, 8-21.
- Tonneau, J.-P., Piraux, M., Coudel, E., 2011. Quelles innovations territoriales dans des territoires marginalisés au Nordeste du Brésil. *Cahiers agricultures*, Vol.20, 3, 235-240.
- Tonneau, J.-P., Piraux, M., Coudel, E., de Azevedo, S. G., 2009. Évaluation du développement territorial comme processus d'innovation et d'institutionnalisation : le cas du Territoire du Alto Sertão do Piauí e Pernambuco au Nordeste du Brésil. *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement* [On line], 9 (3) | 2009, mis en ligne le 14 décembre 2009, <http://vertigo.revues.org/9207>.
- Tonneau, J.-P., Piraux, M., Lardon, S., Raymond, R., Chia, E., Caron, P., 2007. Gestion agroécologique de la caatinga pour les agriculteurs familiaux du Sertão : une alternative à la désertification ? *Bois et forêts des tropiques*, 293, 9-21.
- Tonneau, J.-P., Sabourin, E., 2009. Agriculture familiale et politiques publiques de développement territorial : le cas du Brésil de Lula. *Confins* [Online], 5 | 2009, mis en ligne le 20 mars 2009, URL : <http://confins.revues.org/document5575.html>.
- Turner, B. L., Haygarth, P. M., 1999. Phosphorus leaching under cut grassland. *Wat. Sci. Tech.*, Vol.39, 12, 63-67.
- Turpin, N., Bontems, P., Rotillon, G., Bärlund, I., Kaljonen, M., Tattari, S., Feichtinger, F., Strauss, P., Haverkamp, R., Garnier, M., Lo Porto, A., Benigni, L., Leone, A., Ripa, M. N., Eklo, O. M., Romstad, E., Bioteau, T., Birgand, F., Bordenave, P., Laplana, R., Lescot, J. M., Piet, L., Zahm, F., 2005. AgriBMPWater: systems approach to environmentally acceptable farming. *Environmental Modelling and Software*, Vol.20, 187-196.
- UFMS, 2005. *Metodologia para iniciar a implantação de outorga em bacias carentes de dados de disponibilidade e demanda - IOGA - Bacia do rio Ibicui*. convênio

- FNDCT/CT-Hidro 01.04.0056.00, volume 1: relatório técnico e anexo 1, Santa Maria, RS, Brasil, 200.
- USDA, 1972. *National Engineering Handbook*. Part 630 Hydrology, Section 4, U.S. Government Printing Office, Washington, D.C.,
- Uusi-Kämpfä, J., Braskerud, B., Jansson, H., Syversen, N., Uusitalo, R., 2000. Buffer zones and constructed wetlands as filters for agricultural phosphorus. *Journal of Environmental Quality*, 29, 151-158.
- Vaché, K., Eilers, J., Santelmann, M., 2002. Water Quality Modeling of Alternative Agricultural Scenarios in the US Corn Belt. *JAWRA*, Vol.38, 3, 773-787.
- Valbuena, R., 2009. Les dynamiques territoriales associées au soja et les changements fonctionnels en Amazonie. Le cas de la région de Santarém, Pará, Brésil. *Confins* [Online], 5 | 2009, mis en ligne le 20 mars 2009, consulté le 6 février 2011, <http://confins.revues.org/5615>.
- Van der Werf, H. M. G., 1996. Assessing the impact of pesticides on the environment. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol.60, 81-96.
- van Griensven, A., Francos, A., Bauwens, W., 2002. Sensitivity analysis and auto-calibration of an integral dynamic model for river water quality. *Water Science and Technology*, Vol.45, 5, 321-328.
- Verdum, R., 1997. *L'approche géographique des "déserts" dans les communes de São Francisco de Assis et Manuel Viana, État du Rio Grande do Sul, Brésil*. Thèse, Université de Toulouse Le Mirail, 211 p.
- Veyret, Y., 2011. *Géo-environnement*. Armand Colin, 253 p.
- Veyret, Y., 2011. Le défi environnemental. *Dynamique des espaces ruraux dans le monde*(Ed.). Paris, Armand Colin: 114-138.
- Veyret, Y., Vigneau, J. P., Dubois, J. J., Kergomard, C., Lageat, Y., Miossec, A., 2002. *Géographie physique, Milieux et environnement dans le système Terre*, 368 p.
- Vianna, P., 2002. *O sistema aquífero Guarani (SAG) no Mercosul*. Universidade de São Paulo, USP, Brasil, 113 p.
- Viavattene, C., 2006. *Exploitation socio-économique de la modélisation souterraine du transfert des nitrates à l'échelle du bassin de la Seine*. Thèse d'université, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris, 243 p.
- Vieira Medeiros, R. M., Laurent, F., 2008. Es redes de agricultores em favor do meio ambiente na França: multiplicidades de sistemas de ações e de percepções. *Agricultura, desenvolvimento e transformações socioespaciais: reflexões interinstitucionais e constituição de grupos de pesquisa no rural e no urbano*. E. Assis (Ed.). Uberlândia, MG, Brasil: 179-212.
- Vogt, J., 1953. Erosion des sols et techniques culturales en climat tempéré maritime de transition (France et Allemagne). *Revue de Géomorphologie Dynamique*, Vol.4, 157-183.
- von Wieren-Lehr, S., 2001. Sustainability in agriculture - an evaluation of principal goal oriented concepts to close the gap between theory and practice. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol.84, 115-129.
- Ward, M., de Kok, T., Levallois, P., Brender, J., Gulis, G., Nolan, B., Van Derslice, J., 2005. Drinking water nitrate and health: recent findings and research needs. *Environmental Health Perspectives*, Vol.113, 11, 1607-1614.
- Williams, J. R., Jones, C. A., Dyke, P. T., 1984. A modeling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. *Trans. ASAE*, Vol.27, 1, 129-144.
- Withmore, A. P., Bradbury, N. J., Johnson, P. A., 1992. Potential contribution of ploughed grassland to nitrate leaching. *Agric. Ecosyst. Environ.*, Vol.39, 3-4, 221-233.

- Wolfe, A. H., Patz, J. A., 2002. Reactive nitrogen and human health: acute and long-term implications. *Ambio*, Vol.31, 2, 120-125.
- Zanella, C., 2007. *La diffusion du Semis Direct et des Techniques Culturelles Simplifiées dans l'ouest de la France*. Université du Maine, 57 p.
- Zeimen, M. B., Janssen, K. A., Sweeney, D. W., Pierzynski, G. M., Mankin, K. R., Devlin, D. L., Regehr, D. L., Langemeier, M. R., Mcvay, K. A., 2006. Combining management practices to reduce sediment, nutrients, and herbicides in runoff. *Journal of Soil and Water Conservation*, Vol.61, 5, 258–267.
- Zinn, Y., Lal, R., Resck, D. V. S., 2005. Changes in soil organic carbon stocks under agriculture in Brazil. *Soil & Tillage Research*, 84, 28-40.

Table des figures

Figure 1: Schéma des activités principales.....	9
Figure 2 : Situation des bassins tests dans les Pays de la Loire	11
Figure 3 : Phases de constitution du partenariat lors du projet INRA-DADP/PSDR	14
Figure 4 : Localisation du bassin versant de l’Ibicuí	18
Figure 5 : Localisation du bassin versant du Bani	20
Figure 6 : Schéma de l’activité publications	28
Figure 7 : Organisation de la synthèse des travaux	35
Figure 8 : Exemples de couverts végétaux cultivés en France.....	45
Figure 9 : Paysage bocager en Sarthe.....	45
Figure 10 : Prairie humide et forêt de peuplier en Sarthe	46
Figure 11 : Bandes enherbées ou boisées à proximité de cours d’eau	46
Figure 12 : L’assolement agricole sur le Rochereau	51
Figure 13 : L’organisation des acteurs sur le bassin du Rochereau (Hellier et al., 2009).....	52
Figure 14: Evolution des teneurs en nitrates à la retenue de Rochereau en fonction des pluies efficaces.....	55
Figure 15 : Evolution des teneurs en glyphosate et son dérivé AMPA, dans la rivière du Grand Lay à l’entrée de la retenue de Rochereau	55
Figure 16 : Prélèvements d’eau dans le bassin de l’Oudon.....	57
Figure 17 : Assollement sur le bassin de l’Oudon en 2009 (en ha).....	57
Figure 18 : Evolution des teneurs en nitrates de l’Oudon à Segré	58
Figure 19 : Carte de qualité SEQ-Eau en Nitrates 2009-2010	59
Figure 20 : Evolution de la teneur en phosphore total dans l’Oudon à Segré.....	60
Figure 21 : Carte de qualité SEQ-Eau en matières phosphorées 2009-2010	60
Figure 22 : Seuil max Pesticides totaux : eau distribuée = 0,5 µg.l ⁻¹ ; eau brute = 5 µg.l ⁻¹	61
Figure 23 : Le système d’acteurs intra et extra-territoriaux dans la gestion des pollutions agricoles	70
Figure 24 : Les régions et les États du Brésil	72
Figure 25 Les unités de relief du bassin de l’Ibicuí	73
Figure 26 : Activités agricoles sur le bassin de l’Ibicuí : part pâturée dans la surface totale des municipales et part des différentes cultures dans l’assolement des terres arables	74
Figure 27 : Taille des propriétés agricoles dans le bassin de l’Ibicuí	74
Figure 28 : Surfaces relatives des cultures annuelles dans le bassin de l’Ibicuí	75
Figure 29 : Paysages du bassin de l’Ibicuí	75
Figure 30 : Plantations d’eucalyptus sur le bassin de l’Ibicuí.....	79
Figure 31 : Poster de sensibilisation sur la qualité de l’eau de l’Ibicuí au siège de l’association des riziculteurs.....	80
Figure 32 : Le Rio Ibicuí à Manoel Viana	80
Figure 33 : Pluviométrie dans le Nordeste	84
Figure 34 : Un substrat géologique difficile pour l’agriculture et de faible potentiel aquifère	85
Figure 35 : Les grands bassins versants de l’État de la Paraíba (source : AESA, 2004) et les espaces étudiés	86
Figure 36 : Cote annuelle moyenne du barrage Epitacio Pessoa	88
Figure 37 : Lac du barrage Epitacio Pessoa avec la tour de la prise d’alimentation en eau ...	88
Figure 38 : Le périmètre irrigué des Várzeas de Sousa.....	91
Figure 39 : Irrigation dans la Paraíba	92
Figure 40 : Travaux de creusement du canal du São Francisco en août 2010	93

Figure 41 : Structuration du sol en Semis Direct sur Couverture Végétale (Séguy, Bouzinac, 2001).....	97
Figure 42 : Evolution des surface en semis direct au Brésil (en millions ha).....	99
Figure 43 : Le système de semis direct sur couvert végétal conçu par le Cirad en zone tropicale humide (Séguy, Bouzinac, 2001)	100
Figure 44 : Travail du sol et semis direct au Brésil.....	101
Figure 45 : Le bassin du Paraná 3 (<i>In</i> Laurent et al., 2011).....	103
Figure 46 : semis direct sous couvert végétal dans la région d'Itaipu	104
Figure 47 : Le barrage d'Itaipu.....	105
Figure 48 : Travail du sol et semis direct dans le du bassin du Paraná 3.....	106
Figure 49 : Partage d'expériences entre producteurs en agriculture de conservation.....	111
Figure 50: Occupation du sol sur le bassin de la Moine en 1999.....	116
Figure 51 : Occupation du sol sur le bassin versant de la Moine en 1999	117
Figure 52 : Occupation du sol sur le bassin versant du Rochereau.....	118
Figure 53: Occupation du sol du bassin versant de l'Oudon en 2003.....	119
Figure 54 : Méthodologie.....	121
Figure 55 : Observations en fosses pédologiques	122
Figure 56 : Organisation des sols selon une toposéquence sur granite sur le Rochereau	122
Figure 57 : Le Rochereau, relations entre les classes d'indice topographique et les propriétés du sol	124
Figure 58 : Le Rochereau, relations entre la lithologie et les propriétés du sol.....	125
Figure 59 : Cartes des données prédictives (sources : IGN et BRGM) et de propriétés hydriques des sols résultant de l'analyse spatiale sur le bassin versant du Rochereau..	126
Figure 60 : Sondages sur le Rochereau	127
Figure 61 : Sensibilité de l'estimation des propriétés à la densité de points de sondage sur le bassin du Rochereau.....	127
Figure 62 : Compartiments et flux représentés dans SWAT, d'après (Neitsch et al., 2000) .	132
Figure 63 : Pools et flux d'azote modélisés par SWAT.....	133
Figure 64 : Pools et flux de phosphore modélisés par SWAT	133
Figure 65 : Schéma méthodologique de la mise en œuvre du modèle SWAT.....	134
Figure 66 : Constitution des HRU par croisement cartographique sur le bassin de l'Oudon	136
Figure 67 : Débits observés et simulés ($m^3.s^{-1}$) sur l'Oudon à la station de Segré durant la période de validation (2006-2007)	140
Figure 68 : Flux de nitrates observés et simulés ($kg\ N-NO_3.j^{-1}$) sur l'Oudon à la station de Segré durant la période de validation (2006-2007)	141
Figure 69 : Charge annuelle moyennes en nitrate ($kgN.ha^{-1}.an^{-1}$) sur les espaces agricoles entre 2005 et 2007	143
Figure 70 : Débits simulés et observés à la station DREAL de la Moine à Saint-Crespin	144
Figure 71 : Flux de nitrates (en $kgN.j^{-1}$) à la station DIREN de Roussay-sur-Moine en 2000-2001.....	145
Figure 72 : Flux de phosphore (en $kgP.j^{-1}$) à la station DIREN de Roussay-sur-Moine en 2000-2001.....	145
Figure 73 : Evaluation des fuites d'azote ($kgN.ha^{-1}.an^{-1}$) et en phosphore ($kgP.ha^{-1}.an^{-1}$) hors de la zone racinaire par sous-bassin versant de la Moine en 1997-2001	146
Figure 74 : Débits de la Moine à Roussay (station DIREN) et sensibilité des simulations à la méthode de cartographie et de description des sols, en 2000-2001	150
Figure 75 : Sensibilité des simulations des flux de nitrates (en $kgN.j^{-1}$) à la méthode de cartographie des sols, la Moine à Roussay en 2000-2001 (station DIREN/DREAL)....	151
Figure 76 : Le Baoulé, cours amont du Bani.....	163
Figure 77 : Puits villageois.....	163

Figure 78 : Localisation du bassin du Bani et stations de mesure.....	164
Figure 79 : Paysages et couverts végétaux sur le bassin du Bani	165
Figure 80 : Entrées spatialisées de SWAT sur le Bani : (a) Sols (source : FAO) ; (b) Couverts végétaux	166
Figure 81 : Station hydrologique de Bougouni	166
Figure 82 : Moyennes mensuelles des débits mesurés Q_{obs} et simulés Q_{sim} et des débits de base simulés GWQ (générés par les nappes souterraines) à Douna.....	168
Figure 83 : (a) Précipitations et (b) lame écoulee simulée – moyennes de 1952 à 2000 (en $mm.an^{-1}$)	170
Figure 84 : Estimation de la part de l'écoulement provenant du ruissellement :	170
Figure 85 : Champ de soja après récolte sur un front pionier d'Amazonie (Santarem).....	175

Table des tableaux

Tableau 1 : Nombre d’auteurs, positionnement parmi les auteurs et langue des publications réalisées	27
Tableau 2 : Les actions réalisées sur le bassin du Rochereau	53
Tableau 3 : Nombre de jours de dépassement de la norme nitrates à la prise d’eau de Segré. 58	
Tableau 4 : Facteurs explicatifs de pratiques à risques et leviers d’action pour les réduire	68
Tableau 5 : Pratiques moyennes issues des enquêtes sur l’Oudon et intégrées dans SWAT. 137	
Tableau 6 : Valeurs des paramètres calibrés sur l’Oudon	139
Tableau 7 : Rendements observés et simulés	140
Tableau 8 : Simulations des flux annuels moyens de nitrates hors de la zone racinaire pour un sol sablo-limoneux profond sur la période 2005–2007	141
Tableau 9 : Simulations des flux de nitrates hors de la zone racinaire pour la succession maïs-maïs-maïs en 2007 ($\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$), avec $228 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ de fertilisant appliqué	142
Tableau 10 : Flux des nitrates en excédent en fonction des successions sur deux types de sol (2000-01) sur la Moine	144
Tableau 11 : Résultats des simulations sur la Moine à Roussay en 2000-01 en fonction de la méthode de cartographie de l’occupation du sol	148
Tableau 12 : Sensibilité des simulations à la méthode de cartographie et de description des sols et à la densité de points de sondages sur la Moine, en 2000-2001	150
Tableau 13 : Transfert de nutriments simulés dans la Moine au niveau des barrages AEP de l’agglomération de Cholet en 2000-01	155
Tableau 14 : Sorties de la succession maïs-maïs en 2000-2001 sur brunisols	155
Tableau 15 : Variation des flux de N-NO_3 à la station de mesure de Segré selon différents scénarios de changement de pratiques sur la période 2005–2007	158
Tableau 16 : Valeurs des paramètres calés dans SWAT	167
Tableau 17 : Indices de Nash pour les périodes de calage et de validation à la station de calage (Douna) et en d’autres stations	167
Tableau 18 : Lame d’eau écoulée ($\text{mm}\cdot\text{an}^{-1}$) sur le sous bassin de Pankourou, moyenne 1952-2000	169
Tableau 19 : Lame d’eau écoulée ($\text{mm}\cdot\text{an}^{-1}$) sur le sous bassin de Douna, moyenne 1952-2000	169
Tableau 20 : Coefficient de ruissellement sur le sous bassin de Pankourou, moyenne 1952-2000	169
Tableau 21 : Coefficient de ruissellement sur le sous bassin de Douna, moyennes 1952-2000	169

Table des matières

<i>Itinéraire de recherche</i>	5
<i>Itinéraire de recherche</i>	5
1. Travaux de DEA et de thèse.....	5
2. Intégration à l'université du Maine et à l'UMR ESO	7
3. Animation et contribution à des projets de recherche	10
4. Co-encadrements de thèses	22
6. Positionnement épistémologique et méthodologique.....	29
<i>Synthèse des travaux : introduction</i>	35
<i>1^{ère} partie : Agriculture, pollution et gestion de l'eau</i>	37
1. Ampleur de la pollution d'origine agricole en France	38
1. L'intensification de l'agriculture en France et ses conséquences sur les ressources en eau.....	38
2. Les techniques agro-environnementales et leur efficacité sur la qualité de l'eau	43
3. Pollutions agricoles et politiques territoriales à l'échelle de bassins en France	48
4. Etude de cas : le Rochereau	50
5. Etude du cas : l'Oudon.....	56
6. Conclusion sur les pollutions agricoles à l'échelle de bassins versants en France.....	69
2. La problématique agriculture – environnement au sud du Brésil	71
1. Le bassin versant de l'Ibicuí	72
2. Les enjeux environnementaux sur le bassin de l'Ibicuí.....	76
3. Le comité de bassin de l'Ibicuí : une forte participation mais un manque de moyens	79
4. Conclusion sur la relation agriculture – environnement dans le Sud du Brésil.....	81
3. La place de l'agriculture familiale dans la gestion de l'eau : le cas du Sertão semi-aride brésilien	82
1. Le Nordeste du Brésil : sous-développement, inégalités sociales et ressources en eau	83
2. L'alimentation en eau de Campina Grande.....	86
3. Le conflit pour l'usage de l'eau du canal da Redenção dans le Sertão	90
4. Un système de production intégrant les services écologiques : l'agriculture de conservation	94
1. Les principes de l'agriculture de conservation.....	96
2. L'agriculture de conservation au Brésil	98
3. L'agriculture de conservation en France	107
Conclusion de la 1^{ère} partie	113
<i>2^{ème} partie : Méthodologies</i>	115
1. Présentation des bassins, objets de la modélisation des pollutions	115
1. Moine	116
2. Rochereau	117
3. Oudon.....	118
2. Cartographie des propriétés hydriques des sols et vulnérabilité des sols au transfert de polluants	120
1. Sondages à la tarière et profils pédologiques	121
2. Estimation de propriétés hydriques des sols.....	122
3. Cartographie des propriétés des sols	123
4. Analyse de sensibilité à la densité des sondages.....	127
3. Modélisation agro-hydrologique distribuée des pollutions agricoles	129
1. Choix opérés en matière de modélisation	129
2. Présentation du modèle SWAT.....	130
3. Mise en œuvre du modèle SWAT sur les bassins tests	134
4. Calibration et validation du modèle	138
5. Résultats de la modélisation.....	139

6.	Analyse de sensibilité du modèle à la qualité des données	146
7.	Analyse comparée du modèle SWAT et d'un indicateur d'émission polluante	152
9.	Conclusion sur l'application de SWAT pour des problématiques de pollution agricole.....	158
4.	Modélisation hydrologique de la sensibilité à la variabilité climatique d'un grand bassin en Afrique soudano-sahélienne	162
1.	Zone d'étude	162
2.	Données	163
3.	Calage et validation.....	167
4.	Résultats	167
5.	Discussion et conclusion	171
	<i>Perspectives</i>.....	173
1.	La séquestration du carbone par l'agriculture	174
2.	Les services écologiques dans le biome de la Pampa.....	178
	<i>Conclusion</i>	183
	<i>Bibliographie</i>	185