



HAL
open science

Mise en évidence par traçage anionique de deux types de transfert hydrique dans des Alocrisols-Néoluvissols à caractère glossique (Fougères, 35)

Arnaud A. Legout, Claude C. Nys, Etienne E. Dambrine

► To cite this version:

Arnaud A. Legout, Claude C. Nys, Etienne E. Dambrine. Mise en évidence par traçage anionique de deux types de transfert hydrique dans des Alocrisols-Néoluvissols à caractère glossique (Fougères, 35). 9. Journée nationale de l'étude des sols, Apr 2007, Angers, France. hal-02750933

HAL Id: hal-02750933

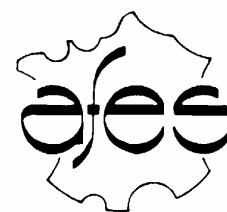
<https://hal.inrae.fr/hal-02750933v1>

Submitted on 3 Jun 2020

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.

Association Française pour l'Etude des Sols



Actes des 9^{es} J^{nes}

Journées Nationales de l'Etude des Sols



3 au 5 avril

2007

ANGERS

**Institut National d'Horticulture
UMR SAGAH**

© AFES – INH, 2007

Actes des 9^{es} Journées Nationales de l'Etude des Sols, 3-5/4/2007

J.P. Rossignol (ed) Angers

Avant propos

Après Dijon (1989), Orléans (1990), Lausanne (1992), Lille (1994), Rennes (1996), Nancy (2000), Orléans (2002) et Bordeaux (2004), la nouvelle édition 2007 des JNES, se déroule à Angers. Espérons, en premier lieu, que la diversité pédologique de ces journées sera pleine de saveurs.

Il n'y a pas de thème unique : tous les sujets scientifiques, techniques, pédagogiques ou culturels relatifs aux sols sont recevables. En effet ces journées sont l'occasion d'avoir un large éventail des travaux réalisés en sciences du sol en France et des orientations que ceux-ci prennent. Cependant, un "**thème incitatif**" assez large, portant sur « sol et ses liens/relations avec la ville/avec le citoyen » a été défini en raison des spécificités régionales, par exemple : les sols urbains et les sols de jardin, l'expansion du jardinage et donc le développement des activités de service liées (horticulture, production de plants...), l'expansion des zones urbaines, l'aménagement du territoire, l'imperméabilisation des sols, la perte de sol, le besoin de réhabilitation des friches industrielles, le sol comme milieu récepteur des déchets et composts urbains.

126 communications sont prévues au total avec 4 sessions en parallèle. Une cinquantaine d'affiches sont présentées en permanence ; du temps de parole court, en sessions, est donné aux auteurs pour une présentation rapide. Les sujets abordés sont très diversifiés et permettent ainsi une représentation des différents thèmes de la pédologie qui sont étudiés actuellement, mais également une rencontre entre de nombreux spécialistes, pas toujours possible dans d'autres lieux. Cette année, les grands thèmes choisis le sont en relation avec les menaces sur les sols reprises dans la directive européenne pour la protection des sols présentée aux états membres par la commission européenne.

Ceci nous amène à vous préciser que les horaires des communications seront strictement définis et que les animateurs des différentes sessions ont la consigne de les faire respecter à la minute près. Cette rigueur est nécessaire pour permettre aux participants de « passer » d'une communication à une autre et de faire ainsi leur choix pour « se concocter » un petit programme personnel...

Une autre caractéristique des JNES est de s'efforcer de s'ouvrir aux étrangers, chercheurs ou professionnels, francophones pour la plupart mais pas tous. Cette année, nous accueillerons avec grand plaisir des collègues de Belgique, d'Algérie, du Maroc et de la Tunisie mais aussi d'Italie, de Roumanie, de Côte d'Ivoire, du Sénégal.

Enfin, cette année nous proposerons huit « ateliers » qui serviront à présenter et à discuter très librement de quelques sujets intéressants notre communauté dans son ensemble.

L'inscription à ces ateliers se fera au moment de votre arrivée aux JNES, sur la base du volontariat.

Soyez toutes et tous les bienvenus...

et maintenant place aux JNES

Jean-Pierre Rossignol,
pour le comité d'organisation

Nous remercions bien évidemment nos généreux « parrains » : l'INH qui nous accueille, le Conseil Régional de la Région Pays de la Loire, l'ADEME, l'INRA, le Conseil Général du Maine-Et-Loire et Angers-Loire Métropole.

COMITE D'ORGANISATION

Jean-Pierre Rossignol - UMR Sagah, INH Angers
Isabelle Bavant – GA, INH Angers
Mélina Farraudière – GA, INH Angers
Sylvain Charpentier - UMR Sagah, INH Angers
Laure Vidal-Beaudet - UMR Sagah, INH Angers
Virginie Caubel - UMR Sagah, INH Angers
Jean-Charles Michel - UMR Sagah, INH Angers
Claudie Aillerie - UMR Sagah, INH Angers
Yvette Barraud-Roussel - UMR Sagah, INH Angers
Christophe Ducommun - GA, INH Angers
Sylviane Delépine – GA, INH Angers
Jean-Luc Gaignard - INRA Angers
René Morlat - INRA Angers
Jean Boiffin - INRA Angers
Antonio Bispo - ADEME

COMITE SCIENTIFIQUE

Coordination UMR Sagah, Angers
Jérôme Balesdent – INRA, CEA
Laure Beaudet-Vidal - UMR Sagah, INH Angers
Antonio Bispo – ADEME
Jean Boiffin – INRA - Angers
Sylvain Charpentier – UMR Sagah, INH Angers
Claire Chenu – INA P-G
Laurent Caner – Univ Poitiers
François Colson – INH, Angers
Isabelle Cousin - INRA Orléans
Jean-Luc Fort – CRA Poitou Charentes
Sabine Houot – INRA Grignon
Anne Jaffrezic - agrocampus Rennes
Dominique King – INRA Orléans
François Laurent – Univ. Du Maine
Michel Legret – Lpc Nantes
Jean-Jacques Macaire – Univ Tours
Gérard Moguedet – Univ Angers
René Morlat – INRA Angers
Roland Poss – IRD, président AFES
Dominique Righi – CNRS Poitiers
Jean-Pierre Rossignol – UMR Sagah, INH Angers
Christian Walter – agrocampus Rennes

Remerciements

A l'Unité de Science des Sols de l'INH pour la préparation et le soutien logistique durant les journées, en particulier à Isabelle Bavant et Mélina Farraudière.

Programme des JNES 2007

dates	heures	Grand amphi (A) : Séance introductive			
Mardi 3 avril	9h30	Ouverture des journées par Poss R. , président AFES, et Boiffin J. président du centre INRA d'Angers Eloge G. Aubert par Ruellan A. L'année de la planète par Reynaud J.Y. , Muséum National d'Histoire Naturelle Référentiel pédologique, une 3 ^{ème} version en 2008 : Eimberck M. INRA La directive européenne sur les sols par Carré F. , Institute for Environment & Sustainability La stratégie thématique européenne et les sols urbains, nouveaux défis pour la science du sol par W. Blum , President of European Confederation of Soil Science Societies (ECSSS)			
	10h50	pause			
		Grand amphi (A)	Amphi D	Amphi E	Amphi F
		Sols en milieu urbain	Pédologie	Matière organique	Pollution
	11h20	Lefort C.	Legros J.P.	évolution	Bur T.
	11h45	Goepf S.	Jabiol B.	Schwartz D.	Sappin-Didier V.
	12h10	E.T.M. Chéry P.	Perrin A.S.	Grand E.	Pareuil P.
	12h35	El Khalil H.	Laveuf C.	Cecillon L.	Keller C.
	13h00	Repas			
		Sols en milieu urbain	Pédologie	Matière organique	Pollution
	14h50	Béchet B.	Montagne D.	Pansu M.	Parat C.
	15h15	Bataillard P.	Bardy M.	Machinet E.	Dakhel N.
	15h40	François D.	Caner L.	Alexis M.	Bermond A.
	16h05	Legret M.	Hubert F.	Apports Saffih-Hdadi K.	Bravin M.
	16h30	Pause et affiches			
		Sols en milieu urbain	Pédologie	Matière organique	Pollution
	17h15	Ouvrard S.	Moni C.	Lashermes G.	Cornu J.Y.
	17h40	Sols Monserie M.F.	Affiches	Houot S.	Chopin E.
	18h05	reconstitués Schwartz C.	Cartographie: Scheurer O.	Bureau F.	Bodineau G.
	18h30	Bacholle C.	Bah B.	Duparque A.	Macaigne P.
	18h55				
	19h00	Assemblée générale de l'AFES (grand amphi -A)			
	20h30				

dates	heures	amphis			
		Grand amphi (A)	Amphi D	Amphi E	Amphi F
Mercredi 4 avril	8h30	Sols en milieu urbain Caubel V. Grosbellet C. Damas O. Affiches	Cartographie Voltz M. Walter C. Bourennane H. Lagacherie P.	Matière organique Peltre C. Doublet J. Dumitriu C. Chenu C.	Pollution Benoit P. Heroult J. Lerch T. Texier S.
	8h55				
	9h20				
	9h45				
	10h10	Pause			
	10h35	Tassement Richard G. Saffih-Hdadi K. Chanet M. Lefebvre M.P.	Cartographie Besson A. Nicoulaud B. Cousin I. Affiches	Matière organique Chevallier T. De Junet A. Lavaud A. Affiches	Pollution Baize D. Scheiner J. Elsass F. Affiches
	11h00				
	11h25				
	11h50				
	12h15	Repas			
	14h00	Tassement Cui K. Alletto L. Cannavacciuolo M. Boizard H.	Erosion Mourier B. Macaire J.J. Khanchoul K. Marian M.	Biodiversité, microbiologie Laval K. Sanon A. Benslama M. Coucheney E.	Production : forêts Andrianarisoa K.S. Gegout J.C. Brêthes A. Trap J.
	14h25				
	14h50				
	15h15				
	15h40	Pause et affiches			
	16h30	Atelier :Ruellan A	Atelier : Schwartz C.	Atelier : Vaslet D.	Atelier : King D.
	18h0	Avenir science sol	anthroposols	Année de la planète	Directive EU - Fr
	19h15	Apéritif offert par la mairie d'Angers au musée Jean Lurçat			
	20h15	Repas de gala aux Greniers Saint Jean			

dates	heures	amphis			
		Grand amphi (A)	Amphi D	Amphi E	Amphi F
Jeudi 5 avril	8h30	Tassement Rusu T. Brethes A Affiches Analyse Legout A.	Erosion Leguédois S. Darboux F. Morice S. Affiches	Biodiversité Plassart P. Vieublé Gonod L. Faune Pelosi C. Affiches	Production Moukandi G. Fertilité Gaaloul N. Genot V. Affiches
	8h55				
	9h20				
	9h45				
	10h10	Pause et affiches			
	10h35	Atelier : Cousin I. Hydro-pédologie	Atelier : Bourrié G. Sols et formations superficielles	Atelier : Bispo A. Biodiversité	Atelier : Walter C. Enseignement de la Science des Sols
	12h00 13h45	repas			
	13h45 14h10 14h35 15h00	Analyse - modélisation Coquet Y. Leguédois S. Michel J.C	Erosion Colmar A. Dessogne J.B. Perrette Y.	Analyse - modélisation Braudeau E. Boivin P. Al Majou	Analyse Barthès B.. Garnier J Ertlen D.
	15h15 15h40 16h20 16h30	Clôture des JNES (grand amphi – A) Histoire de la science des sols : Feller C. - Poss R. Restitution des ateliers Conclusions finales			

Table des matières

SEANCE PLENIERE INTRODUCTIVE

Hommage à Georges AUBERT	
Alain Ruellan	21
Référentiel Pédologique : une 3ème version en 2008	
Emberck M., Baize D., Beaudou A., Girard M.C., Jabiol B., Rossignol J.P.	23
La stratégie thématique européen et les sols urbains – nouveaux défis pour la science du sol	
Winfried E.H. Blum	25

THEME 1 SOLS EN MILIEU URBAIN

COMMUNICATIONS ORALES

Typologie et évolution des sols très anthropisés	
Lefort Clémence, Schwartz Christophe, Florentin Louis, Gury Michel, Le Roux Yves et Morel Jean Louis	29
Archivage pédologique et dynamique paléo-environnementale : aspects méthodologiques et apports de la pédo-anthracologie exemples alsaciens	
Goepf Stéphanie et Schwartz Dominique	31
Apport des géostatistiques pour la détermination de l'origine d'Eléments Traces Métalliques dans des sols viticoles en milieu urbain	
Chéry Philippe, Vignet Marion et Denaix Laurence	33
Origine des métaux disponibles des sols urbains de Marrakech	
El Khalil Hicham, Schwartz Christophe, Kubiniok Jochen, Boularbah Ali	35
Contribution des particules colloïdales au transfert de métaux traces dans les sols de bord de route	
Béchet Béatrice et Legret Michel	37
Dynamique des éléments traces dans un anthroposol développé sur des sédiments de curage fortement contaminés.	
Bataillard Philippe, Girondelot Bertrand, Guérin Valérie, Laboudigue Agnès, Lions Julie, van der Lee Jan, Raepsaet Caroline et Gallien Jean-Paul	39
Transfert et spéciation dans un sol routier de Pb et Zn issus de mâchefers d'incinération d'ordures ménagères	
François D., Bouvet M., Schwartz C., Legret M., Morel J.L.	41
L'infiltration à travers les surfaces et les sols urbains : les techniques durables de gestion des eaux pluviales urbaines	
Legret Michel, Béchet Béatrice et Lassabatère Laurent	43
Evaluation de stratégies de phytoremédiation de terres multipolluées	
Ouvrard Stéphanie	45
Les agrégats dans un Technosol issu de déchets de l'industrie sidérurgique	
Monsérié Marie-France, Watteau Françoise, Villemin Geneviève, Morel Jean-Louis	47
Evaluation de la fertilité d'un Anthrosol construit	
Sauvage Claire, Séré Geoffroy-, Renat Jean-Christophe, Schwartz Christophe	49
Utilisation des produits organiques en reconstitution de sols : Inventaire des pratiques en France, Etat des connaissances liées aux impacts de ces pratiques.	
Bacholle Christophe, Leclerc Blaise et Coppin Yves	51
Dynamique de la matière organique d'anthrosols reconstitués pour la plantation d'arbres urbains	
Grosbellet Claire, Caubel Virginie, et Beudet Laure	53
Influence de l'introduction de grandes quantités de matière organique sur les propriétés physiques des anthroposols reconstitués	
Claire Grosbellet, Laure Beudet, Virginie Caubel	55

Les mélanges terre – pierres : Caractéristiques morphologiques et analytiques
Rossignol Jean-Pierre, Damas Olivier, Bensaoud Abdelkader, Marié Xavier 57

AFFICHES

Impacts de la « reconstitution de sol » en végétalisation
Crosaz Yves, Dinger Françoise 61

Teneurs pseudo-totales et phytodisponibles en éléments traces métalliques dans les sols maraîchers de la ville d'Abidjan Côte d'Ivoire
Kouassi Joseph Kouakou, Yves-Alain Bekro, Ahoua Edmond Sika, Denis Baize, Denezon Odette Dogbo 63

Tensiométrie et fonctionnement hydrique de eux types de sols urbains reconstitués
Bensaoud Abdelkader, Isbérie Carole , Marié Xavier 65

THEME 2 PEDOLOGIE

COMMUNICATIONS ORALES

Modélisation de la pédogenèse par enfouissement progressif
Legros Jean-Paul 69

Les apports d'un projet de classification européenne des formes d'humus forestières dans la révision de la classification française
Jabiol Bernard , Zanella Augusto, Brêthes Alain, Brun Jean-Jacques, Ponge Jean-François, Aubert Michäel, Bureau Fabrice 71

Quel est l'impact des fertilisants azotés sur l'altération des sols carbonatés et sur la consommation de CO atmosphérique ?
Perrin Anne-Sophie, Probst Anne, Durbe Gaël, Probst Jean-Luc 73

Les Terre Rares, traceurs des processus pédogénétiques de sols fortement différenciés développés sur calcaire
Laveuf Cédric, Cornu Sophie et Juillot Farid 75

Modélisation par bilan de masse de l'évolution des LUVISOLS DÉGRADÉS en réponse au drainage agricole.
David Montagne, Sophie Cornu, Olivier Josière, Joël Daroussin, Isabelle Cousin 77

Evolution des lipides au cours de la podzolisation des formations latéritiques du haut bassin amazonien site du Jau, Brésil
Bardy Marion, , Derenne Sylvie et Fritsch Emmanuel 79

Minéralogie des argiles fines d'horizons de surface de sols forestiers
Laurent Caner, Marie-Pierre Turpault, Louis Mareschal, Pascal Bonnaud, Jacques Ranger et Dominique Righi 81

Caractérisation minéralogique de particules lessivées récoltées in situ
F.Hubert et L.Caner 83

Les oxydes de Fe et d'Al stabilisent ils la matière organique du sol ? Une analyse statistique menée de l'échelle du champ à celle de l'horizon.
Moni Christophe, Chabbi Abad-, Nunan Naoise, Rumpel Cornelia, Chenu Claire 85

AFFICHES

Critères d'identification de la fougérite dans les sols hydromorphes et nature de l'anion compensateur
Bourrié Guilhem, Trolard Fabienne et Feder Frédéric 89

Cristallochimie du chrome le long d'un profil d'altération développé sur roches ultrabasiques en Nouvelle-Calédonie
Fandeur Dik, Juillot Farid, Fritsch Emmanuel, Ambrosi Jean-Paul, Fialin Michel, Couffignal Frédéric, Olivi Luca et Cognigni Andréa 91

Caractérisation magnétique des processus d'altération des oxydes de fer par une approche expérimentale et des études de terrain.
Horen Hélène, Soubrand-colin Marilyne- , Carlut Julie, et Janots Dominique 93

Mobilité des métaux Fe et Al dans des podzols hydromorphes développés sur formations latéritiques du haut bassin amazonien	
E. Fritsch,, M. Bardy,, G. Bueno, N.R. do Nasimento, T. Allard, S. Derenne	95
Les rankers cryptopodzoliques des Hautes-Chaumes des Vosges	
Goepp Stéphanie et Schwartz Dominique.....	97
Effet de l'altération des oxydes de Fe-Ti dans le relargage du Cr dans des sols développés sur roches basiques	
C. Néel, E. Joussein, Marilyn Soubrand-Colin, H Bril.....	99
Les concrétions grasses de Feleac-Cluj	
Ioan Păcurar, Marcel Dârja, Clapa Doina, Rusu Teodor, Liviu Holonec, Elvira Oroian.....	101
Podzolisation de matériaux ophiolitiques dans les Alpes Occidentales Italiennes: propriétés physiques, chimiques et minéralogiques.	
D'Amico Michele E., Julitta Francesca, Previtali Franco, Cantelli David.....	103
Impact de la saturation en eau et de l'apport de matière organique sur la disponibilité des métaux dans les sols ultrabasiques du massif de Koniambo Nouvelle-Calédonie	
Quantin Cécile, Bourdais-Massenet Marion, Perrier Nicolas, Ambrosi Jean-.....	105
Pour un usage raisonné des tourbières et des tourbes	
Louis-Marie Rivière	107
Modélisation de la pédogenèse : un état des lieux	
Samouëlian Anatja et Cornu Sophie	109
Le sentier des sols de la Vallée Noble à Osenbach Un projet pédagogique intégré	
D. Schwartz	111
Un point sur la réactivité des rouilles vertes et de la fougérite dans l'environnement	
Trolard Fabienne et Bourrié Guilhem	113
Informations sur le facteur temps dans la pédogenèse des sols de la steppe algérienne par l'apport des datations des croûtes, des encroûtements calcaires et d'un horizon noir enfoui	
Hassini Tsaki, Laurent Bock, Jean Marie Marcoen, Laurent Bock, Daniel Lacroix, Léon Mathieu, Marie Dauchot-Dehon, Patrick Engels	115
Evolution régressive des sols des zones humides de l'Algérie nord orientale (cas Nechaa Righia w. El Taref)	
Zanache Habiba; Benslama Mohamed; Ibncherif Hayette; Amoura Mounia.	117

THEME 3 CARTOGRAPHIE DES SOLS

COMMUNICATIONS ORALES

Caractérisation rapide des sols de l'exploitation agricole : une méthode associant la connaissance de l'agriculteur à un référentiel régional	
Scheurer Olivier, Roudaut Jean-Philippe, David Peschard	121
Intérêt d'une approche basée sur la détermination des limitations intrinsèques des sols dans le cadre de l'évaluation de leur aptitude à l'épandage de déchets organiques.	
Bah Billo, Legrain Xavier, Genot Valérie, Colinet Gilles, Bock Laurent.....	123
Quelle précision de modélisation de bilan hydrique à l'échelle régionale en fonction de la résolution spatiale des données de cartographie pédologique?	
Voltz Marc, Leenhardt Delphine	125
Structures spatiales et datation des stocks de carbone dans des paysages forestiers et bocagers de plaine	
Walter Christian, Stéphane Follain, Bonté Philippe, Forgeard Françoise, Legout Arnaud, Marguerie Dominique, Nys Claude	127
Utilisation de la régression par les moindres carrés partiels en cartographie des ETM dans les sols et les sédiments de ruisseaux	
H. Bourennane , D. King , D. Baize , S. Cornu , Y. Itard , I. Salpeteur	129
Utilisation de spectres de réflectance pour estimer les taux d'argile et de carbonate de calcium de la surface de sol performances comparées des mesures de laboratoire, de terrain et par télédétection	
Lagacherie Philippe, Baret Frédéric, Feret Jean Baptiste, Madeira-Netto Jose, Robbez-Masson Jean Marc.....	131

Spatialisation du fonctionnement hydrodynamique des sols à l'échelle parcellaire par résistivité électrique. Besson Arlène, Cousin Isabelle, Nicoullaud Bernard, Bourennane Hocine, Pasquier Catherine, Dorigny Abel, Dabas Michel et King Dominique	133
Etude de la croissance d'une plantation de merisiers à l'aide de mesures de résistivité électrique des sols. Mise en évidence des facteurs limitants. Nicoullaud B, Dufour J, Bourennane H, Lelay C, Meslier C, Pasquier C, Verger M et Cousin I	135
Apport de la résistivité électrique pour l'estimation spatialisée de la lame d'eau drainée à l'échelle parcellaire Cousin I, Nicoullaud B., Lefebvre M.-P., Dorigny A., Moeys J., Pasquier C., Courtemanche P., Giot G, Bobachev A., Coquet Y.	137

AFFICHES

Qualité des sols en Midi-Pyrénées Premiers résultats du RMQS Réseau de Mesures de la Qualité des Sols Canut Aurore, Bur Thomas, Grialou Marielle, Jolivet Claudy, Probst Jean-Luc, Revel Jean-Claude et Guirese Maritxu	141
Cartographie des sols à l'échelle régionale dans le cadre du programme Sols de Bretagne Buquen Gaëlle, Foucaud Lemercier Blandine, Le Bris Anne Laure, Walter Christian	143
Qualité physico-chimique des sols forestiers: enseignements en matière d'inventaire et de suivi d'approches à différentes échelles spatiales en Région wallonne. Colinet Gilles, Lecomte Hugues, Genot Valérie, Legrain Xavier, Bah Billo, Weissen Franz, Bock Laurent	145
Identification des matériaux parentaux d'un système-sols sur formations de pente à l'aide d'un modèle de mélange granulométrique. Céline Collin Bellier, Jean-Pierre Rossignol, Dominique Arrouays, Vincent Champdavoine, Denis Baize, Dominique King	147
Carte Numérique des sols et aptitude à l'évacuation souterraine des eaux usées traitées en Région wallonne Belgique Frippiat Céline, Marcoen Jean Marie, Hulpiau Adrien, Vandenberghe Christophe, Lejeune Jean-Luc	149
De la carte des sols détaillée à un référentiel régional sur les propriétés des sols : méthodologie d'intégration, de structuration et de mise en valeur de l'information pédologique existante. Legrain Xavier, Bah Billo, Colinet Gilles, Genot Valérie et Bock Laurent	151
Modules de formations : Initiation et sensibilisation à l'utilisation des bases de données pédologiques Groupe Projet IGCS	153

THEME 4 MATIERES ORGANIQUES

COMMUNICATIONS ORALES

Utilisation d'un modèle couplé C, C pour dater des changements de végétation savane/forêt : deux exemples D. Schwartz	157
Composition des matières organiques dans différentes zones d'un sol brun sous agriculture Rumpel Cornelia, Chabbi Abad, et Ba Abibou	159
Caractérisation par fluorescence en trois dimensions de matières organiques transférables de sols de montagne des Alpes du nord. E. Grand, M. Couset, Y. Perette, J. Poulénard, B. Fanget, C. Miège, B. Pepin-Donat	161
Décomposition de la litière : approche holistique et utilisation de la spectroscopie proche infrarouge NIRS Cécillon Lauric, Cassagne Nathalie et Brun Jean-Jacques	163
Etude par traceurs isotopiques et modélisation des facteurs contrôlant la décomposition de la matière organique de systèmes de jachère Marc Pansu et Pierre Bottner	165

Rôle des composés pariétaux sur la décomposition des racines de maïs dans le sol : impact sur la minéralisation du carbone Machinet GE, Bertrand I, Chabbert B, et Recous S.	167
Effet du feu sur la qualité des matières organiques apportées au sol Alexis Marie A., Rumpel Cornelia, Knicker Heike, Péchot Nicolas, Mariotti André	169
Simulation des conséquences d'exportations massives de pailles sur la fertilité du sol et la durabilité de l'agriculture Kawtar Saffih-Hdadi et Bruno Mary	171
Indicateur de potentiel de stockage de carbone dans les sols via l'apport de matières organiques Lashermes G., Houot S., Nicolardot B., Parnaudeau V., Mary B., Morvan T., Chaussod R., Linères M., Metzger L., Thuriès L., Villette C., Tricaud A.O, Guillotin M.L., David F.	173
Potentialité de stockage de carbone dans les sols par apport de composts d'origine urbaine Houot Sabine, Bodineau Guillaume, Rampon Jean-Noel, Francou Cédric, Le Villio-Poitrenaud Maelenn, Balesdent Jérôme	175
Influence de l'alternance culture-prairie sur l'évolution des réserves organiques de sols limoneux de Haute-Normandie. Bureau Fabrice, Hedde Mickael, Akpa-Vinceslas Marthe, Sauvage Hélène, Chenu Claire et Balabane May	177
Un nouvel outil pour gérer l'état organique des sols sur le long terme en Picardie Duparque Annie, Boizard Hubert, Julien Jean-Luc, Leclercq Christine, Mary Bruno	179
Evolution de la nature chimique de la matière organique soluble du fractionnement biochimique Van-Soest d'un compost en relation avec la diminution de sa biodégradabilité Peltre Clément, Houot Sabine, Dignac Marie-France et Annabi Mohamed	181
Distribution granulométrique du carbone et de l'azote d'un compost de boue : conséquence sur la vitesse de minéralisation de l'azote du compost dans un sol. Doublet Jérémey, Houot Sabine, Pétraud Jean-Pierre, Francou Cédric, Poitrenaud Maelenn	183
Bio fertilisation << in tandem >> avec des résidus vitivinicoles – une maille d'une chaîne du technologie écologique alternative d'entretien les plantations viticoles dans le vignoble Ștefănești – Argeș Ion – Cristian Dumitriu, Ion Tita, Adriana Cristescu	185
Evolution de la stabilité structurale lors d'un apport organique au sol : relations quantitatives et modélisation Cosentino Diego, Chenu Claire et Garnier Patricia	187
Effet de l'humidité sur la quantité évaluée de matière organique protégée dans la structure du sol Chevallier Tiphaine, Toucet – Louri Joele, Blanchart Eric, Chotte Jean-Luc	189
Caractérisation de la matière organique associée aux minéraux dans un Andosol de Junet Alexis, Basile-Doelsch I., Templier J., Masion A., Marol C., Legros S., Borschneck D., Derenne S. et Balesdent J.	191
Extraction et caractérisation des matières organiques solubles des horizons profonds des sols arables Lavaud A., Chabbi A., Rumpel C., Jacquemet V., Gherman E. et Croué J-P	193
AFFICHES	
Carbone physiquement protégé dans les horizons sub-superficiels de sols agricoles de l'est du Canada : influence du labour Denis Angers, Ed Gregorich, Martin Carter et Craig Drury	197
Caractérisation de l'état initial de la variabilité spatiale du dispositif expérimental de l'observatoire de recherche en environnement - Agro-écosystème, cycle biogéochimique et biodiversité ORE-ACBB Chabbi Abad., Chaplot Vincent, Nunan Naoise, Rumpel Cornelia, Moni Christophe, Lemaire Gilles.	199
Minéralisation de la matière organique d'une gamme d'Andosol de la Martinique Chevallier Tiphaine, Toucet – Louri Joele, Blanchart Eric, Woignier Thierry	201
Méthodes de mesure de l'hydrophobie du sol : une analyse comparative Cosentino Diego, Hallet Paul, Michel Jean Charles, Chenu Claire	203

Réalisation d'un marquage C différencié du C soluble de résidus végétaux, et son devenir dans des incubations de sol Cyril Girardin, Daniel Rasse, Philippe Biron, et Claire Chenu	205
La biodégradation des litières de hêtre en conditions contrôlées : effets de huit espèces de macro-invertébrés détritivores Hedde Mickaël, Bureau Fabrice, Akpa-Vinceslas Marthe, Aubert Michael, Decaëns Thibaud	207
Activités enzymatiques et qualité des sols agricoles Isabelle Trinsoutrot-Gattin, Marthe Vincelas-Akpa, Caroline Bailleul, Christian Mougin et Karine Laval	209
L'utilisation de la mesure de l'Activité Réductrice de l'Acétylène ARA pour évaluer l'effet de l'azote disponible sur la fixation du N dans les nodules de l'ajonc <i>Ulex europaeus</i> L. et du genêt <i>Cytisus scoparius</i> L. Antoine Hubert, Hailong Wang and G.N. Magesan	211
Des situations de non-labour sans stockage additionnel de C dans le sol : une analyse bibliographique Virto Iñigo ; Chenu Claire ; Balabane May	213
Contribution à la restauration des potentialités de sols dégradés à l'aide du zaï et du compost dans le Yatenga Sawadogo Hamado, Bock Laurent, Lacroix Daniel et Zombré N. Prosper	215
Le rôle spécifique de certaines fractions organiques dans le mécanisme de la stabilité structurale du sol Zaher Hafida, Caron Jean et Angers Denis A.	217
Quantifications des charbons dans les sols et évaluation de leur rôle dans le cycle du carbone (projet QUANTIFAR : Rumpel Cornelia ¹ , Carcaillet Christopher ² , Quénéa Katell ³ , Alexis Marie ¹ , Sylvie Derenne ³ , Mary Bruno ⁴ , Certini Giacomo ⁵ , Nocentini Caterina ⁵ et Cachier Hélène ⁶)	219

THEME 5 POLLUTION

COMMUNICATIONS ORALES

Dynamique des Eléments Traces Métaux, REE au sein de sols agricoles Cas du bassin versant expérimental d'Auradé Gers Bur Thomas, Credoz Anthony, Anne Probst, Maritxu Guiresse Jean Luc Probst	221
Étude de l'échangeabilité du cadmium dans des sols contaminés : influence des phases minéralogiques Valérie Sappin-Didier, Margot Munoz, Yann Sivry, Paul Olivier Redon, Laurence Denaix, Bernard Dupré	223
Milieu réducteur et mobilité des éléments métalliques présents dans des échantillons de sols contaminés Pareuil Priscilla, Bordas François et Bollinger Jean-Claude	225
Transfert sol-plante de Ni, Co, Cr et Mn dans un écosystème latéritique peu impacté de Nouvelle-Calédonie Isabelle Conus, Nicolas Perrier, Jérôme Rose, Catherine Keller et Jean-Paul Ambrosi,	227
Utilisation de capteurs sérigraphiés pour la détermination des formes labiles du cadmium dans des solutions de sol Parat Corinne, Authier Laurent, Betelu Stéphanie, Castetbon Alain, Potin-Gautier Martine	229
Distribution dans le sol et les sous-produits de la vinification du cuivre utilisé en viticulture : Bilan sur une exploitation Dakhel Nathalie, Peccoux Anthony	231
Approche cinétique de la spéciation chimique des métaux trace des sols dans le sol et la solution du sol. Application à la prévision de la biodisponibilité. Bermond Alain et Manoucherih Nastaran	233
Un biotest permettant l'évaluation en terme de flux de la biodisponibilité des éléments traces pour les plantes Bravin Matthieu, Michaud Aurélia, Galleguillos Mauricio, Chappelaz Carole, Larabi Bourane et Hinsinger Philippe	235
Prélèvement de Cd par le système racinaire de laitue sur sols contaminés incubés à différentes températures : proposition d'un mode de calcul de l'exposition	

Cornu Jean-Yves, Denaix Laurence et Pellerin Sylvain	237
Transfert des éléments traces métalliques du sol à la plante dans une parcelle viticole de Champagne Marne, France	
Chopin Edith, Marin Béatrice, Mkoungafoko Raoul et Delannoy Emilie	239
Réactivité de différentes bougies poreuses vis-à-vis de composés traces organiques contenu dans une solution de sol.	
Bodineau G, Debrick A, Barriuso E, Houot S, Deschamps M, Benoit P, et Rampon JN	241
Suivi isotopique O, D et N du lessivage des nitrates sous culture de pommes de terre au Québec	
Macaïne Peggy, Anctil François, Parent Léon-Etienne	243
Suivi au champ de la qualité des eaux de lixiviation d'un sol limoneux soumis à des apports de composts d'origine urbaine : premiers résultats	
Bodineau G., Benoit P., Houot S., Cambier P., Jaulin A., Rampon J.N., Proix N., Caria G., Deschamps M., Labat C., Barriuso E., Le Villio-Poitrenaud M.	245
Transfert sol-plante de polluants organiques persistants : cas des organoétains	
Heroult Julien, Bueno Maïté, Denaix Laurence, Lespes Gaëtane.....	247
Mise en évidence de la biodégradation de résidus liés de pesticide ,-D dans un sol par traçage isotopique au C	
Lerch T. , Dignac M-F. , Barriuso E. , Mariotti A.	249
Survie et transfert de populations d'Escherichia coli d'origine bovine dans les sols de prairies subalpines pâturées : comparaison avec une population de bactéries rhizosphériques, les Pseudomonas fluorescents.	
S. Texier, C. Prigent-Combaret, M.H. Gourdon, L. Jocteur-Monrozier, J. Poulénard, P. Quetin, Y. Moëne-Loccoz, P. Faivre, J.M. Dorioz, D. Trevisan	251
Impact des épandages de boues d'épuration urbaines sur des terres agricoles - Synthèse d'expérimentations menées en France	
Denis Baize	253
Indicateurs de potentialité de volatilisation de l'azote de différents types de boues de station d'épuration.	
Javier D. Scheiner, Maritxu Guisresse et Jean Claude Revel	255
Typologie des retombées atmosphériques particulières par TEM-EDX – Impact sur la qualité des sols en zone urbaine	
Elsass Françoise, Liewig Nicole, Millet Maurice, Elsass Philippe.....	257
<i>AFFICHES</i>	
Oxydes de manganèse et rétention du cadmium et autres métaux	
Denis Baize, Hocine Bourennane et Claudy Jolivet	261
Relations entre potentiel spontané et potentiel d'oxydo-réduction : expérience en cuve basée sur le modèle de la « géo-batterie » :	
Castermant Julien, Trolard Fabienne, Revil André et Bourrié Guilhem	263
Approche combinée fractionnement/spéciation chimique pour la compréhension du devenir des métaux dans les sols	
Dubascoux Stéphane, Heroult Julien, Le Hecho Isabelle, Potin-Gautier Martine et Lespes Gaëtane.....	265
Phytostabilisation d'un sol pollué : absorption de Cd par le pétunia, disponibilité chimique et biodisponibilité mécanismes de fixation après ajout d'hydroxyapatite HA et zéolite.	
Aurélie Floch, Philippe Bienvenu, Eric Brochard, Joëlle Carpena et Catherine Keller.....	267
Transfert des éléments traces métalliques par le ruissellement et l'érosion diffuse dans le vignoble champenois	
Béatrice Marin, Oumarou Malam Issa, Jean-Baptiste Dessogne, Odile Duval, Bernard Renaux.....	269
Teneurs et phytotoxicité de Cu évaluées in situ pour du blé dur cultivé en sols à antécédent viticole	
A. Michaud, M. Bravin, M. Galleguillos and P. Hinsinger.....	271
Conséquences de l'épandage de produits résiduels organiques sur la qualité des sols, des eaux et des récoltes : premiers résultats d'un essai au champ de longue durée à Colmar	
Montenach Denis, Houot Sabine et Schaub Anne	273

Transferts et spéciation des Eléments Traces Métalliques dans un environnement littoral : La baie de Somme Marilyne Soubrand-Colin, et Hélène Horen	275
Réduction des émissions de pesticides en viticulture en Champagne SWAP-CPP Hennebert Pierre	277
Diagnostic d'une contamination par les éléments traces métalliques des sols irrigués par les eaux usées dans la province de Settat – Maroc : Rochdi Aïcha¹, Bouzidi Abdelhamid¹, Koulali Yahya¹, Faiz Meryem¹, Kao Tomgouani¹	279

THEME 6 TASSEMENT ET TRAVAIL DU SOL

COMMUNICATIONS ORALES

Etude comparative de dix méthodes internationales de caractérisation visuelle de la structure des sols cultivés Richard Guy, Boizard Hubert, Roger-Estrade Jean, Kawtar Saffih-Hdadi, Défossez Pauline, Cui Yu-Jun, Chaplain Véronique Tessier Daniel, Richard Guy	281
Estimation de la sensibilité des sols agricoles français aux tassements par les engins agricoles Kawtar Saffih-Hdadi, Défossez Pauline, Cui Yu-Jun, Chaplain Véronique Tessier Daniel, Richard Guy	283
Rôle des apports de co-compost sur le tassement des sols Chanet Myriam, Marionneau Anicet, Dabas Michel, Bacconnet Claude, Couhert Jean-Paul	285
Conséquences du tassement sur le fonctionnement hydrique des sols : effet de la variation de la masse volumique sur les propriétés hydrodynamiques Lefebvre Marie-Pierre, Richard Guy, Duval Odile, Bornet Frédéric, Cousin Isabelle	287
Compactage des sols cultivés par les engins agricoles : évolution de la succion au cours de la compression Kai Cui, Pauline Défossez, Yu-Jun Cui, Guy Richard	289
Effet du travail du sol sur sa conductivité hydraulique au voisinage de la saturation et sa masse volumique apparente Alletto Lionel, Coquet Yves, Roger-Estrade Jean	291
Les Techniques de travail du sol en Agriculture Biologique : Impacts sur la structure du sol et les populations lombriciennes. M. Cannavacciuolo, A. Aveline, J. Peigné, J.L. Giteau, Y. Gautronneau	293
Evolution de la structure d'un sol limoneux en fonction des systèmes de culture : caractérisation et analyse de l'intensité de sa fissuration Boizard Hubert, Lheureux Sylvain, Léonard Joël, Cousin Isabelle, Roger-Estrade Jean et Richard Guy	295
Les implications du système minime du travail du sol dans la soutenabilité de la production agricole Rusu Teodor, Gus Petru, Bogdan Ileana, Cacovean Horea, Pacurar Ioan, Duda Marcel	297
Restauration des écosystèmes dégradés dans les forêts du Parc Naturel Régional Normandie-Maine par apport d'amendement basique Alain Brêthes	299

AFFICHES

L'influence du système de travail du sol et de la rotation des cultures sur le sol et sur la production du blé Moraru Paula, Gus Petru, Rusu Teodor, Bogdan Ileana, Moldovan Ioana, Pop Adrian, Cacovean Horea	303
Le pneu-capteur au service des applications "off-road" Marionneau Anicet et Chanet Myriam	305

THEME 7 EROSION

COMMUNICATIONS ORALES

- Enregistrement de l'histoire de sols alpins dans des archives sédimentaires lacustres par l'utilisation de méthodes géochimiques extractions sélectives et terres rares
B. Mourier, J. Poulenard, C. Carcaillet, P. Faivre..... 309
- Variabilité de l'impact des sociétés anciennes sur l'érosion des sols d'après l'analyse de stocks sédimentaires dans le bassin de la Loire France
Macaire Jean-Jacques, Argant Jacqueline, Bréhéret Jean-Gabriel, Di-Giovanni Christian, Fourmont Agathe, Gay-Ovejero Isabelle, Hirschberger Florent, Trément Frédéric, Visset Lionel 311
- Estimation de l'érosion et des transports solides dans le bassin versant de l'Oued Saf Saf, Algérie
Khanchoul K., Remini B. et Spiga Y. 313
- La recherche sur l'érosion du sol dans le sous-bassin hydrographique la Vallée Dumiresti qui appartient à la rivière d'Arges
Mădălina Marian lector univ. dr. ing. Université de Pitesti, Roumanie 315
- Successions des mécanismes de désagrégation lors de l'évolution des états de surface du sol.
Développement d'une méthode d'estimation de la granulométrie des matières solides produites par l'érosion hydrique diffuse.
Leguëdois Sophie,, Darboux Frédéric et Kuhn Nikolaus 317
- Érosion des sols à la suite d'un feu de forêt : conséquences sur l'érodibilité et pour la conservation des sols
Darboux Frédéric, Fox Dennis, et Robin Jean-Guillaume 319
- Distribution spatiale des objets archéologiques et mouvements de matière à l'échelle de versants cultivés
Sylvie Morice, Sébastien Salvador-Blanes, Hocine Bourennane, Anne Moreau 321
- Variabilité spatiale des propriétés hydrodynamiques des sols dans le bassin versant de la Vesle Marne : influence sur la pollution diffuse.
Dessogne Jean-Baptiste, Malam-Issa Oumarou, Marin Béatrice, Pascal André et Barbin Vincent..... 323
- Enregistrement de l'histoire des sols type, dynamique et usage par les archives stalagmitiques : étude spectroscopique de la matière organique des sols aux spéléothèmes
Y. Perrette, J. Poulenard, B. Pepin-Donat, B. Fangeta, P. Hanusa 325
- Evaluation du risque érosif en Bretagne : analyse de sensibilité et validation du modèle IFEN-INRA
Colmar Anne, Walter Christian, Le Bissonnais Yves 327
- Traçage par spectroscopie de réflectance de l'origine des sédiments dans un bassin versant rural de moyenne montagne. : **J. Poulenard, L. Roche, D. Trevisan, P. Quéting, JM Dorioz.....329**

AFFICHES

- Prédiction de la stabilité structurale des sols cultivés. Analyse statistique de la base de données Agresta
Duval Odile, Darboux Frédéric, Lebugle Fabien,, Jacquot Sophie et Le Bissonnais Yves..... 331
- Elaborer les cartogrammes nécessaires pour l'évaluation d'érosion du sol sur les terrains agricoles de la vallée Stupina, affluents de la rivière d'Arges
Mădălina Marian..... 333
- Revégétalisation et reconstitution des sols à l'étage alpin dans les Alpes du Nord
D. Salomon, L. Trosset, P. Faivre 335

THEME 8 BIODIVERSITE

COMMUNICATIONS ORALES

- Elaboration et validation d'un indice d'état biologique des sols
Karine Laval, Christian Mouglin, Patrice Lepelletier, Sylvie Barray, Daniel Tessier..... 339
- Impact de la mycorhization contrôlée du *Gmelina arborea* Roxb. sur le biofonctionnement du sol et sur la structure de la strate herbacée

Sanon Arsène, Thioulouse Jean, Sylla Samba, Spichiger Rodolphe, Lepage Michel, Duponnois Robin	341
Distribution de la microflore fongique dans les sols organique du complexe humide d'El-kala Nord Est Algérien	
Benslama Mohamed. & Zanache Habiba.	343
Utilisation de profils métaboliques pour l'étude de l'adaptation des communautés microbiennes du sol à leur environnement	
Elsa Coucheney, Naoise Nunan, Tim Daniell, Claire Chenu	345
Evolution de la structure des communautés bactériennes telluriques : impact du Cuivre.	
Plassart Pierre, Laval Karine et Barray Sylvie	347
Impact des hétérogénéités d'enfouissement de composts d'origine urbaine sur la microflore du sol et son activité potentielle de dégradation de l'isoproturon	
Vieublé -Gonod Laure, Cohen Nadia., Benoit Pierre, Houot Sabine	349
Effet du travail du sol sur les populations lombriciennes	
Pelosi Céline, Bertrand Michel, Roger-Estrade Jean.....	351

AFFICHES

Développement d'une nouvelle approche pour la quantification des bactéries telluriques : La cytométrie en flux.	
Desaire sylvie, Lucas odile, Tireche samia, Laval karine	355
La biomasse fongique des sols agricoles. Influence des caractéristiques physicochimiques des sols et conséquences d'une pollution cuivrique.	
Legras Marc, Gangneux Christophe, Bailleul Caroline, Dur Jeanne Chantal, Lepelletier Patrice, Mougin Christian et Laval Karine.....	357
Méthode de caractérisation de l'activité lombricienne dans les sols agricoles Une typologie des faciès de bioturbation	
Piron Denis, Pérès Guénola, Hallaire Vincent, Cluzeau Daniel.....	359
Etude de la dynamique du soufre dans le sol associée à la décomposition des résidus végétaux	
H. Niknahad, S. Slezack-Deschaumes , S. Piutti , J.M. Machet , E. Benizri , S. Recous	361
Influence des propriétés physiques et chimiques des sols sur la répartition de la pédofaune sous oliveraies de Kabylie Nord de l'Algérie.	
Boudiaf Nait Kaci M., Mouas Bourbia S.,Derridj A.,Daoud Y., Benmakhlof D., Ould Said S.	363

THEME 9 PRODUCTIONS

COMMUNICATIONS ORALES

Respiration, minéralisation et nitrification nette des sols de 0 hêtraies du Nord Est de la France	
Andrianarisoa Kasaina Sitraka, Zeller Bernd, Dambrine Etienne, Dupouey Jean Luc	367
Changement de l'effet des variables du sol sur la croissance du sapin Abies alba Mill. dans le massif Vosgien au cours du 20ème siècle	
Pinto Paulina E., Gégout Jean-Claude, Hervé Jean-Christophe et Dhôte Jean-François	369
Installation de dispositifs pour le suivi à long terme des effets du tassement des sols forestiers consécutifs à la mécanisation des opérations sylvicoles	
Alain Brêthes, Yves Lefèvre, Jacques Ranger, Dominique Gelhaye, Pauline Défossez, François Lévêque	371
Variabilité temporelle de la minéralisation potentielle de l'azote et des décomposeurs actifs le long d'une sylvoséquence de chênaie-charmaie en contexte acide	
Trap Jean, Bureau Fabrice, Vincelas-Akpa Marthe, Chevalier Richard, Aubert Michaël..	373
Identification des paramètres de modèles de transfert hydrique dans le sol sous plantations d'Eucalyptus dans la région de Pointe-Noire Congo.	
Dieudonne Guy Moukandi-Nkaya, Philippe Deleporte, Rachid Ababou.....	375
Maîtrise de la salinité des sols marginaux irrigués par les eaux saumâtres dans la région d'El Hicha Sud tunisien	
Gaaloul Noureddine, Grira Mohamed, Slim Najet, Nasr Hafedh	377

Etude de la performance de la spectroscopie proche infrarouge pour la mesure de caractéristiques du sol nécessaires au conseil de fumure

Génot Valérie, Colinet Gilles, Dardenne Pierre², Bah Billo, Legrain Xavier, Bock Laurent. 379

AFFICHES

Agriculture durable en cuvette congolaise : effets d'applications continues des mulches d'*Azolla pinnata* et de *Paspalum notatum* sur les propriétés chimiques du sol sous culture continue de riz pluvial à Kisangani, R D Congo.

Sylvain Solia, Pierre Mambani et Ferdinand Kombélé 383

Détermination des propriétés hydriques de quelques sols de Kisangani, RDCongo.

Sylvain Alongo, Pierre Mambani et Ferdinand Kombélé..... 385

Un nouveau substratum d'enracinement proposé en technologie alternative d'obtenir le matériel de multiplication viticole

Cristian Dumitriu, Ion Tita, Adriana Cristescu 387

Recherche d'une filière complémentaire au recyclage des boues en agriculture : expérimentation en zone boisée

Barnéoud Christian 389

Rôle des fertilisants azotés dans l'altération des sols agricoles sur roche mère calcaire : Approche expérimentale

Laure Gandois, A-S Perrin, Anne Probst, Oleg Pokrovsky et J-L Probst..... 391

Caractérisation des microagrégats de la taille des limons dans un sol limoneux cultivé

Virto Iñigo, Lopez Victor, Chenu Claire..... 393

Effet de la bentonite sur les caractéristiques physico chimiques des sols sableux en Algérie

Houcine Reguieg Yssaad et Moulay Belkhodja 395

THEME 10 : ANALYSE ET MODELISATION

COMMUNICATIONS ORALES

Nouveau paradigme en Pédologie : Une physique de l'organisation interne du sol

Braudeau Erik 399

Mesure et modélisation du retrait des sols: Evolution récente, applications, perspectives.0

Pascal Boivin 401

Performance de fonctions de pédotransfert nationales et européennes pour prédire les propriétés de rétention en eau des sols.

Al Majou Hassan, Bruand Ary, Duval Odile, Cousin Isabelle 403

Mise en évidence par traçage anionique de deux types de transfert hydrique dans des Alocrisols- Néoluvisols à caractère glossique (Fougères, 35)

Legout Arnaud, Nys Claude, et Dambrine Etienne..... 405

Caractérisation de la fraction d'eau mobile dans un sol de Beauce

Coquet Yves, El Krimy Zahra, Mel Marie, Vachier Pierre, Labat Christophe 407

Modélisation de la réhabilitation de sols forestiers suite à l'acidification atmosphérique

Moncoulon David, Leguédois Sophie, Martinson Liisa, Probst Anne 409

Hydrophobie des matières organiques et conséquences sur les phénomènes d'hystérèse de la courbe de rétention en eau. Application aux supports de culture horticoles.

Michel Jean-Charles, Naasz Rémi,, et Charpentier Sylvain..... 411

Intérêt de la spectrométrie proche infrarouge pour caractériser les propriétés physico-chimiques d'une gamme variée de sols

Brunet Didier, Szwarz Marc, Babre Daniel, Alary Karine, Barthès Bernard..... 413

Caractérisation du chrome disponible par les cinétiques d'échange isotopique : application aux sols du massif de Niquelândia Brésil

Garnier J., Quantin C., Echevarria G., Becquer T. 415

Utilisation de la spectrométrie dans le proche infrarouge SPIR pour déterminer la source végétale de la matière organique des sols.

Ertlen Damien, Schwartz Dominique, Brunet Didier 417

AFFICHES

Amélioration de la détermination des caractéristiques de rétention en eau dans les horizons hétérogènes par l'utilisation de l'approche additive Anthony Frison, Isabelle Cousin, Hervé Gaillard, Sophie Cornu.....	421
Spéciation du chrome dans les sols ultramafiques de Niquelândia Brésil : apport de la spectroscopie XAS Garnier Jérémie, Quantin Cécile, Montargès-Pelletier Emmanuelle, Vantelon Delphine, Becquer Thierry	423
Compartimentation et disponibilité du chrome dans les sols ultramafiques du massif de Niquelândia, Brésil Garnier Jérémie, Quantin Cécile, Martins Eder S., Becquer Thierry	425

ATELIERS

Le futur de la Science du Sol Alain Ruellan	429
L'enseignement de la Science du Sol Où en sommes-nous après la réforme LMD ? Walter Christian.....	432
L'Année Internationale de la Planète Terre 2007-2009 D. Vaslet	433
Stratégie thématique de l'Union Européenne pour la protection des sols King Dominique, Carré Florence.....	435
Atelier sur les Anthrosols Christophe Schwartz.....	437
L'hydropédologie : discussion autour d'une discipline émergente Cousin Isabelle, Leguédois Sophie.....	439
« Sols et Formations Superficielles : définir la limite ou la supprimer ? » Bourrié Guilhem, Eimberck Micheline et Jamagne Marcel.....	441
La biodiversité des sols Un enjeu pour les chercheurs mais également pour les sociétés Antonio Bispo.....	443

SEANCE DE CLOTURE

L'importance des recherches coloniales dans le développement de la pédologie française. Feller Christian, Blanchart Eric, présentée par Poss Roland	445
---	------------

INDEX DES AUTEURS ET LISTE DES PARTICIPANTS

Index des auteurs.....	447
Liste des participants	451

SEANCE PLENIERE INTRODUCTIVE

Hommage à Georges AUBERT

Alain Ruellan

Notre communauté scientifique vient de perdre un de ses grands maîtres.

Pour ceux qui ont eu la chance d'être formé par Georges Aubert, puis de travailler sous sa direction, et j'ai eu cette chance, il nous restera l'image d'un homme puissant et infatigable, passionné et visionnaire, d'un scientifique enthousiaste et joyeux, d'un compagnon toujours disponible, pour travailler dur ... mais aussi pour faire la fête ...

Avec Stéphane Hénin, avec Philippe Duchaufour, avec Georges Millot... pour ne citer que des hommes de la même génération, Georges Aubert fait partie des géants qui ont construit la pédologie et la science du sol françaises et mondiales, et qui ont fait en sorte que l'École pédologique française soit internationalement reconnue et respectée.

L'histoire de Georges Aubert est impressionnante. Je la rappelle très brièvement.

Il commence sa carrière en 1934, à l'IRA, l'Institut de Recherche Agronomique, le précurseur de l'INRA. Il est alors affecté au Laboratoire des Sols, tout juste créé à Versailles par Albert Demolon. Albert Demolon confie à Georges Aubert la section de pédologie, avec mission de donner à l'étude des sols une véritable dimension scientifique.

A l'époque, il faut s'en souvenir, c'est juste avant la seconde guerre mondiale, la pédologie française est encore peu développée, alors qu'elle est déjà en plein essor en Russie et aux Etats Unis d'Amérique.

Mais 40 ans plus tard, c'est à dire dans les années 70 - 80, le bilan est impressionnant :

- d'une part, plusieurs centaines de pédologues, français et étrangers, ont été formés, puis accompagnés sur le terrain, par Georges Aubert ; ces pédologues travaillent dans le monde entier, plus particulièrement dans le monde tropical et méditerranéen, mais pas seulement ;

- d'autre part, une école pédologique française originale, dite morphogénétique, a pris naissance ; cette école s'est imposée mondialement, auprès des écoles scientifiques, plus anciennes, russe et nord-américaine : cette Ecole morphogénétique est, principalement, l'oeuvre de Georges Aubert, de ses élèves et de ses collègues, parmi lesquelles il faut bien sûr citer Philippe Duchaufour.

En quelques mots, la force de Georges Aubert, en plus de sa puissance de travail et de son enthousiasme contagieux, ce fut quoi ? Je crois que l'on peut dire ceci : la force de Georges Aubert, ce fut, d'abord et surtout, d'avoir fait, d'emblée, pour l'étude des sols, un double choix :

- le choix de la démarche naturaliste ; c'est à dire, en particulier, le choix de la priorité absolue à l'observation détaillée des sols sur le terrain, dans le cadre des paysages naturels et humains, le choix de la priorité à la morphologie des sols étudiée en fonction des autres composants du milieu ;

- le choix aussi d'essayer d'aller partout, de voir le plus d'exemples possibles, dans un aller-retour permanent entre les échelles d'organisation des couvertures pédologiques ; la culture pédologique de Georges Aubert était considérable, avec une grande capacité de synthèse de tout ce qu'il voyait, de tout ce qu'il décrivait avec soin dans ses centaines de carnets de notes, puis qu'il résumait dans ses cours et dans les nombreux courriers qu'il adressait à ses élèves.

Ce n'est pas Georges Aubert qui a inventé la pédologie naturaliste, morphogénétique. Mais Georges Aubert fut un champion du raisonnement naturaliste et de ses applications ; et on lui doit, en particulier, d'avoir su mener de front et d'avoir su enseigner et animer,

- d'une part les recherches nécessaires à la compréhension de ce que sont les couvertures pédologiques ;
- et d'autre part les recherches nécessaires pour mieux réussir l'utilisation des sols.

Derrière les débats, apparemment interminables, concernant la classification, sur le terrain, d'un profil de sol, il y avait toujours, de sa part, la volonté de comprendre : comprendre le sol d'aujourd'hui, pour imaginer son histoire et ainsi prévoir son futur anthropique.

J'ai conservé les notes que j'avais prises en 1958, en suivant les cours donnés par Georges Aubert aux élèves pédologues de l'Orstom. J'ai souvent refeuilleté ces notes. Je l'ai encore fait récemment, pour constater à nouveau à quel point Georges Aubert fut visionnaire :

- visionnaire des grands processus pédogénétiques mondiaux,
- visionnaire des répartitions de ces processus aux différentes échelles, depuis le paysage jusqu'au continent,
- visionnaire de l'existence des systèmes pédologiques,
- visionnaire enfin des relations, présentes et futures, qui existent entre les sols et les hommes.

Mais à quel point aussi, et c'est un autre aspect fondamental de sa dynamique scientifique, Georges Aubert fut attentif, tout au cours de sa carrière, à ne pas diviser les chercheurs en science du sol, mais bien au contraire à les rassembler : pour lui, les approches morphogénétiques, dont il était spécialiste, devaient toujours s'associer aux autres approches, minéralogiques, physiques, chimiques, biologiques... sans lesquelles on ne pouvait rien établir de solide.

Et c'est bien ainsi qu'était conçu l'enseignement de la pédologie à l'ORSTOM, enseignement que Georges Aubert a organisé et animé pendant une quarantaine d'années ; un enseignement intégré de tous les aspects du sol, de toutes les démarches scientifiques qui doivent concourir pour découvrir et bien utiliser les sols.

Il faut ainsi rendre hommage à Georges Aubert : non seulement pour le travail qu'il a réalisé lui-même, mais aussi pour ce que fut sa capacité à mobiliser des compétences et des enthousiasmes, pour ce que fut sa capacité à tenir compte très vite, dans ses propres raisonnements scientifiques et dans ses cours, des résultats obtenus par ses élèves et par ses collègues.

La science du sol moderne, sa diversité et son unité, doivent donc beaucoup à Georges Aubert, en France et ailleurs. Nous savons cependant, qu'aujourd'hui, la situation est de nouveau fragilisée. Un peu partout dans le monde les approches spécifiques et intégrées de l'enseignement supérieur et de la recherche concernant les sols, ces approches sont souvent remises en cause. On "saucissonne" de nouveau le sol et la science du sol : c'est dommage et c'est dangereux.

Alors, pour résister et pour convaincre, car il faut résister à cette dilution de la science du sol, je vous propose : prenons appui sur l'expérience enthousiaste d'un Georges Aubert, sur ses démonstrations scientifiques et pédagogiques concernant le sol, milieu naturel vivant : c'est un service, inestimable, qu'il peut encore nous rendre.

Référentiel Pédologique : une 3^{ème} version en 2008

Eimberck M.⁽¹⁾, **Baize D.**⁽²⁾, **Beudou A.**⁽³⁾, **Girard M.C.**⁽⁴⁾, **Jabiol B**⁽⁵⁾, **Rosignol J.P.**⁽⁶⁾

⁽¹⁾ INRA CR d'Orléans, Unité INFOSOL, B.P. 20619, Ardon, 45166 Olivet cedex

⁽²⁾ INRA CR d'Orléans, Unité de Science du Sol, B.P. 20619, Ardon, 45166 Olivet cedex

⁽³⁾ I.R.D., CR d'Ile de France, Unité Valpédo, 32 avenue Henri Varagnat, 93143 Bondy cedex

⁽⁴⁾ 4, rue Redon, 78370, Plaisir

⁽⁵⁾ ENGREF, Laboratoire des sciences Forestières, 14 rue Girardet, 54042 Nancy

⁽⁶⁾ INH, Laboratoire des Sols et des Substrats, 2 rue Le Nôtre, 49045 Angers cedex 01

Depuis 1986, sous l'égide de l'Association Française pour l'Etude du Sol, des travaux collectifs ont été menés afin de remplacer l'ancienne classification établie en 1967 par la Commission de pédologie et de cartographie des Sols (CPCS).

Une première version de ce nouveau référentiel fut éditée en 1992, puis une seconde, augmentée, en 1995. Après 11 années d'existence et d'utilisation, et compte tenu des connaissances, il nous a semblé nécessaire de reprendre le référentiel pour y apporter les compléments, les modifications et améliorations nécessaires aux utilisateurs.

Rappelons que le Référentiel Pédologique (RP) présente un ensemble de Références non hiérarchisées, définies par la présence d'horizon(s) de référence spécifiques, précisément caractérisés. Il constitue un thésaurus de vocabulaire proposant en outre la définition de nombreux qualificatifs permettant de compléter la désignation des solums ou d'unités typologiques de sols par des informations complémentaires. C'est donc un outil d'harmonisation du langage entre tous ses utilisateurs.

L'édition 1995 comprenait 30 chapitres (Grands Ensembles de Références), soit 102 Référence et 62 horizons de référence, ainsi que de nombreux qualificatifs.

L'édition 2007 présente(ra) les principales modifications suivantes :

* *Sur le fond*, en fonction de l'augmentation des connaissances et des évolutions internationales :

- des chapitres nouveaux concernant les domaines tropicaux, grâce à la collaboration de collègues de l'IRD (exp : FERRALLITISOLS, OXYDISOLS, FERRUGINOSOLS), ainsi que la prise en compte des Paléosolums.

- des définitions d'horizons revues ou améliorées, avec plus de précision sur les valeurs d'épaisseur, de teneur pour un élément caractéristique ;

- la définition de nouveaux horizons de référence pour les nouvelles Références (exp....)

- des chapitres repris et approfondis (exemples : ANDOSOLS, PODZOSOLS, ANTHROPOSOLS...), ou allégés, certains développements passant en annexe (exp : Solums hydromorphes...)

- des chapitres réorganisés en fonction de suggestions des utilisateurs (exp : BRUNISOLS, PEYROSOLS...)

* *Sur la forme* :

- une restructuration des chapitres et une harmonisation de leur présentation selon le canevas suivant :

1) définition du solum-concept,

2) Pédogenèse (principaux facteurs, fonctionnement et répartition géographique, si nécessaire

- 3) Horizons de référence (spécificité de ces horizons par rapport à la description du début de l'ouvrage) Références, et pour chacune : la séquence d'horizons de référence, les informations nécessaires et les éléments de reconnaissance sur le terrain
- 4) Qualificatifs utiles permettant de définir des types
- 5) Exemples de types
- 6) Distinction avec d'autres références
- 7) Exemples de double rattachement
- 8) Les relations avec la WRB : des correspondances sont proposées entre les références R.P. et celles de la W.R.B. chaque fois que cela est possible.
- 9) Propriétés agro-sylvo-pastorales et environnementales

Un certain nombre de développements sont mis en annexe afin de ne pas alourdir les chapitres ;

- des aides nouvelles : clés de détermination ; des schémas
- des correspondances avec la C.P.C.S. pour permettre d'exploiter les données anciennes.

La publication comportera un volume accompagné d'un CDrom dans lequel on retrouvera :

- le contenu du livre accompagné de liens hypertextes, ce qui facilitera l'utilisation et la recherche tant au niveau des références ou types qu'au niveau des définitions et modes de déterminations de laboratoire,
- des illustrations (séquences, schémas, coupes),
- le logiciel Classol de détermination (*cf.* EGS Volume 11 Numéro 3 – 2004).

L'édition du volume devrait avoir lieu au premier semestre 2008.

Si vous souhaitez transmettre des remarques, des informations, n'hésitez pas à contacter le groupe de travail :

Baize D. : Denis.Baize@orleans.inra.fr

Beaudou A. : beaudou@bondy.ird.fr

Eimberck M : Micheline.Eimberck@orleans.inra.fr

Girard MC. : michelclaud.girard@free.fr

Jabiol B : jabiol@engref.fr

Rossignol JP : rossignol@angers.inra.fr

Références bibliographiques:

2004 – Baize D, Jabiol B. Et Gobat JM – Le Référentiel Pédologique : premier bilan au bout de 11 années. *Etude et gestion des sols*, 11, 2, pp. 149 – 164.

2004 – Falipou P. et Legros J.P. – Classol : un système expert pour aider à classer les sols dans le Référentiel Pédologique. *Etude et Gestion des Sols*, 11, 3, pp. 285 – 298.

La stratégie thématique européen et les sols urbains – nouveaux défis pour la science du sol

Winfried E.H. Blum

Confédération Européenne des Associations de Science du Sol, Institut de Pédologie, Université des Sciences et Techniques de la Vie et de l'Environnement (BOKU), Vienne, Autriche, winfried.blum@boku.ac.at

Introduction

Une vue sur les ressources naturelles de l'Europe et les surfaces construites démontre clairement que la bétonisation par développement urbain et peri-urbain cause une perte partielle ou totale des fonctions importantes du sol et surtout une perte de la multifonctionnalité (Blum 1988, 2002). Dans beaucoup de pays du monde les processus de bétonisation se développent de manière exponentielle, spécialement en Asie et en Amérique Centrale et du Sud. Même en Europe, les pertes de sol par bétonisation sont énormes, en Allemagne 400-420 km² par an et en Autriche entre 70-80 km². Au total, l'Europe perd chaque année plus de 3000 km² de sol fertile par la bétonisation ; il en résulte donc une perte de production de biomasse, une diminution de la capacité de filtre, de tampon et de transformation et surtout une réduction des fonctions du sol comme habitat biologique et réserve génétique. En plus, la fonction du sol comme couverture de protection pour les témoins paléontologiques et archéologiques, ainsi que comme patrimoine géogénétique et culturel ne peut pas être maintenue. Pour le développement urbain et peri-urbain beaucoup de matière primaire minérale, comme des argiles, des sables, des cailloux etc. sont extraits du sol. En regardant ce processus plus en détail, on peut constater que les sols ne sont pas seulement couverts par des constructions techniques d'habitation et d'industrie, et des surfaces de transport routier, mais les activités sur ces surfaces sont aussi d'origine de beaucoup d'autres processus, par exemple de pollution, disséminée aux alentours de ces constructions. Les polluants proviennent de l'extraction minière des matériaux inertes de l'intérieur du globe, qui sont distribués à la surface de la terre par la production industrielle et d'autres activités. La contamination se fait par la voie atmosphérique, la voie aquatique et le transport terrestre. Ces processus sont bien étudiés, voir p.ex. Blum, 1998, Pfeifer et al. 1988 et d'autres. La raison de la grande accumulation de matériaux dans les agglomérations urbaines provient du fait qu'il y a une haute concentration de personnes sur une surface très limitée, qui utilisent des quantités importantes de produits, en rejetant en même temps des déchets qui sont partiellement dangereux non seulement pour les sols urbains et peri-urbains mais aussi pour les autres environnements.

Défi aux sols par urbanisation

L'urbanisation donc ne cause pas seulement une perte de multifonctionnalité des sols, mais aussi une contamination locale et diffuse, une compaction, une diminution de la biodiversité, une diminution de matière organique, une salinisation, une érosion et dans certaines conditions aussi des inondations et des glissements de terrain.

A cause de ces menaces, le développement urbain et peri-urbain est un des plus grands défis pour le sol en Europe et c'est pour cela que la bétonisation est mentionnée comme un de huit défis dans la Stratégie thématique pour la protection des sols en Europe (COM(2002)179 final). C'est la raison pour laquelle nous pensons que l'urbanisation est un des défis très important pour la science du sol et donc une frontière nouvelle pour la recherche pédologique.

Nouveaux concepts d'investigation pour la protection des sols

Pour relier la connaissance théorique et l'implantation opérationnelle de la protection des sols, il est proposé d'utiliser l'approche DPSIR (DDriving force, Pressure, State, Impact, Response), qui détermine les forces motrices en arrière des pressions, qui causent un état créant des impacts, lesquelles doivent être contrôlés par des réponses. Sur la base de cette approche, un nouveau concept pour la recherche intégrée en science du sol est développé (Blum et al. 2004, van Camp et al. 2004), en distinguant entre 5 cibles principales, des différentes étapes de la recherche et les domaines scientifiques qui doivent nécessairement y être inclus.

Les 5 cibles de recherche sont:

- connaître les processus principaux dans les sols, causés par les menaces;
- la localisation de ces processus dans l'espace et leur développement avec le temps;
- l'identification des forces motrices et des pressions en arrière de ces processus, reliées à des développements locaux, régionaux ou globaux, culturels, sociaux, économiques, écologiques ou techniques;
- la connaissance des impacts sur les éco-services portés par le sol dans les autres compartiments environnementaux, et, finalement
- le développement des techniques opérationnelles pour améliorer et diminuer les menaces et les impacts.

Références

- BLUM W.E.H., 1988: Problems of soil conservation. – Nature and Environment Series No. 39, 62 pages, 10 fig., 11 tab., Strasbourg.
- BLUM W.E.H., 1998: Soil Degradation Caused by Industrialization and Urbanization. In: Blume H.-P., H. Eger, E. Fleischhauer, A. Hebel, C. Reij, K.G. Steiner (Eds.): Towards Sustainable Land Use, Vol. I, 755-766, Advances in Geocology 31, Catena Verlag, Reiskirchen.
- BLUM, W.E.H., 2002: Environmental Protection through Sustainable Soil Management, a Holistic Approach. – In M. Pagliai and R. Jones (Eds.): Sustainable Land Management – Environmental Protection – A Soil Physical Approach. – Advances in Geocology 35, 1-8. Catena Verlag GmbH 2002.
- BLUM, W.E.H., Büsing, J., Montanarella, L., 2004: Research needs in support of the European thematic strategy for soil protection. Trends in Analytical Chemistry 23, 680-685.
- PFEIFFER, E.M., Freytag, J., Scharpenseel, H.-W., Miehlich, G., Vicente, V., 1988: Trace elements and heavy metals in soils and plants of the southeast Asian Metropolis Metro Manila and of some rice cultivation provinces in Luzon, Philippines. Hamburger Bodenkundl. Arbeiten, Bd. 11.
- VAN-CAMP, L., Bujarrabal, B., Gentile, A.R., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Olazabal, C., Selvaradjou, S.-K. (Eds.), 2004: Reports of the Technical Working Groups established under the Thematic Strategy for Soil Protection. Volume VI: Research, Sealing and Cross-cutting issues. EUR 21319 EN/6, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, P. 719-872.

THEME 1 SOLS EN MILIEU URBAIN

COMMUNICATIONS ORALES

Typologie et évolution des sols très anthropisés

**Lefort Clémence¹, Schwartz Christophe², Florentin Louis³, Gury Michel⁴,
Le Roux Yves⁵ et Morel Jean Louis⁶**

1 2 3 4 6 : INPL(ENSAIA)/INRA UMR 1120, Laboratoire Sols et Environnement, BP 172, F-54505 Vandœuvre-lès-Nancy cedex, France ; 1 : clemence.lefort@ensaia.inpl-nancy.fr ; 2 : christophe.schwartz@ensaia.inpl-nancy.fr ; 4 : michel.gury@g2r.uhp-nancy.fr ; 6 : jean-louis.morel@ensaia.inpl-nancy.fr ; 5 : INPL(ENSAIA)/UHP/INRA, URAFPA, BP 172, F-54505 Vandœuvre-lès-Nancy cedex, France, yves.leroux@ensaia.inpl-nancy.fr

Introduction

Les sols très anthropisés (*sta*) ont pour principales caractéristiques d'être transformés, dégradés et/ou contaminés par l'Homme. Ils regroupent par exemple les Anthrosols, Technosols ou Anthrosoles au sens des classifications internationale et nationale (WRB, 2006 ; Baize et Rossignol, 1995). Les classifications de ces sols ne sont actuellement qu'à des niveaux hiérarchiques supérieurs et leurs liens avec les processus pédogénétiques demeurent très faibles. L'objectif est alors de constituer un inventaire et une typologie de ces sols, intégrant la forte variabilité de la nature des matériaux techniques présents et de leurs caractéristiques physico-chimiques. Cette démarche préalable est indispensable pour définir et choisir les profils de sols et les matériaux modèles qui seront étudiés de façon approfondie et générique par rapport à leur fonctionnement et à leur évolution pédogénétique.

Matériel et méthodes

Depuis 1993, 357 échantillons de *sta* ont été prélevés et analysés au Laboratoire Sols et Environnement suivant des méthodes communes et intégrés dans une base de données. Une base de données complémentaire a été construite à partir de sols peu ou pas anthropisés (*spa*) afin d'établir des comparaisons. Des tests comparatifs non paramétriques (Wilcoxon) ont été réalisés pour déterminer quels paramètres agronomiques permettent de distinguer les *sta* des *spa*. Des analyses statistiques non supervisées ont été menées afin de décrire les données : définition des paramètres les plus puissants pour distinguer *sta* de *spa*, mise en évidence de groupes dont les caractéristiques de l'horizon de surface sont proches.

Résultats

La base de données *sta* peut être considérée comme représentative de la diversité des sols très anthropisés du fait de la diversité des usages pris en compte, de la diversité des matériaux techniques présents et du nombre élevé de sols à fort risque potentiel pour l'environnement et la santé humaine. Sur les 16 paramètres agronomiques (pH, granulométrie en 3 fractions, éléments grossiers, C_{org}, N C/N, P_{Olsen} et CEC (totale, saturation, Ca²⁺, K⁺, Mg²⁺) et les concentrations totales en 5 métaux (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) qui ont été comparés via des tests non paramétriques de Wilcoxon à 5%, seule la concentration en K assimilable n'est pas significativement différente entre *sta* et *spa*. L'analyse en composantes principales et la classification hiérarchique mixte ont été réalisées sur les paramètres agronomiques des bases de données *sta* et *spa*. Il a été mis en évidence que la différence générale entre les *sta* et les *spa* (fig 1a) est majoritairement liée à la teneur en sables, la teneur en matières organiques et la CEC (fig 1a). Les analyses multivariées montrent aussi l'existence de groupes de sols homogènes (fig 1b). Sur 10 groupes, 5 sont majoritairement composés de *spa*, 1 est mixte, 4 sont majoritairement constitués de *sta*.

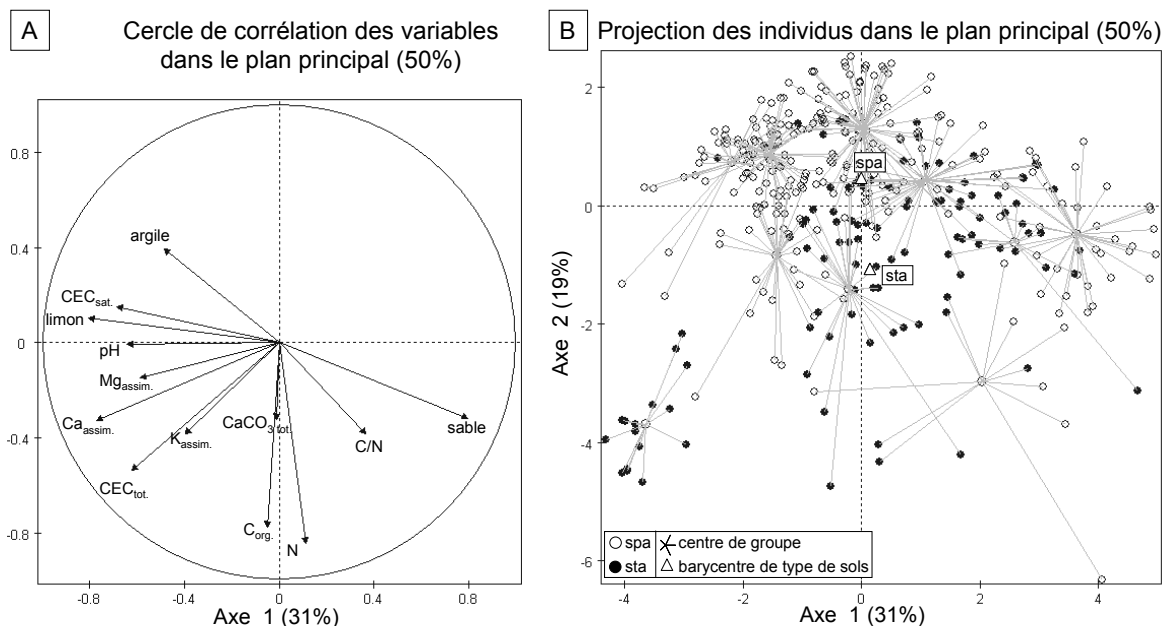


Figure 1. Comparaison et groupement homogène des sta (sols très anthropisés, n = 107) et spa (sols peu ou pas anthropisés, n = 245)

Discussion

Les analyses statistiques mettent en évidence des groupes de sols dont les caractéristiques agronomiques sont homogènes. Les *spa* de chacun des groupes sont bien connus et résultent de processus pédogénétiques relativement similaires. Il est donc possible d'émettre l'hypothèse que les *sta* de ces mêmes groupes suivraient des évolutions du même type. Au contraire, certains *sta* font partie de groupes ne contenant aucun *spa*. Il est parfois possible d'émettre des hypothèses sur leur évolution possible, du fait de la nature des matériaux techniques constitutifs. Ce type de raisonnement n'est pas directement possible pour certains matériaux techniques qui ne présentent aucune similitude avec des roches mères naturelles. Si les individus de chaque groupe présentent des caractéristiques et un potentiel d'évolution homogènes, il est envisagé de définir un horizon de surface modèle pour chacun des groupes afin d'étudier le devenir de cet horizon et des matériaux techniques présents.

Conclusion et perspectives

Des groupes de sols très anthropisés ont pu être mis en évidence, faisant émerger des sols et des matériaux techniques constitutifs modèles. Des expérimentations seront réalisées sur ces sols et matériaux choisis afin de tester les hypothèses d'évolution pédogénétique des *sta*. L'objectif finalisé est de contribuer à faciliter l'inventaire des Technosols, de prédire leur évolution dans le temps et d'envisager, à moyen terme, leur cartographie thématique.

Les auteurs tiennent à remercier l'Etat Français et la Région Lorraine pour leur soutien à ces travaux menés dans le cadre du Groupement d'Intérêt Scientifique pour l'Etude des Friches Industrielles, www.gisfi.prd.fr.

Références

- Baize D., Rossignol J.P., 1995. Anthrosols, in *Référentiel Pédologique*. AFES, INRA, 95-98.
 Morel J L, Schwartz C, Florentin L et De Kimpe C, 2005. Urban Soils. *Encyclopedia of Soils in the Environment*, 202-208.
 USS Working Group WRB, 2006. World reference base for soil resource 2006. *FAO*, 132 p.

Archivage pédologique et dynamique paléo-environnementale : aspects méthodologiques et apports de la pédo-anthracologie (exemples alsaciens)

Goepp Stéphanie et Schwartz Dominique

*Image et Ville - UMR CNRS ULP 7011, Faculté de Géographie et d'Aménagement
3, rue de l'Argonne, 67083 Strasbourg cedex
stephanie.goepp@lorraine.u-strasbg.fr
dominique.schwartz@lorraine.u-strasbg.fr*

Les sols, supports d'informations paléo-environnementales (et leurs spécificités)

Les sols sont relativement peu utilisés dans les études paléoenvironnementales. Pourtant, ils constituent des milieux favorables dans certaines conditions à la conservation de constituants permettant ce type d'approche. Différentes méthodes d'analyses pédologiques peuvent être mises en oeuvre dans cet esprit : micromorphologie, palynologie dans les sols (en particulier sols tourbeux)... Mais, dans un certain nombre de cas, seule la pédo-anthracologie (analyse des charbons de bois des sols : Thion, 1992) permet de répondre à certaines de ces problématiques. Elle s'avère en particulier utile à la connaissance de l'évolution du couvert végétal en milieux "naturels" ou à l'approche paléo-environnementale de milieux anthropisés en contexte archéologique. Différentes raisons justifient son emploi, la principale étant que cette méthode permet d'aborder les évolutions à des échelles spatiales locales, dans une gamme temporelle très large, les charbons se conservant très bien dans les sols. De plus, elle est parfaitement applicable dans une gamme de sols très variée. Il est ainsi possible de suppléer à la rareté ou à l'absence d'archives sédimentaires classiques.

L'utilisation de la pédo-anthracologie nécessite une approche taphonomique préalable, liée aux spécificités de l'archivage pédologique. Les points sur lesquels il convient d'insister sont les suivants :

- la plus ou moins bonne conservation des charbons en fonction de différents facteurs édaphiques (structuraux, texturaux, aération...)
- l'importance du brassage biologique, ne permettant pas une lecture stratigraphique de la répartition verticale des charbons dans les sols.

Des efforts d'analyses taphonomiques ont été faits, mais restent relativement rares. Carcaillet (2001a, 2001b) et Carcaillet et Talon (1996) ont montré l'importance du brassage biologique, des chablis, de la solifluxion ou du colluvionnement dans la répartition des âges des charbons de bois des sols, par datations ¹⁴C.

Deux exemples régionaux d'utilisation des charbons de bois des sols comme archives paléo-environnementales

Le premier exemple concerne les Hautes-Chaumes des Vosges, considérées jusqu'à nos travaux (Goepp *et al.*, 2006 ; Goepp, en cours) pour partie naturelles, sur les sommets, et pour partie anthropiques, consécutives à des défrichements ayant donné naissance à des chaumes secondaires. La faible extension des chaumes dites primaires, à savoir quelques centaines d'hectares, nécessite une approche locale de leur dynamique. De plus, les analyses palynologiques effectuées dans les secteurs retenus n'ont pas apporté de réponse à la question de l'origine naturelle des chaumes. L'étude pédo-anthracologique a confirmé l'importance du brassage biologique dans les alocrisols et les rankers. Elle a démontré que les chaumes dites

primaires n'étaient pas naturelles, mais résultaient de défrichements de l'âge du Bronze, voire du Néolithique, comme les chaumes secondaires (Schwartz *et al.*, 2005).

Le deuxième exemple est celui de l'analyse de charbons de bois de sols hydromorphes du 'Ried Noir' en plaine rhénane. Cette analyse s'intègre dans un contexte archéologique de tumulus édifiés dès l'Age du Bronze. Jusqu'à présent, le contexte hydrologique et écologique de l'implantation humaine dans ce secteur, depuis le Bronze moyen jusqu'à la fin de l'Antiquité étaient mal connus.

Les résultats de la répartition en masse des charbons et les datations ^{14}C soulèvent de nombreuses questions. Les charbons sont relativement abondants dans les horizons humifères de surface, mais quasiment absents des horizons de gley. Quant aux dates, à l'exception d'une date du 2^e siècle de notre ère, elles sont toutes modernes. Ce sont à la fois les questions de conservation des charbons dans de tels sols, de leur translocation dans des milieux biologiquement peu actifs, mais aussi des modes de défrichements antiques qui sont posées, sans réponse claire pour le moment.

Conclusion

Les charbons de bois en tant qu'archives pédologiques sont donc aptes à répondre, dans certaines conditions, aux questions paléo-environnementales, et à se substituer ou à compléter des archives sédimentaires et/ou archéologiques parfois manquantes. La richesse en charbons dépend fortement des types de sols. Pourtant, rares sont les études à valeur de tests ou les études comparatives qui mettent en évidence les spécificités de cette méthode en fonction des caractères édaphiques. Même si la très grande ubiquité des charbons dans la plupart des sols permet des études intéressantes, l'exemple des sols hydromorphes du Ried illustre bien la pertinence d'une réflexion taphonomique.

Références bibliographiques

- Carcaillet C., 2001a. Soils particules reworking evidences by AMS ^{14}C dating of charcoal. *C.R. Acad. Sc. Paris, Sc. de la Terre et des Planètes, Géosc. de Surface*, 332, 21-28.
- Carcaillet C., 2001b. Are Holocene wood-charcoal fragments stratified in alpine and subalpine soils ? Evidence from the Alps based on AMS ^{14}C dates. *The Holocene* 11, 2, 231-242.
- Carcaillet C., Talon B., 1996. Aspects taphonomiques de la stratigraphie et de la datation de charbons dans les sols : exemple de quelques sols des Alpes. *Géogr. Physique et Quaternaire*, vol.50, p. 233-244, 7 fig., 2 tabl.
- Goepf S., en cours. *Origine, évolution et dynamique des Hautes-Chaumes des Vosges – Déterminismes environnementaux et actions de l'Homme*. Thèse ULP Strasbourg.
- Goepf S., Schwartz D., Guillet B., Thinon M., 2006. L'archivage pédologique des évolutions paléoenvironnementales – Intérêt, spécificités, risques de biais (cas des chaumes vosgiennes). *Actes de la Table Ronde 'L'érosion entre nature, société et paléoenvironnement'*, Clermond-Ferrand, 25-27 mars 2004, poster + comm. orale.
- Schwartz D., M. Thinon, S. Goepf, C. Schmitt, J. Casner, T. Rosique, P. Wuscher, A. Alexandre, E. Dambrine, C. Martin, B. Guillet, 2005. Premières datations directes de défrichements protohistoriques sur les chaumes secondaires des Vosges (Rossberg, Haut-Rhin). Approche pédoanthracologique. *C. R. Geoscience* 337, 1250–1256, *Géosciences de surface (Paléoenvironnement)*.
- Thinon M., 1992. *L'analyse pédoanthracologique : Aspects méthodologiques et applications*. Thèse Sc. Biologiques, Univ. Droit, Econ. et Sc. d'Aix-Marseille, Fac. Sc. et Tech. de Saint-Jérôme, 317p.

Apport des géostatistiques pour la détermination de l'origine d'Eléments Traces Métalliques dans des sols viticoles en milieu urbain

Chéry Philippe¹, Vignet Marion¹ et Denaix Laurence²

¹ UPR LARGE - ENITA de Bordeaux, 1 cours du G^{al} de Gaulle - CS 40201 - 33710 Gradignan Cedex. mel : p-chery@enitab.fr

² UMR 1220 TCEM – INRA Centre de Bordeaux Aquitaine, 71 Avenue Edouard Bourleaux - BP 81 - 33883 Villenave d'Ornon Cedex. mel : denaix@ferrade.bordeaux.inra.fr

Introduction

Le domaine viticole de Luchey-Halde (20 ha), propriété de l'ENITA de Bordeaux depuis 1999, est situé en appellation Pessac-Léognan, sur la commune urbaine de Mérignac à proximité de l'aéroport de Bordeaux. Ce château, réputé pour sa production jusqu'en 1919, est devenu pour 80 ans un camp d'entraînement militaire, avec un stand de tir et de nombreuses infrastructures liées à cette activité. Le riche historique et la situation géographique de ce domaine, nous ont amené à nous intéresser à la contamination de ses sols en éléments en traces métalliques avant la replantation de la vigne en 2000. Toutefois, les sources de contamination dans ce contexte étant multiples (viticole, militaires, urbaines ou simplement d'origine pédologique), il a été nécessaire de non seulement évaluer les niveaux de contamination en ETM dans les sols du domaine, mais également d'en connaître leur variabilité spatiale et leurs origines, pour une gestion raisonnée des parcelles viticoles.

Matériel & méthodes

Pour mettre en évidence la nature et l'origine des différentes pressions de contaminants métalliques qui existent sur le domaine de Luchey-Halde, nous avons choisi de concentrer notre étude sur un ensemble de 3 parcelles de 2 ha au nord du domaine (figure 1). Les sols rencontrés sur ces parcelles sont principalement des PEYROSOLS et des BRUNISOLS graveleux (R.P. 95). Sur les 50 premiers centimètres, 80 prélèvements de 10 kg de terre chacun ont été effectués à la bêche selon 3 types d'échantillonnage (figure 1). Ces échantillons ont été séchés à 105°C et tamisés à 2 mm. Une aliquote a été prélevée, broyée, attaquée à l'eau régale puis minéralisée au four à micro-ondes. Enfin, le dosage des ETM a été réalisé à la flamme pour le cuivre, le fer, le zinc et le manganèse et au four pour le plomb, le nickel, le cadmium et l'arsenic.

Après positionnement par dGPS des prélèvements, nous avons construits les variogrammes expérimentaux pour chacune des teneurs en ETM sur les parcelles d'étude. Des cartes krigées ont été établies pour permettre de visualiser la distribution spatiale des ETM et déterminer les zones contaminées.

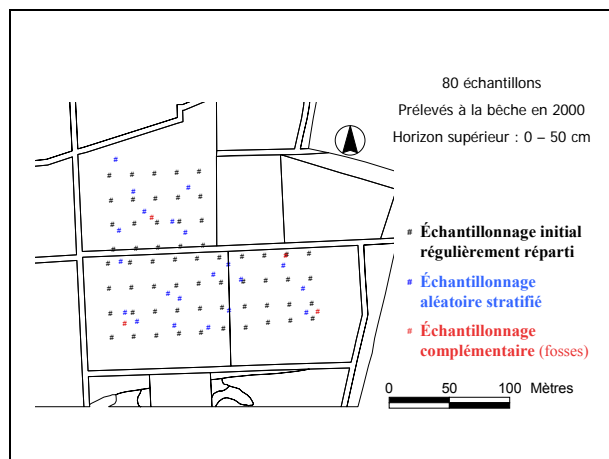


Figure 1 : Stratégie d'échantillonnage sur les parcelles d'étude (2 ha)

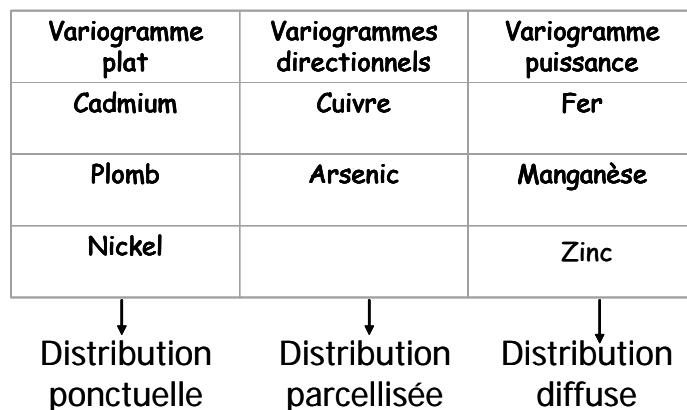
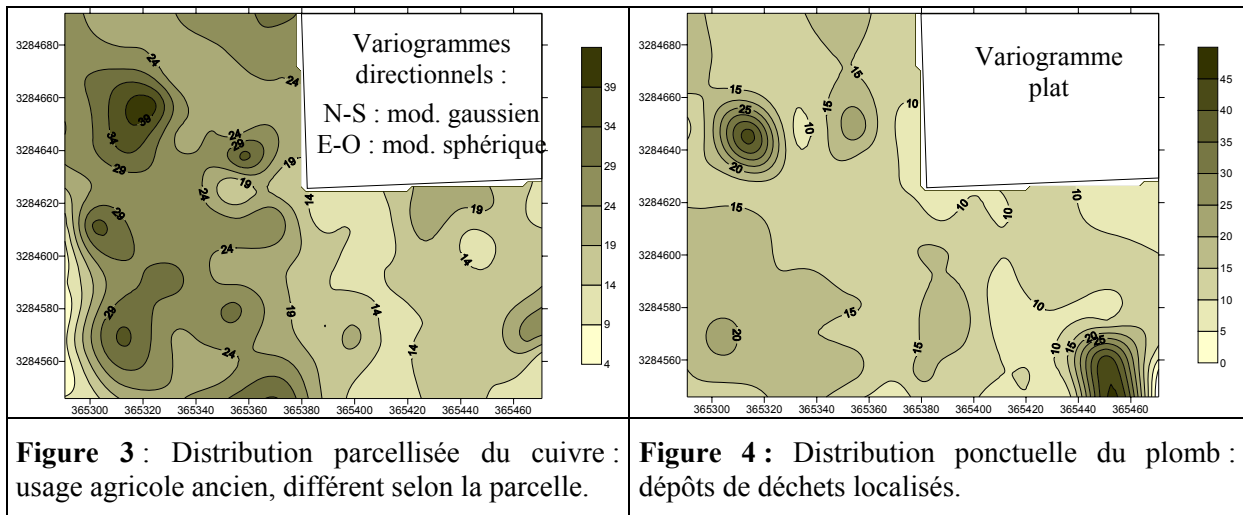


Figure 2 : Forme des variogrammes expérimentaux et types de distribution des ETM

Résultats

Les résultats ainsi obtenus ont permis une connaissance plus précise des teneurs en 8 ETM (Fe, Mn, Cu, Zn, Cd, Pb, Ni, As) dans les sols du château Luchey-Halde. Les niveaux de contamination restent peu élevés comparés aux valeurs trouvées dans la bibliographie (Baize, 1997).

L'étude des variogrammes expérimentaux des teneurs en ETM a permis de mettre en évidence 3 types de distribution spatiale en fonction de la forme de ces variogrammes (figure 2). La comparaison des anciens documents cadastraux et des pratiques culturales passées, des documents d'urbanisme récents et de la carte pédologique du domaine avec les cartes krigées (figures 3 et 4), nous ont permis de comprendre l'origine des différentes pressions de contaminations subies par ce domaine en zone urbaine.



Les 3 groupes d'ETM (figure 2) dont la distribution spatiale est comparable ont une origine d'apport qui peut être considérée comme similaire. Nous avons pu mettre en évidence l'époque et la cause précise de ces contaminations.

Le fer et le manganèse ont un variogramme de type puissance et une distribution spatiale diffuse, directement corrélée avec le degré d'hydromorphie et de lessivage des sols (origine pédogéochimique).

Le plomb (figure 4), le cadmium et le nickel présentent des variogrammes plats et une distribution spatiale ponctuelle, caractéristiques d'une contamination d'origine anthropique et plus particulièrement militaire (OFEFP, 1998).

Le cuivre (figure 3) et l'arsenic présentent des variogrammes directionnels et une distribution plutôt parcellisée qui sont à mettre en relation avec le passé culturel différent des parcelles. Ainsi, on constate une forte rémanence du cuivre sur les parcelles les plus à l'ouest de la zone d'étude.

Conclusion

Les parcelles d'étude ont donc un historique assez riche puisqu'elles ont été successivement soumises à une histoire viticole marquée par des épandages de bouillie bordelaise à base de cuivre et de produits phytosanitaires (arséniate de plomb), soumises également à des risques de contamination liés à l'activité militaire (Pb, Ni, Cd). Notons enfin que le domaine d'étude se situe aujourd'hui au cœur d'une zone urbaine ce qui ajoute une nouvelle exposition potentielle aux ETM issus des gaz d'échappement (Pb) et des eaux de ruissellement des toitures (Zn).

Enfin, ce travail pourrait servir de base de généralisation pour l'étude des sources de contamination en ETM des terroirs viticoles à proximité immédiate de zones urbaines, situations qui sont très fréquentes en région bordelaise.

Origine des métaux disponibles des sols urbains de Marrakech

El Khalil Hicham^{1-2*}, Schwartz Christophe¹, Kubiniok Jochen³, Boularbah Ali²

¹INPL(ENSAIA)/INRA UMR 1120, Laboratoire Sols et Environnement, BP 172, F-54505 Vandœuvre-lès-Nancy cedex, France. christophe.schwartz@ensaia.inpl-nancy.fr

²Faculté des Sciences et Techniques, Laboratoire Aliments Environnement et Santé, BP 549, 40000 Marrakech, Maroc. boularbah@fstg-marrakech.ac.ma

³Universität des Saarlandes, Physische Geographie und Umweltforschung, Am Markt, Zeile 2, D-66125 Saarbrücken, Allemagne. * correspondant : elkhalilhicham@yahoo.fr

Introduction

En ville, le sol est le support physique des constructions et infrastructures, un substrat pour les végétaux, un support pour l'activité industrielle, agricole ou domestique, un réceptacle pour les rejets et l'enfouissement des déchets et un filtre contrôlant la qualité de l'atmosphère et des eaux (Craul, 1999; Morel *et al.*, 1999; Schwartz *et al.*, 2000; Morel *et al.*, 2005). Si un sol urbain peut résulter de la transformation anthropique d'un sol naturel, il peut aussi être néoformé selon des processus impliquant des matériaux techniques et aboutissant à la formation de Technosols (WRB, 2006). Dans la ville de Marrakech (Maroc), les perturbations des sols dues aux activités anthropiques consistent en partie en l'incorporation de matériaux techniques qui sont des vecteurs potentiels de polluants métalliques (El Khalil *et al.*, 2005; El Khalil *et al.*, 2006). Notre objectif est alors de mieux connaître l'origine des métaux présents dans les sols urbains et péri-urbains et de quantifier la contribution de trois fractions (fine, grossières naturelle et technique) à l'alimentation de la solution du sol en métaux.

Matériels et Méthodes

La stratégie d'échantillonnage des sols a été orientée par une connaissance historique qui a permis une zonation de la ville de Marrakech en différents secteurs d'âges et d'usages contrastés. Les sites de prélèvement ont été choisis selon leur degré d'anthropisation, en fonction de l'activité humaine actuelle (quartiers résidentiels, activités agricole, maraîchère, artisanale ou industrielle) et la superposition des usages durant l'évolution de la ville. Des sites pour lesquels les voies d'exposition à l'homme sont marquées ont été sélectionnés en priorité. Ainsi, 68 échantillons de terre ont été prélevés dans des horizons de surface de sols suivant un protocole standard et en prenant soin de répéter des usages identiques dans des secteurs variés de la ville. Les points de prélèvement ont systématiquement été géoréférencés. Les échantillons de terre ont été tamisés à 2 mm et les fractions fines, grossière naturelle et grossière technique séparées. Ces fractions ont été caractérisées pour leurs concentrations en métaux totaux et extractibles à l'eau. Des échantillons moyens des différents types de composants de la fraction technique ont été constitués à partir de tous les sols prélevés, puis caractérisés pour leurs concentrations en métaux.

Résultats et Discussion

Généralement, les sols urbains et péri-urbains prélevés dans la ville de Marrakech ne sont pas contaminés par les métaux à l'exception des sols fortement anthropisés. Les analyses montrent que la fraction fine des sols contribue de façon majoritaire aux métaux en solution. La fraction grossière des sols, composée des éléments grossiers naturels et des éléments

techniques trouvés dans les Technosols (plastique, papier, tissus, bois, os, éléments métalliques et matériaux de construction) est habituellement négligée dans les analyses. Elle peut avoir un effet significatif sur la concentration des métaux dans la solution du sol. Ainsi, la fraction grossière naturelle (issue de la roche mère) est responsable de la libération de la totalité du Cu extractible dans certains échantillons. La fraction grossière technique est quasi-absente dans les sols faiblement anthropisés et atteint plus de 14 % en masse dans les Technosols. Les différents matériaux techniques étudiés ont la capacité d'échanger des éléments en traces et peuvent contribuer de manière remarquable à l'alimentation en métaux de la solution du sol (tableau 1). Les teneurs en métaux extractibles dans les échantillons moyens des matériaux techniques montrent que les os, le bois, le plastique et les tissus-papiers sont les composants qui libèrent des concentrations élevées en métaux. Cette propriété peut être liée à leur structure chimique formée essentiellement en polymères organiques.

Tableau 1. Concentrations totales et extractibles en cadmium et en cuivre dans des échantillons moyens de matériaux techniques de sols urbains et péri-urbains de Marrakech (mg kg^{-1} sol matière sèche)

Matériaux techniques	Cd		Cu	
	total	extractible à l'eau	total	extractible à l'eau
verre	1,8	0,3	5,5	<ld
plastique	4,6	0,7	22,6	2,9
métal	2,0	0,6	6,2	<ld
tissus et papier	8,7	<ld	15,6	4,2
matériaux de construction	0,9	0,2	6,9	<ld
os	3,5	0,2	43,8	23,6
bois	3,5	<ld	263,0	5,6

<ld inférieur à la limite de détection

Conclusion

Les résultats confirment que l'activité humaine induit une forte variabilité des caractéristiques des sols urbains. L'alimentation de la solution du sol en métaux se fait essentiellement par la fraction fine. Néanmoins, la fraction grossière du sol, habituellement négligée dans les analyses, a un effet significatif sur la concentration en métaux mobiles. Au sein des éléments grossiers, la fraction technique a une contribution remarquable à l'alimentation de la solution du sol, pouvant atteindre 100% pour certains Technosols et certains métaux. Cette introduction d'éléments techniques dans les sols a un impact sur la mobilité des métaux, agissant par conséquent sur leur biodisponibilité. Une cartographie thématique doit, à terme, permettre de renseigner les gestionnaires sur la distribution de la qualité des sols urbains et sur les risques potentiels de transfert de métaux vers la chaîne alimentaire.

Les auteurs tiennent à remercier le Comité mixte Universitaire franco marocain pour le soutien obtenu dans le cadre de l'Action Intégrée n°MA/04/105F.

Références

- Craul, P.J., 1999. Urban soils, Application and Practices. John Wiley & Sons, Inc. New York, 366 pp
- El Khalil H., Boularbah A., et Schwartz C., 2005. Using a microbiological bioassay for the assessment of the toxicity of urban and suburban soils of the city of Marrakech. *3rd International Conference on Soils of Urban, Industrial, Traffic, Mining, and Military Areas*, SUTMA-2005, 17-25 Novembre 2005, Cairo, Egypt. Prix du "Meilleur Poster"
- El Khalil H., Schwartz C., Morel J.L., Kubiniok J. et Ali Boularbah, 2006. Contribution of technogenic materials to the metal bioavailability fraction of the urban soils in Marrakech (Morocco). *18th World Congress of Soil Science*, July 9-15, 2006 - Philadelphia, Pennsylvania, USA.
- Morel, J.L., Florentin, L., Schwartz, C., 1999. Définition, diversité et fonctions des sols urbains. *C. R. Académie d'Agriculture de France*, 85 : 141-152.
- Morel, J.L., Schwartz, C., Florentin, L., De Kimpe, C., 2005. Urban Soils. *Elsevier*, 202-208.
- Schwartz, C., Florentin, L., Charpentier, D., Muzika, S., Morel, J.L., 2001. Le pédologue en milieux industriels et urbains. I. Sols d'une friche industrielle. *Etude et Gestion des Sols*, 8 : 135-148.
- USS Working Group WRB, 2006. World reference base for soil resource 2006. *FAO*, 132 p.

Contribution des particules colloïdales au transfert de métaux traces dans les sols de bord de route

Béchet Béatrice et Legret Michel

Division Eau et Environnement, Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, BP 4129, 44341 BOUGUENNAIS Cedex, beatrice.bechet @lcpc.fr

Introduction

Les sols de bord de route sont les récepteurs des polluants émis par les véhicules (carburant, usure des freins et des pneus...) et issus de la dégradation des infrastructures routières (usure des barrières de sécurité, dégradation des revêtements routiers...) (Pagotto et al., 2001). Les polluants émis au niveau de la chaussée parviennent dans les sols sous forme soluble et sous forme particulaire par entraînement dans les eaux de ruissellement. Il en résulte une pollution importante des sols et des sédiments des fossés de drainage des eaux de ruissellement le long des infrastructures à forte circulation, avec dans certains cas des contaminations de nappe avérées (Norrström, 2005). En période hivernale, les sols de bord de route sont soumis à l'arrivée d'eaux de ruissellement de salinité très variable induisant des perturbations chimiques de l'équilibre entre polluants et surfaces de rétention. Ces modifications de salinité peuvent induire des échanges ioniques mais également faciliter la propagation des polluants sous forme particulaire colloïdale dans les sols (Amrhein et al., 1993 ; Norrström and Jacks, 1998). Les quelques études menées jusqu'à présent sur les sols de bord de route ont permis de mettre en évidence à l'aide d'essais de lixiviation la corrélation entre relargage de métaux traces (Pb, Zn, Cd, Cu, Ni) et les teneurs en carbone organique total et en fer. Bäckström et al. (2004) proposent, sur la base de calcul de spéciation, des mécanismes d'échanges d'ions et de complexation avec la matière organique du sol. Des expériences en colonne de laboratoire en milieu saturé et en conditions contrôlées ont été menées sur un sol de bord de route de la région parisienne pour étudier les mécanismes de libération des métaux traces (Pb, Zn, Cu, Cd) sous l'effet d'une variation de salinité. La contribution des fractions colloïdales est étudiée par ultrafiltration d'éluats et dosage des éléments chimiques constitutifs des phases colloïdales classiques dans les sols.

Matériels et méthodes

Le sol a été prélevé à 0,5 m du bord de la RN12, à 50 km de Paris. La section de route ouverte en 1971 supporte un trafic de l'ordre de 25000 véhicules/jour. Le sol a une texture de sable limoneux. La fraction utilisée inférieure à 200 µm comporte environ 78% de minéraux (quartz, feldspaths, 6% d'argiles et 1% de carbonates), 5% d'amorphes et 14% de matière organique d'origine naturelle et anthropique. La capacité d'échange cationique du sol est de 0.16 meq/g. Les teneurs moyennes en Fe et Mn sont de 24000 et 430 mg/kg. Les concentrations en métaux traces sont de 2600 mg/kg pour le Pb, 720 pour le Zn, 200 pour le Cu et 2,9 pour le Cd. Le NaCl est utilisé comme sel modèle car il constitue plus de 70% des agents de déverglaçage. La colonne remplie de 60 g de sol est initialement saturée avec du NaCl (5.10^{-3} mol/L) à débit très faible (0,1 mL/min), puis équilibrée avec du NaCl (10^{-2} mol/L) à un débit de 0,6 mL/min. Enfin, un échelon de NaCl à faible concentration (5.10^{-4} mol/L) est injecté dans la colonne. Le pH, la conductivité et l'absorbance (254 nm) de l'effluent sont enregistrés en continu. L'éluat est filtré à 10 µm en sortie de colonne. Les fractions collectées sont filtrées à 0,45 µm ou à des coupures inférieures (100 à 3 kDaltons) puis analysées pour déterminer les concentrations en Fe, Mn et Zn par ICP-AES et en Pb, Cd et Cu par spectrométrie d'absorption atomique.

Résultats

La mise en œuvre de ces expériences permet de suivre à la fois un phénomène transitoire de réhumidification du matériau et l'effet d'une variation de salinité. Lors de la phase transitoire on observe une dissolution de sels (forte conductivité) et une teneur en carbone organique importante (1 g/L en début d'élution). Les teneurs en métaux traces sont également très élevées dans le premier volume poreux (teneurs atteignant 1 à 2 mg/L pour le Zn et le Pb). Cette élution est en concordance avec le Fe et le Mn qui est présent à une concentration en solution proche de celle du Fe. Le pH se stabilise rapidement entre 7 et 7,5. L'éluat coloré, soumis à une acidification forte, ne présente pas de précipité caractéristique des acides humiques. La fraction organique naturelle serait donc constituée essentiellement par des acides fulviques. L'analyse des spectres d'absorption montre que la taille des molécules organiques évolue rapidement au cours de l'élution.

Lors du changement de salinité, on observe une augmentation concomitante des signaux d'absorbance, de la concentration en fer et de celle des métaux traces (Zn, Pb, Cd, Cu), les variations de concentration les plus fortes étant celles en Cd, Pb et Cu. La concentration en Mn présente une décroissance en fonction du volume élué et ne montre pas de sensibilité à la variation de force ionique. Le pH diminue lors de l'injection du NaCl concentré puis retrouve sa valeur initiale après le passage du front de NaCl. Lors de l'injection du NaCl à forte concentration, l'élution des métaux peut s'expliquer à la fois par un phénomène d'échange d'ions entre les ions Na^+ , les protons et les métaux, ce que semble indiquer la chute de pH, et par une élution sous forme colloïdale en association avec des oxydes de fer et la matière organique (acides fulviques). La chute de salinité paraît se traduire par un échange entre protons et ions métalliques libres ou complexes, et par une mobilisation accrue des particules colloïdales du sol, notamment des particules organiques. Les résultats de l'ultrafiltration des éluats confirment la présence de métaux sous forme ionique ou complexe.

Conclusion

Cette étude confirme que la libération de métaux traces par échange d'ions à partir d'un sol de bord de route sous l'action du NaCl est faible comme ce qui avait été observé en réacteur fermé (Delmas et al., 2002), mais elle montre que les variations de salinité conduisent à une mobilisation accrue de métaux traces associés à des particules colloïdales (oxydes métalliques et petites molécules organiques). De ce fait, des concentrations en Pb, Cd et Cu supérieures aux valeurs de qualité optimale pour l'eau souterraine peuvent être mesurées dans les éluats de sol de bord de route.

Références

- Amrhein, C., P.A Mosher, J.E Strong, 1993, Colloid-assisted transport of trace metals in roadside soils receiving de-icing salts, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57, 1212-1217.
- Bäckström M., S. Karlsson, L. Bäckman, L. Folkesson, B. Lind, 2004, Mobilisation of heavy metals by deicing salts in a roadside environment, *Water Research*, 38, 720-732.
- Norrström, A.C., 2005, Metal mobility by de-icing salt from an infiltration trench for highway runoff, *Applied Geochemistry*, 20 (10), 1907-1919.
- Norrström, A.C., G. Jacks, 1998, Concentration and fractionation of heavy metals in roadside soils receiving de-icing salts, *The Science of the Total Environment*, 218, 161-174.
- Pagotto C., Rémy N., Legret M. and Le Cloirec P., 2001, Heavy metal pollution of road dust and roadside soil near a major rural highway, *Environ. Technol.*, 22, 307-319.
- Delmas, C., L. Larpin, M. Legret, M. Astruc, 2002, Mobility and adsorption capacity of Pb and Zn in a polluted soil from a road environment: laboratory batch experiments, *Environ. Technol.*, 23, 381-390.

Dynamique des éléments traces dans un anthroposol développé sur des sédiments de curage fortement contaminés.

Bataillard Philippe^(1,2), **Girondelot Bertrand**^(1,3), **Guérin Valérie**^(1,2), **Laboudigue Agnès**^(1,4), **Lions Julie**^(1,2), **van der Lee Jan**⁽⁵⁾, **Raepsaet Caroline**⁽⁶⁾ et **Gallien Jean-Paul**⁽⁶⁾.

1-CNRSSP, BP 537, 930 boulevard Lahure, 59500 Douai, France.

2-BRGM, 3 avenue Claude Guillemin, BP 36009, 45060 Orléans Cedex 2, France, p.bataillard@brgm.fr

3-Ademe - Nord Pas de Calais, 20 rue du Prieuré, 59500 Douai, France

4-ENSMD, 930 boulevard Lahure, 59500 Douai, France.

5-ENSMP-CIG, 35, Rue St-Honoré, 77300 Fontainebleau, France.

6-CEA, Centre d'études de Saclay, Bât. 637, 91191 Gif-sur-Yvette Cedex, France.

Introduction

Le maintien d'une profondeur d'eau suffisante des voies de navigation nécessite leur curage régulier. Le devenir le plus fréquent des matériaux dragués est la mise en dépôt à proximité du lieu d'extraction. Dans le nord de la France, un site de dépôt est actuellement particulièrement préoccupant en raison d'un niveau de contamination exceptionnel en divers éléments inorganiques (Pb, Zn, Cd, As, Se...) (tableau 1). L'altération météorique de ce sédiment de curage depuis sa mise en dépôt en 1976 conduit à la formation d'un anthroposol au fonctionnement pédologique mal connu. Des observations in situ et des analyses quantitatives et qualitatives d'échantillons choisis ont été entreprises pour comprendre les processus pédogénétiques précoces impliqués dans la transformation du sédiment et en déduire leur impact sur la mobilisation des polluants au cours du temps.

Dynamique des éléments traces (ET) à l'échelle du profil

Les observations de terrain jusqu'à un mètre de profondeur environ, ont montré que le matériau très contaminé constitue l'horizon de surface d'un profil pédologique complexe dont la structure générale est en grande partie due à la succession dans le temps des phases de dépôt (figure 1).

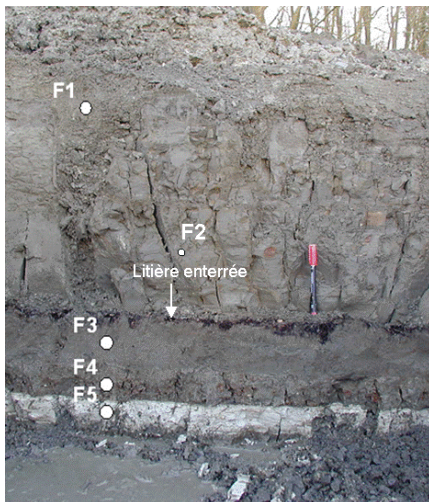


Figure 1 : Coupe verticale sur le site de dépôt du sédiment de curage

Echantillon	F1	F2	F3	F4	F5	
Description	remplissage de fissure	cœur des bloc	0-10 cm sous litère	10-15 cm sous litère	Couche blanche	
pH eau	6,89	6,83	6,96	7,11	7,6	
Effervescence HCl 10%	+++	Hydrophobe*	++	++	+++	
argile (%)	17,4	18,2	20,8	35,8	34,4	
Limons fins (%)	52,4	59,8	13,8	25,5	53,4	
Limons grossiers (%)	20,5	20,4	18,5	20,8	5,3	
Sables fins (%)	5,6	1,5	46,3	17,6	2,9	
Sables grossiers (%)	4,1	0,1	0,6	0,3	4	
C organique (g/100g)	5,8	10	5,7	15	<0,4	-
carbonate (g/100g)	18,9	10	16,8	16	<0,3	-
As (mg/kg)	4968	1,0	1478	4,5	143	0,1
Se (mg/kg)	222	15,1	738	1,4	8	8,2
Zn (mg/kg)	49202	1,0	74434	3,9	3394	3,5
Cd (mg/kg)	5148	2,0	20917	0,1	940	7,4
P (mg/kg)	1555	2,6	1697	1,0	428	8,4
Pb (mg/kg)	55306	2,5	103486	0,3	845	5,5
Mn (mg/kg)	374	5,5	301	7,3	124	0,6
Fe (mg/kg)	36228	2,0	33683	0,1	17690	0,1
Ti (mg/kg)	518	0,1	619	32,0	508	11,5
Cu (mg/kg)	184	0,4	449	12,6	10	4,2
Al (mg/kg)	29129	3,9	20540	8,0	16492	3,6

Tableau 1 : Caractéristiques des échantillons du profil pédologique. Les valeurs en italique correspondent aux coefficients de variation de la valeur de gauche en %. (+++ : très forte, ++ : forte, + : faible).

L'horizon de surface présente des fentes quasi verticales de largeur parfois centimétrique qui sont des passages préférentiels des eaux météoriques. Il en découle un gradient d'altération d'échelle décimétrique aux épontes de la fente (figure 2). Une analyse

fine des teneurs totales en éléments de deux matériaux correspondant à des degrés d'altération différents (prélèvements types A et B, figure 2), couplée à un traitement statistique des données obtenues, a permis de mettre en évidence un départ de près de 60% du Cd et 20% du Zn du matériel initial (type B) après environ 25 ans d'altération. Au contraire, un enrichissement d'un facteur 3 en As a été constaté dans le matériau altéré (type A) au contact des fentes par rapport à son homologue peu altéré. Il s'accompagne d'une augmentation des concentrations en fer de l'ordre de 35%.

Association des éléments à l'échelle micrométrique

L'hypothèse du rôle central du fer sur le devenir de certains éléments toxiques au cours de la pédogenèse précoce a été confirmée par les résultats de caractérisation des échantillons par des techniques spectroscopiques non destructives. La complémentarité des techniques utilisées (MEB-EDS, μ XFS, μ PIXE et NRA) a confirmé que les néoformations d'hydroxydes de fer sur les épontes sont des pièges pour les éléments Pb, Se et As (figure 3). Dans le cas de Pb, cette association apparaît toutefois quantitativement secondaire par rapport aux nombreux grains de carbonate observés dans les échantillons. Les observations ont également mis en évidence qu'une partie du stock de Zn et Pb se trouve dans des particules vitreuses, peu altérées, héritées du procédé industriel de l'usine responsable de la contamination.

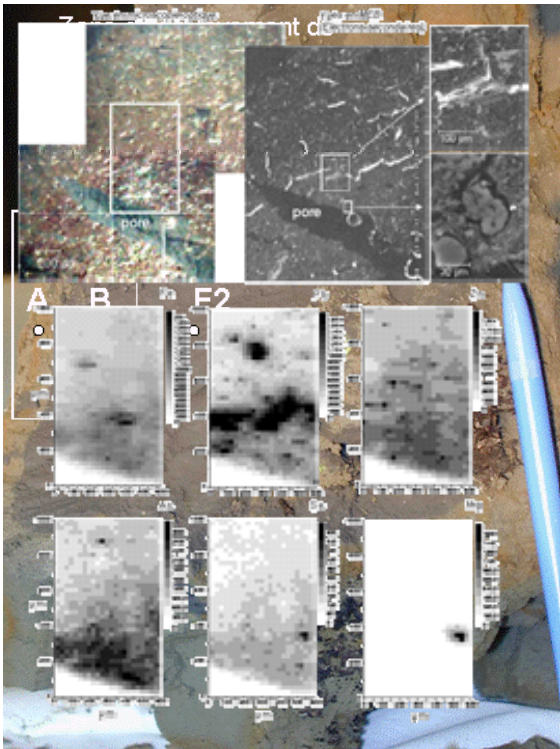


Figure 2 : Bloc de sédiment dans l'horizon de surface

Conclusion

D'une manière générale, la pédogenèse précoce de cet anthroposol conduit à la mobilisation des contaminants. La stabilité des phases néoformées (carbonates, oxyhydroxydes de fer, complexes de surface) dépend étroitement des conditions physico-chimiques du milieu (force ionique, pH, Eh...). Elles doivent donc être considérées comme des sources secondaires potentielles de contaminants. Notamment, si un scénario de réhabilitation par recouvrement de surface était retenu, il est possible qu'il conduise à la déstabilisation des associations Fe-As suite à la diminution du potentiel rédox. On devra donc s'assurer que le battement de la nappe ne puisse atteindre cette zone de forte mobilité pour As.

Figure 3 : Photos et analyse μ XFS d'une zone de l'éponte des blocs (figure 2).

Transfert et spéciation dans un sol routier de Pb et Zn issus de mâchefers d'incinération d'ordures ménagères

François D.¹, Bouvet M.^{1,2}, Schwartz C.², Legret M.¹, Morel J.L.²

1: Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, Route de Bouaye, BP 4129, 44321 Bouguenais cedex, denis.francois@lcpc.fr

2 : Laboratoire Sols et Environnement, ENSAIA-INPL/INRA, UMR 1120, BP 172, 54405 Vandoeuvre-lès-Nancy cedex

Introduction

Dans le contexte de l'utilisation en construction routière de sous-produits industriels ou de résidus urbains, plus ou moins chargés en métaux lourds lixiviables, les sols routiers sont susceptibles de jouer un rôle de barrière chimique vis-à-vis de cibles aval (sols naturels, eaux souterraines et de surface). L'acceptabilité du transfert de polluants de ces matériaux alternatifs vers le sol routier doit être jugée en terme de teneurs finales dans ces derniers et de stabilité de la fixation à long terme. Dans le cadre de la thèse de M. Bouvet, une étude sur colonne de sol limoneux compacté selon les références routières a été conduite afin d'évaluer le transfert de Pb et Zn à partir d'un lixiviat de mâchefers d'incinération d'ordures ménagères. Afin de préciser la nature des phénomènes de sorption, des extractions séquentielles à différentes profondeurs du sol ont été réalisées.

Matériel et méthode

Le sol utilisé pour cette étude a été prélevé sur un chantier routier. Il s'agit d'un sol limoneux (analyse granulométrique par sédimentation selon la norme NF X 31-107 pour la fraction inférieure à 500 μm et par tamisage pour la fraction supérieure). Son analyse minéralogique par diffraction de rayons X indique la présence de calcite très abondante en relation avec son pH de 8,7 (norme NF ISO 10390). Sa teneur en CaCO_3 , déterminée par méthode volumétrique (norme NF ISO 10693) est de 39%. Sa capacité d'échange cationique (norme NF X31-130) est de 7,5 $\text{cmol}^+\cdot\text{kg}^{-1}$, et sa surface spécifique (méthode BET) est de 19,8 $\text{m}^2\cdot\text{g}^{-1}$. En tant que matériau routier, sa fraction inférieure à 80 μm et sa valeur au bleu de méthylène (norme NF P94-068) le classent comme « limon peu plastique » (A_1). Comme tout sol routier ayant subi un scalpage des horizons organiques superficiels, sa teneur en matière volatile (norme NF EN 12879) est faible (2,2 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$). Son analyse chimique ne montre pas de trace de pollution par le plomb (3 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) ni le zinc (6 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Enfin, sa densité optimum à l'essai Proctor normal (OPN - norme NF P 94-093) est de 1,37 $\text{t}\cdot\text{m}^{-3}$ pour une teneur en eau de 25,4%.

Ce sol (tamisé à 2 mm) a été compacté dans une colonne en plexiglas (ϕ 24 cm) sur une épaisseur de 50 cm, à la densité de 1,23 $\text{t}\cdot\text{m}^{-3}$ (soit 90 % de l'OPN, pour favoriser l'infiltration), lui conférant une perméabilité à saturation de $4\cdot 10^{-7} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Des bougies poreuses ont été placées dans le sol compacté à -15 cm et à -25 cm de la surface pour suivre l'évolution de la solution percolante.

Le lixiviat destiné à percoler dans la colonne a été élaboré à partir de la fraction < 5 mm d'un mâchefers de fraîche production et d'eau déminéralisée. Le lixiviat, non filtré et conservé à l'abri de l'air, présentait une concentration en Pb de 5,34 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, en Zn de 0,75 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, et un pH de 12,5 contrôlé par la dissolution de la portlandite ($\text{Ca}(\text{OH})_2$). Sa concentration en Ca était de 634 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$.

Résultats et discussion

Comme en conditions réelles, l'écoulement dans la colonne est descendant ; le rapport liquide/solide atteint à la fin de l'expérience est de $5,5 \text{ l.kg}^{-1}$, comparable à environ 20 années en scénario routier réel.

Alors que la colonne de sol avait été initialement saturée avec de l'eau déminéralisée, produisant un pH de 8, un pH stable de 10,5 apparaît à -15 cm lorsque $L/S = 2 \text{ l.kg}^{-1}$, puis à -25 cm lorsque $L/S = 3 \text{ l.kg}^{-1}$. En bas de colonne (-50 cm), le pH se maintient à sa valeur de 8 pendant toute la durée de l'expérience. Le suivi aux différentes profondeurs indique l'absence de Pb et de Zn en solution.

Le démontage de la colonne de sol à l'issue de la phase de percolation s'effectue par couche d'1 cm d'épaisseur. Le profil de concentration en Pb et en Zn qui en résulte montre des teneurs respectives de 400 mg.kg^{-1} et 290 mg.kg^{-1} dans le premier centimètre de sol. Ces teneurs décroissent rapidement : à -2cm $\text{Pb} = 110 \text{ mg.kg}^{-1}$ et $\text{Zn} = 70 \text{ mg.kg}^{-1}$; et dès -5cm, les deux métaux sont inférieurs à 20 mg.kg^{-1} . A -10 cm, les concentrations initiales du sol sont retrouvées. Le profil de pH du sol est aussi analysé ; de -10 cm à -35 cm il est de 8,4, puis de 8,3 à -45 cm ; par contre, de -5 cm à -1 cm, l'effet de la solution percolante est marqué : le pH augmente de 8,5 à 9,5.

Le schéma d'extraction séquentielle en 4 étapes du BCR a été appliqué aux tranches de sol prélevées à -1 cm ; -2 cm ; -20 cm et -45 cm. Il montre que la proportion de la phase résiduelle augmente avec la profondeur. La spéciation à -20 et -45 cm représente l'état non modifié du sol : environ 50% pour Pb et 70 à 80% pour Zn se trouve sous forme résiduelle.

Pour Zn, la fraction *échangeable/liée aux carbonates* est de 35% à -1 cm ; de 22% à -2 cm, puis de 15% (-20 cm) et 4% (-45 cm). La fraction de Zn liée à la matière organique apparaît significative aussi dans les 2 premiers centimètres (environ 20%).

Concernant les résultats du Pb, l'importance apparente de la fraction liée à la matière organique (de 47 à 70%) dans un sol qui en contient très peu, conduit à s'interroger sur l'efficacité de la première étape (liée aux carbonates) du schéma d'extraction dans ce cas précis. Il est probable que l'extraction incomplète à l'étape 1, aboutisse à une surestimation de l'étape 3. En plus de sa composition initiale, le sol peut aussi avoir vu sa teneur en carbonate de calcium augmenter par un apport de calcium de la solution de mâchefers. Comme pour Zn, les résultats du plomb montrent une décroissance de la fraction échangeable avec la profondeur, mais ils doivent être pris comme des valeurs minorantes (variation de 17 à 1 %).

Conclusion

En termes de profils de concentrations les résultats obtenus par reconstitution en colonne reproduisent des observations réalisées sur des ouvrages routiers en service : effet important au contact de la couche de mâchefers, disparaissant après quelques centimètres. Le sol routier malgré de faibles teneurs en matière organique et en argile, apparaît donc comme capable de retenir le Pb et le Zn émis par la couche de mâchefers et donc de protéger des cibles aval. L'acceptabilité de ce transfert vers les sol routiers devrait se faire par rapport à des seuils de pollution. La précipitation de carbonate de calcium semble le phénomène prépondérant de fixation de ces métaux dans le sol routier lorsque la solution percolante arrive à son contact. Les résultats du protocole d'extraction séquentielle du BCR illustrent ce phénomène, de façon plus nette pour Zn que pour Pb. Ils attirent aussi l'attention sur les limites d'extraction de la première étape de ce schéma lorsque le rôle des carbonates est rendu aussi important que dans le cas étudié.

L'infiltration à travers les surfaces et les sols urbains : les techniques durables de gestion des eaux pluviales urbaines

Legret Michel, Béchet Béatrice et Lassabatère Laurent

Division Eau et Environnement, Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, BP 4129, 44341 BOUGUENAIS Cedex, e-mail : michel.legret@lcpc.fr

Introduction

Le développement de l'urbanisation s'accompagne d'une imperméabilisation des sols qui amplifie les débits d'eaux pluviales ruisselées. Les solutions techniques traditionnelles qui consistent à collecter les effluents et à les évacuer vers un exutoire à l'aide d'un réseau de conduites enterrées peuvent conduire à des débordements et à des rejets d'eaux polluées dans le milieu récepteur. Des techniques alternatives (Azzout et al., 1994) sont utilisées pour réduire en amont les débits et les volumes ruisselés par stockage et/ou infiltration directe dans le sol, notamment les chaussées poreuses à structure réservoir (Raimbault et al., 2002) et les bassins d'infiltration. Toutefois, ces pratiques peuvent comporter un risque de pollution du sol et des eaux souterraines. Ce travail présente les résultats de deux études réalisées pour mieux comprendre le devenir des micro-polluants métalliques dans ce type d'ouvrage.

Matériels et méthodes

La structure réservoir étudiée a été mise en place en 1988, dans le cadre de la réfection de la rue de la Classerie à Rezé (Loire-Atlantique), dans une zone résidentielle péri-urbaine. La nouvelle structure de la rue comprend: un géotextile placé sur la couche de forme, une couche de 35 cm de concassé 10/80 mm, deux couches de 10 cm de graves bitumineuses poreuses, une couche de 6 cm d'enrobés drainants. L'évacuation des eaux pluviales s'effectue soit par infiltration dans le sol (majoritairement), soit par l'intermédiaire d'un drain. Les analyses ont été effectuées dans les eaux infiltrées dans la structure réservoir elle-même, et dans le sol sous-jacent (argile d'altération, $K_s=10^{-7}$ m/s) après 8 années de fonctionnement de l'ouvrage.

Le bassin de rétention/infiltration de Cheviré collecte les eaux de ruissellement du périphérique Nantais (trafic supérieur à 50 000 véh./j depuis son ouverture en 1993) au niveau du franchissement de la Loire. Les études réalisées concernent la caractérisation hydrodynamique par infiltrométrie (Lassabatère et al., 2006-a) et la caractérisation physico-chimique de la couche de sédiment déposée au fond du bassin, ainsi que la qualité des eaux de ruissellement et des eaux du bassin (eaux de surface et eaux interstitielles du sédiment).

Résultats et discussion

La comparaison de la qualité des eaux d'infiltration dans la structure réservoir avec les eaux collectées à l'exutoire d'un réseau séparatif drainant un lotissement voisin a mis en évidence, malgré la faible pollution de ces eaux, des taux de réduction significatifs de différents paramètres de pollution : plus de 60% pour les matières en suspension, Cd et Zn et plus de 80% pour Pb. Les métaux étant généralement principalement présents dans la phase particulaire ($>0,45\mu\text{m}$) des eaux de ruissellement, il semble donc que la structure réservoir filtre ces eaux et retienne ainsi une partie de la pollution qu'elles contiennent. L'analyse d'échantillons de matériaux prélevés dans l'ouvrage a montré que l'essentiel de la pollution métallique était localisée dans le sédiment contenu dans les pores du revêtement poreux de surface de la chaussée (447 mgkg^{-1} de Pb, 315 mgkg^{-1} de Zn, 67 mgkg^{-1} de Cu et 1,1 mgkg^{-1} de Cd). Les concentrations en métaux lourds du sol sous la chaussée poreuse sont proches de

celles des échantillons de référence prélevés à proximité du site (Legret et Colandini, 1999) et le sol ne semble donc pas contaminé après huit années de fonctionnement de l'ouvrage.

En ce qui concerne le bassin d'infiltration de Cheviré, l'analyse du sédiment a mis en évidence la forte contamination de ce matériau (2400 mgkg⁻¹ de zinc, 320 mgkg⁻¹ de Cu et 450 mgkg⁻¹ de Pb), par rapport au sable limoneux prélevé en bordure de bassin (25 mgkg⁻¹ de Zn et Pb et 3 mgkg⁻¹ de Cu). La fraction particulaire des polluants dans les eaux de ruissellement entrant dans le bassin représente généralement une part importante de la concentration totale (de 65 à 95% en moyenne selon les éléments). Le bassin assure donc par décantation un abattement important de la pollution qui se traduit par la formation d'une couche sédimentaire. D'un point de vue physique, les résultats des mesures d'infiltrométrie réalisées sur le site mettent en évidence la faible conductivité hydraulique saturée du sédiment et sa forte hydrophobicité, due à une teneur en matières organiques élevée, qui limitent la capacité d'infiltration du sol sous-jacent (Lassabatère et al., 2006-b). D'un point de vue chimique, la comparaison des concentrations totales des polluants dans les eaux de ruissellement et dans les eaux interstitielles du sédiment montre une réduction de 80% pour les particules en suspension et une diminution des teneurs en métaux lourds de 50 à 90%, les réductions les plus faibles étant notées pour Cd et Cr (Béchet et al., 2006). Ces résultats indiquent que le temps d'infiltration des eaux est augmenté par les caractéristiques hydrauliques de la couche sédimentaire. De ce fait, la rétention physique et chimique des polluants peut être favorisée, d'une part par piégeage de la fraction particulaire et d'autre part par réaction chimique entre les polluants en phase dissoute et le sédiment. On note également que les concentrations en métaux dans les eaux de surface (décantées) du bassin et les eaux interstitielles sont en moyenne très proches, et que les métaux sont plus présents en phase colloïdale dans l'eau interstitielle du sédiment que dans les eaux de ruissellement. Il semblerait donc qu'une partie des métaux non piégée ou remobilisée se retrouve sous forme colloïdale dans les eaux qui vont s'infiltrer dans le sol sous-jacent. Mais, si cette fraction peut atteindre 60% du total, les concentrations en métaux restent faibles.

Conclusion

Les résultats obtenus sur deux sites d'infiltration des eaux pluviales urbaines confirment que ces ouvrages permettent une filtration et/ou décantation des matières en suspension chargées en polluants métalliques. Le piégeage des polluants dans les sédiments et les couches supérieures du sol semble limiter les risques de transfert vers les eaux souterraines et le sol sous-jacent. La modélisation numérique de l'infiltration des eaux pluviales dans le bassin de Cheviré est en cours de développement.

Références

- Azzout Y, Barraud S., Cres F., Alfakih E., 1994. Techniques alternatives en assainissement pluvial, Tec. et Doc, Paris, 372 p.
- Béchet B., Durin B., Legret M., Le Cloirec P., 2006. Colloidal speciation of heavy metals in runoff and interstitial waters of a retention-infiltration pond, *Wat. Sci. Technol.*, 54, 307-314.
- Lassabatère L., Angulo-Jaramillo R., Soria Ugalde J. M., Cuenca R., Braud I., Haverkamp R., 2006-a. Beerkan Estimation of Soil Transfer parameters through infiltration experiments – BEST, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 70, 521-532.
- Lassabatère L., Angulo Jaramillo R., Biczysko A., Ricordel S., Letellier L., 2006-b. Caractérisation hydraulique des matériaux en fond de bassin d'infiltration d'eaux pluviales, 31^{èmes} Journées Scientifiques du GFHN, Toulouse, 28-29 novembre.
- Legret M., Colandini V., 1999. Effects of a porous pavement with reservoir structure on runoff water : Water quality and fate of heavy metals, *Wat. Sci. Technol.*, 39, 111-117.

Evaluation de stratégies de phytoremédiation de terres multipolluées

Ouvrard Stéphanie

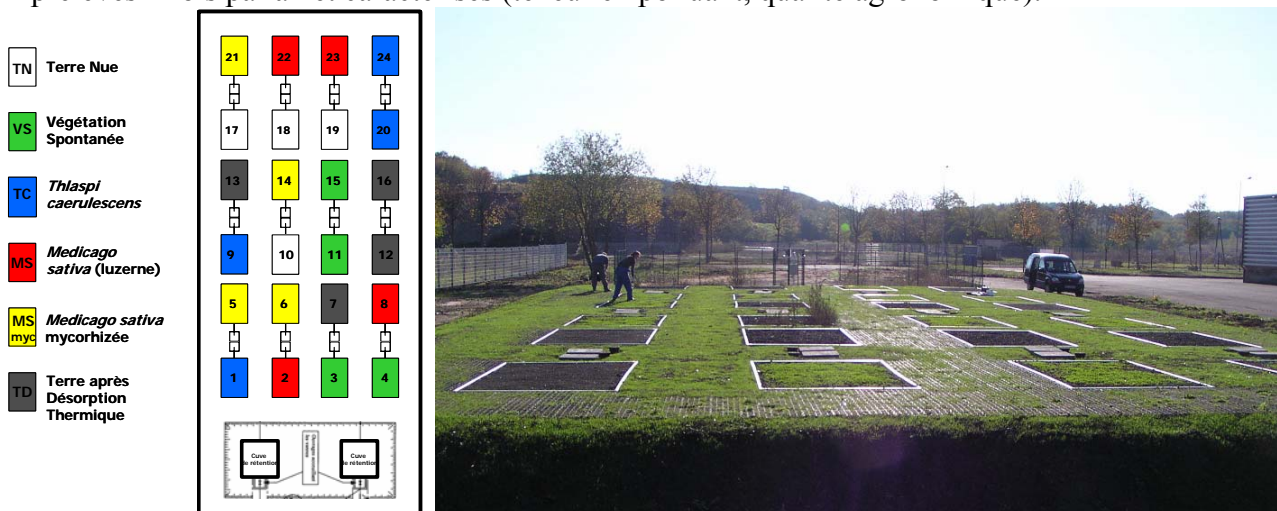
Laboratoire Sols et Environnement, INPL(ENSAIA)/INRA UMR 1120, BP 172, 54505 Vandœuvre-lès-Nancy cedex, France, Stephanie.Ouvrard@ensaia.inpl-nancy.fr

Introduction

La réhabilitation de sites multicontaminés suite à l'arrêt d'activités industrielles est un challenge économique, scientifique et environnemental. Les traitements existants restent coûteux souvent dédiés à un seul type de pollution et peuvent conduire à une trop forte dégradation des propriétés agronomiques des terres pour une réutilisation directe dans l'environnement. Ce travail présente les premiers résultats obtenus sur l'évaluation de différentes stratégies de remédiation de terres multipolluées. Il s'appuie sur un dispositif innovant de 24 parcelles lysimétriques mis en place sur le site expérimental du GISFI (Groupement d'Intérêt Scientifique pour l'Etude des Fiches Industrielles, www.gisfi.prd.fr) qui permet de comparer dans des conditions réelles les différentes stratégies de traitement. En particulier la faisabilité de la co-(phyto)remédiation est évaluée et son efficacité est comparée à d'autres approches de phytodégradation seule et atténuation naturelle.

Matériels et Méthodes

Un dispositif de 24 parcelles lysimétriques (6 modalités \times 4 répétitions) de 6 m² a été mis en place sur le site expérimental du GISFI à Homécourt (54) (Figure 1). Chacune des parcelles est constituée d'un bac en acier inox de 2 \times 3 \times 0,5 m équipé d'un drain pour permettre une collecte individuelle des eaux de percolation. 6 stratégies de remédiation d'une terre multipolluée (NM) provenant d'un ancien site industriel proche de Nancy (Neuves-Maisons, 54) sont évaluées (Figure 1). Le dispositif permet le suivi des différents compartiments environnementaux (eau, terre, plante) : les eaux percolées sont analysées en qualité (pH, conductivité, température, O₂, COD, éléments majeurs, éléments en traces, HAP, écotoxicologie) et quantité (volumes percolés), des échantillons de terre et de végétaux sont prélevés 2 fois par an et caractérisés (teneur en polluant, qualité agronomique).



Résultats et discussion

Le suivi du dispositif sur une année complète et la caractérisation des différents compartiments du système (eaux percolées, végétaux produits, terre en place) ont fourni les résultats suivants sur le fonctionnement global :

- Un couvert végétal a pu être établi (modalité MS, MSm, VS) même si l'implantation d'une espèce sauvage telle que *Thlaspi caerulescens* pose plus de difficultés ;
- Il n'y a pas de différenciation significative des teneurs en polluants (HAP et ETM) qui apparaît entre modalités après une année de culture même si globalement on constate une diminution de la teneur en HAP sur l'ensemble des parcelles (Figure 2) ;
- Le fonctionnement hydrique des parcelles entre modalités est très différencié avec une limitation forte du transfert liée à l'implantation d'un couvert végétal.

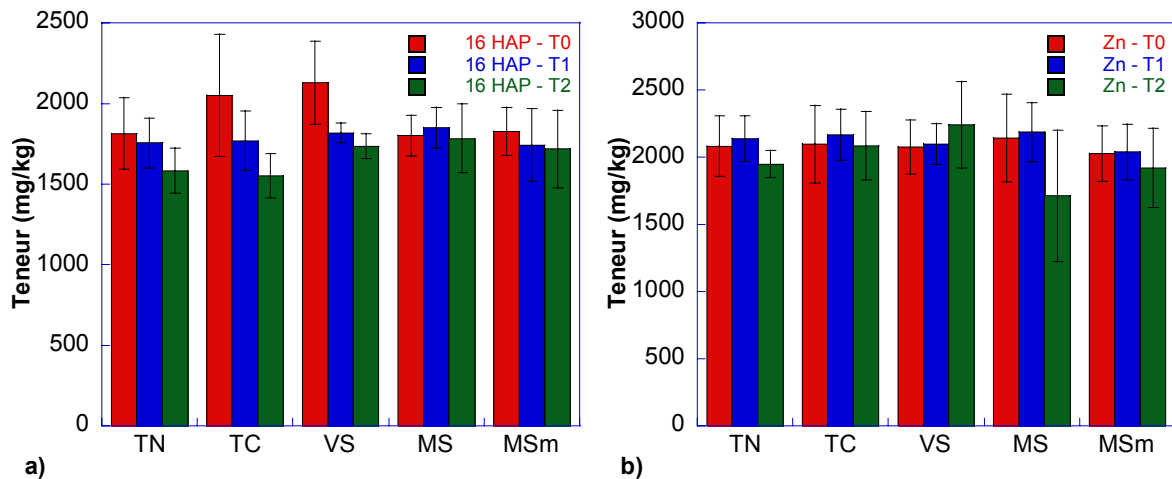


Figure 2. Evolution des teneurs en 16 HAP a) et en zinc b) des terres des parcelles lysimétriques aux trois dates de prélèvement : T0 = 8 sept. 05, T1 = 16 mai 06, T2 = 12 sept. 06

Conclusions

Le suivi réalisé sur une année pour évaluer l'évolution d'une multipollution montre que globalement les pollutions anciennes de sol restent très stables et sont peu transférées vers les autres compartiments de l'environnement (eaux, végétaux). Aucune influence significative du traitement n'a pu être mise en évidence en dehors du fonctionnement hydrique conditionné par le couvert végétal. Les polluants organiques présents sont très lentement dégradés mais cette cinétique étant non affectée par la présence de plante il semble que la biodisponibilité en soit le facteur limitant.

Ces premiers résultats tentent à promouvoir l'atténuation naturelle comme une option de gestion à la fois simple et efficace de terres à la pollution ancienne et donc peu mobile. Il s'agit ainsi d'approfondir les travaux menés pour identifier de manière plus précise le statut exact de ces polluants afin de garantir sur le long terme les tendances observées.

Les agrégats dans un Technosol issu de déchets de l'industrie sidérurgique

Monsérié Marie-France, Watteau Françoise, Villemin Geneviève, Morel Jean-Louis

INPL(ENSAIA)/INRA UMR 1120, Laboratoire Sols et Environnement, BP 172,
F-54505 Vandœuvre-lès-Nancy cedex, France, marie.france-monserie@ensaia.inpl-nancy.fr

Introduction

Les Technosols sont des sols fortement marqués par les actions anthropiques, souvent constitués de mélanges en proportions variables de matériaux organiques et minéraux d'origines naturelle et anthropique, *i.e.* techniques (WRB, 2006). Leur rôle potentiel, en tant que source de polluants ou support de végétation rend nécessaire la compréhension de leur fonctionnement et de leur évolution. En général, la nature et la dynamique des associations organo-minérales dans les sols constituent des indicateurs pertinents du fonctionnement des sols (activité biologique, filtre). Ce travail s'inscrit dans le cadre de l'étude des processus d'agrégation dans les Technosols contaminés par les HAP visant à établir leur rôle dans ces processus. Nous démontrons ici l'existence d'associations organo-minérales au sein d'un Technosol construit à partir de matériaux technologiques issus de déchets de la sidérurgie. L'étude est réalisée à l'aide d'une méthode développée pour les agrosystèmes, fondée sur l'analyse qualitative et quantitative des associations. Elle permet d'identifier et de localiser, à différentes échelles, les constituants organiques et minéraux associés aux différentes fractions granulométriques du sol (Watteau *et al.*, 2006).

Matériels et Méthodes

Les matériaux étudiés sont issus du crassier « Rive Gauche » constitué en 1956 sur le site de l'ancienne cokerie de Neuves Maisons (54, France). Ils font l'objet d'expérimentations sur des parcelles lysimétriques mises en place par les laboratoires sur la station expérimentale du GISFI (<http://www.gisfi.prd.fr>). Les échantillons ont été prélevés sur des parcelles maintenues nues (désherbage manuel) lors de leur mise en place (t_0), après huit mois ($t_{8\text{mois}}$) et après 12 mois ($t_{12\text{mois}}$). Les matériaux se caractérisent par une forte proportion pondérale (63%) de particules grossières (50 μm -2mm) et un taux de carbone élevé : 7,5%. Un fractionnement granulodensimétrique permet de mesurer la masse et d'isoler les différentes fractions organo-minérales stables à l'eau (200-2000 μm , 50-200 μm , 20-50 μm , 2-20 μm et 0-2 μm). Les fractions grossières ont été observées à la loupe binoculaire, puis l'ensemble des fractions a été caractérisé morphologiquement et analysé en microscopie électronique à balayage (MEB) associée à la micro-analyse. Des analyses de C organique et des 16 HAP (EPA) ont été effectuées sur chacune des fractions ainsi que sur le sol total, aux trois temps de prélèvement.

Résultats et discussion

La comparaison de la texture et de la répartition pondérale après fractionnement granulodensimétrique à l'eau met en évidence l'agrégation de particules fines (2-20 μm) sur les fractions grossières et démontre ainsi l'existence d'associations organo-minérales stables à l'eau (Tableau 1). 80% du carbone organique total se trouvent dans les fractions grossières (50-2000 μm), la fraction fine (2-20 μm) en contenant 13,7%. Comme pour la majorité des sols agricoles et forestiers, le C/N des fractions organo-minérales de ce Technosol diminue des fractions grossières aux fractions les plus fines, indiquant une différence de nature et/ou d'évolution des matières organiques en fonction de la taille des associations.

	200-2000 μm	50-200 μm	20-50 μm	2-20 μm	0-2 μm
Texture	50.6	12.3	9.5	14.6	13
Fractionnement granulométrique à l'eau	58.8	14.6	7.3	9.5	9.5
% du C org en fonction du C org total	49.62	30.31	6.09	13.67	0.59
C/N	30	36	21	11	4

Tableau 1 : Texture, et distribution des fractions granulodensimétriques obtenues après fractionnement à l'eau en pourcentage de poids du sol < 2 mm, % du C organique total en fonction du C organique total et C/N des différentes fractions organo-minérales du Technosol.

La caractérisation morphologique et analytique des différentes fractions met en évidence la diversité des constituants et de leur composition. Cependant, il existe essentiellement cinq types de constituants dont deux sont présentés dans la Figure 1 : (1) : billes d'oxydes de fer, (2) : laitier (oxydes de Fe et Al associés à C et Ca et à Ti, Mn ou Cr) ; les trois autres constituants sont (i) de la matière organique associée à du soufre, (ii) des oxydes de Fe et Al associés à du C et (iii) du quartz, celui-ci étant plus présent dans les fractions grossières.

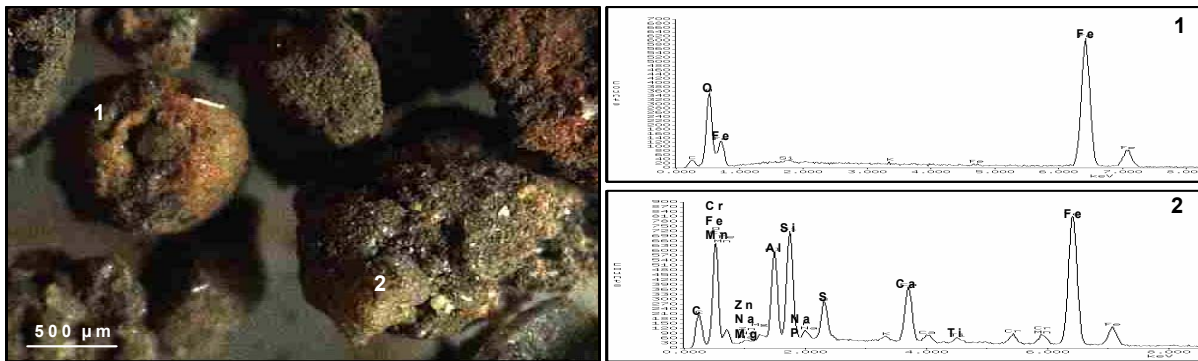


Figure 1 : Observation à l'échelle photonique de la fraction 200-2000 μm et spectres EDX des constituants analysés en MEB. 1 : boule d'oxyde de Fer. 2 : laitier.

La fraction 2-20 μm présente la plus forte teneur en HAP (Tableau 2). En prenant en compte la distribution pondérale, les HAP se répartissent essentiellement entre les fractions 200-2000 μm et 2-20 μm . Les fractions fines 0-20 μm présentent une plus forte proportion de HAP à 5 et 6 cycles par rapport aux fractions grossières. Bien que les différences soient faibles, les teneurs en HAP tendent à diminuer au cours du temps dans les fractions fines, alors qu'elles augmentent dans la fraction 200-2000 μm .

	200-2000 μm	50-200 μm	20-50 μm	2-20 μm	0-2 μm
t_0	2143	2676	2357	5532	128
t_8 mois	2943	2759	1610	4646	58
t_{12} mois	2761	2851	1581	4376	71

Tableau 2 : Teneur en HAP en mg/kg dans les fractions en fonction du temps (T0, T1 et T2).

En conclusion, les résultats démontrent l'existence dans ce Technosol d'associations organo-minérales stables à l'eau, probablement héritées des anciens processus industriels mais aussi des processus pédogénétiques qu'ils ont subis depuis leur dépôt et depuis la création des parcelles. La distribution des HAP dans les différentes fractions suggère un rôle de ces molécules hydrophobes dans les processus d'agrégation. La nature et les conditions de formation et d'évolution des agrégats dans les Technosols font l'objet de travaux en cours.

Références

- USS Working Group WRB, 2006. World reference base for soil resource 2006. *FAO*, 132 p.
 Watteau F., Villemin G., Burtin G. and Jocteur-Monrozier L., 2006. Root impact on the stability and types of micro-aggregates in silty soil under maize. *European Journal of Soil Science*, 57, 247-257.

Evaluation de la fertilité d'un Anthrope sol construit

Sauvage Claire¹, Séré Geoffroy¹⁻², Renat Jean-Christophe², Schwartz Christophe^{1*}

1 : INPL(ENSAIA)/INRA UMR 1120, Laboratoire Sols et Environnement, BP 172, F-54505 Vandœuvre-lès-Nancy cedex, France, christophe.schwartz@ensaia.inpl-nancy.fr

2 : Groupe TVD, Centre d'Affaires, ZI Clairs Chênes, F-54230 Chavigny, FRANCE

Introduction

La requalification des écosystèmes dégradés passe par un couplage entre traitement des pollutions éventuelles et amélioration de la fertilité du sol. Dans un contexte de restauration agronomique des sols, la construction de sol à partir de déchets et sous-produits apparaît alors comme une solution innovante. L'utilisation de sources de matières organiques exogènes et de sous-produits industriels a en effet reçu un intérêt grandissant parce qu'il répond à plusieurs attentes : i) constituer une filière supplémentaire de valorisation des déchets (Bacholle *et al.*, 2005), ii) limiter le coût économique et environnemental de la remise en état de sites (Vetterlein et Hützl, 1999), iii) offrir une voie de stockage de carbone. Après la remise en état pédologique, la requalification passe souvent par l'implantation d'un couvert végétal adapté à un usage. Dans le cas d'une végétalisation en parc extensif, les plantes choisies doivent présenter une bonne capacité d'implantation pour couvrir rapidement le terrain et assurer une insertion paysagère (Bradshaw, 1983 ; Dinger *et al.*, 1999). Si certaines fonctions telle que la production agricole à vocation alimentaire ne sont plus « envisageables » (Bacholle *et al.*, 2005), la valorisation économique reste une solution potentielle pour la production de biomasse à vocation énergétique (Bungart et Hützl, 2001). L'enjeu de ce travail est de contribuer à la formalisation de la démarche de génie pédologique basée sur la formulation de déchets et sous-produits pour construire des sols fonctionnels (Séré *et al.*, 2005). Deux usages ont été testés : l'insertion paysagère et la production de biomasse énergétique. L'objectif appliqué est de proposer les bases d'un modèle décisionnel permettant de prédire la fertilité d'un mélange de matériaux parents d'origine technique.

Matériels et méthodes

Les deux matériaux parents testés sont un sous-produit papetier, issu d'un procédé d'épuration du recyclage du papier et une terre industrielle de cokerie traitée par désorption thermique. Un mélange *Lolium perenne* var. Tove (ray-grass) et *Medicago sativa* var. Europe (luzerne) a été choisi. Ces espèces correspondent au mélange Poacées/Fabacées traditionnellement utilisé en revégétalisation. Par ailleurs, la plante modèle *Miscanthus X giganteus* a également été étudiée. *Miscanthus* fait sa photosynthèse en C4 et présente de forts potentiels de rendements, ce qui est un argument majeur pour l'utiliser en production de biomasse. Il a été choisi de travailler sur 7 ratios de mélanges composés de différentes proportions en volume des matériaux parents (notées : % terre traitée / % sous-produits papetier). Les cultures ont été conduites en vases de végétation de 1 L durant 60 jours. En parallèle, des analyses agronomiques et une étude structurale ont été réalisées sur tous les mélanges et un modèle de prédiction de la fertilité a été développé.

Résultats

Le ratio optimal de matériaux parents pour le développement du ray-grass a été le mélange 20/80 (biomasse sèche : 0,44 g par pot). La biomasse sèche a ensuite été décroissante

dans les mélanges lorsque la proportion de terre industrielle traitée augmentait. Par contre, sur les matrices pures les résultats étaient beaucoup plus tranchés : très faible développement végétal sur la boue (0,07 g) et moyen sur la terre industrielle traitée seule (0,23 g). Les résultats sur la luzerne ont été différents. Très peu de différences ont été constatées depuis le ratio 100/0 jusqu'à 35/65 (0,42 g). Ensuite, ces paramètres ont diminué pour le mélange 20/80 et 0/100 (0,06 g).

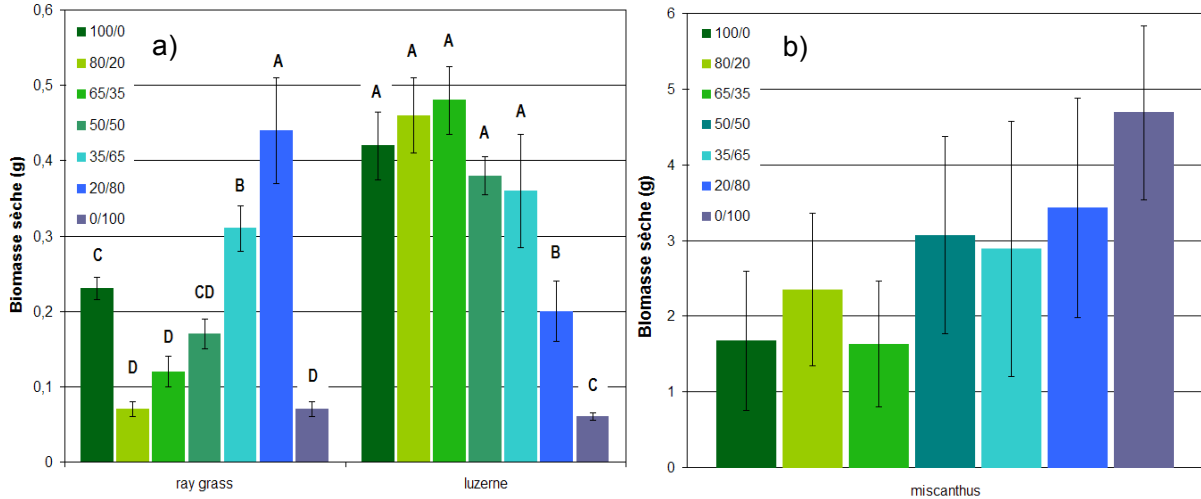


Figure 1 : Production de biomasse par Miscanthus (g par pot) sur différents ratios de mélange terre industrielle traitée / sous-produit papetier

Ces données mesurées ont été confrontées à un modèle simple de simulation de la fertilité, alimenté à partir des propriétés des deux sous-produits utilisés. Il en ressort que dès le mélange des matériaux parents, une structuration se met en place qui influence les propriétés des mélanges (en particulier la disponibilité des nutriments et la réserve en eau utile).

Conclusion

En premier lieu, les résultats acquis mettent en évidence l'applicabilité des principes du génie pédologique, à travers la construction de sol, pour assurer le développement d'un couvert végétal et donc la requalification de sites dégradés. Plus loin, ils aboutissent à une meilleure connaissance des mécanismes contrôlant la fertilité chimique (disponibilité des nutriments) et la fertilité physique (structure) des Anthrosols construits.

Les auteurs tiennent à remercier l'Etat Français (ANRT), l'ADEME, l'EPFL, la Société Arcelor et la Région Lorraine pour leur soutien à ces travaux menés dans le cadre du Groupement d'Intérêt Scientifique pour l'Etude des Friches Industrielles, www.gisfi.prd.fr. Tous nos remerciements vont également à Messieurs Falla, Laval-Gilly et Morlot de L'Université de Metz – IUT de Thionville Yutz (ESE) pour la culture de Miscanthus.

Références

- Bacholle, C., Leclerc, B., Coppin, Y., 2005. Utilisation des produits organiques en reconstitution de sol: inventaire des pratiques en France et état de l'art des connaissances liées aux impacts de ces pratiques. Ademe : 105 pages.
- Bradshaw, A.D., 1983. The reconstruction of ecosystems: presidential address to the British ecological society. Journal of applied ecology 20: 1-17.
- Bungart, R., Hüttel, R.F., 2001. Production of biomass for energy in post-mining landscapes and nutrients dynamics. Biomass and bioenergy 20: 181-187.
- Dinger, F., Aubry, F., Wiart, J., 1999. Utilisation des déchets organiques en végétalisation : guide des bonnes pratiques. Ademe, Cemagref : 111 pages.
- Séré G., Ouvrard S., Schwartz C., Renat J.C., Morel J.L., 2005, Effectiveness and environmental impact of a soil reconstitution process on degraded site, Actes du Congrès, Conférence SUITMA.

Utilisation des produits organiques en reconstitution de sols : Inventaire des pratiques en France, Etat des connaissances liées aux impacts de ces pratiques.

Bacholle Christophe¹, Leclerc Blaise² et Coppin Yves³

1 : Divergent, Centre de transfert, 60200 Compiègne, c.bacholle@wanadoo.fr

2 : Orgaterre, -BP 16- 84160 Cucuron, blaise.leclerc@wanadoo.fr

3 : Ademe, DGBS, 2 Square Lafayette BP 90406 49004 ANGERS Cedex 01

Introduction

Les opérations d'aménagements qu'ils soient d'infrastructures (routiers, ferroviaires,...), de réhabilitation (friches industrielles,...) ou urbains, font appel aux techniques de végétalisation pour mettre en place les « parties vertes » de leur programme. L'objectif premier de cette végétalisation est l'insertion paysagère, mais d'autres objectifs interviennent, parfois de façon déterminante : lutte contre l'érosion, confinement et stabilisation de sols pollués, etc. Cette végétalisation nécessite souvent une opération préalable de **reconstitution du sol** destinée à recevoir ce couvert végétal.

La reconstitution d'un sol favorable à l'installation et au développement de ce couvert végétal génère l'apport de matériaux extérieurs :

- Des terres, qualifiées de « terres végétales », qui, lorsqu'elles ne sont pas de qualité suffisante, sont amendées avec des quantités variables de matières organiques.
- Des matières organiques, presque exclusivement sous forme de composts, en quantités plus ou moins importantes en fonction de la qualité du substrat en place, incorporées ou non à ce substrat.

La caractéristique principale, du point de vue agronomique, de ces opérations est un apport en une fois de matières organiques à des volumes importants (supérieurs aux maximums pratiqués en agriculture pour un épandage).

L'objectif de cette étude est d'une part d'aborder la question des impacts au travers des données issues de la bibliographie, d'autre part d'avoir une meilleure connaissance des pratiques effectivement mises en œuvre sur le terrain.

Etat des connaissances liées aux impacts de ces pratiques : Etude bibliographique

En terme d'impact de ces pratiques, l'analyse bibliographique montre que, pour l'ensemble des opérations de reconstitution de sols, les deux points de vigilance majeurs concernent :

- La lixiviation de l'azote (sous forme de nitrates) dans les premiers mois jusqu'à la colonisation du substrat par les racines. Cet impact, somme toute assez relatif dans la mesure où il ne concerne que la ou les premières années de mise en place (contrairement à un système agricole dans lequel l'impact des apports azotés est plus faible annuellement mais récurrent années après années) peut être maîtrisé par une bonne gestion du calendrier des travaux (un ensemencement optimal pour une croissance rapide et donc une consommation la plus complète possible de l'azote disponible), des doses raisonnables, et l'utilisation de produits compostés suffisamment mûrs.
- Le risque de lixiviation des ETM à court et long terme, et, plus globalement la dynamique des ETM à long terme dans les sols reconstitués avec des produits organiques. La mise en évidence de cet impact provient essentiellement de

références bibliographiques concernant des utilisations de boues urbaines brutes dont les compositions en ETM ne sont pas toujours connues. Les rares résultats concernant les composts sont contradictoires.

Etat des pratiques en France : Enquête auprès des entreprises du paysage

La reconstitution de sol lorsqu'elle met en œuvre des produits organiques est le plus souvent réalisée dans la pratique par les entreprises du paysage, à l'exception de la reconstitution de sol des pistes de ski et la végétalisation des CSD (Centre de Stockage des déchets) pour laquelle aucun chantier, hormis des expérimentations, n'a pu être relevé dans cette étude.

L'état des pratiques a donc été approché à travers une enquête auprès des entreprises du paysage

Ces pratiques concernent majoritairement des opérations d'aménagements récréatifs ou décoratifs qui n'ont pas d'autres objectifs environnementaux affichés (ou connus des entrepreneurs) que l'insertion paysagère en elle-même. Les produits utilisés sont essentiellement des composts de déchets verts. La valeur fertilisante des composts est mal connue et parfois sous évaluée.

Les doses pratiquées pour les opérations utilisant des volumes significatifs sont le plus souvent comprises entre 1 cm et 5 cm (soit entre 100 m³/ha et 500 m³/ha) Les doses plus importantes correspondent essentiellement à des opérations urbaines présentant un niveau d'exigences élevées quand à la nature, la rapidité de croissance, la pérennité et la sophistication du couvert végétal projeté

Conclusions de l'étude

Il y a des différences importantes entre les pratiques courantes en France et celles étudiées dans les références bibliographiques relatives à la reconstitution de sols. Ces différences concernent d'une part les produits utilisés : Les boues brutes sont très étudiées et leur utilisation est quasi-inexistante aujourd'hui dans les pratiques courantes, les composts de déchets verts constituent l'essentiel des usages courants alors qu'ils ne sont que peu étudiés.

Les doses mises en œuvre couramment sont comprises en 100 et 500 m³/ha (30 t à 150 t de MS/ha) et n'excèdent 1 500 m³/ha (450 t/ha de MS) que dans des cas bien particuliers. Les doses étudiées dans la bibliographie spécifique à la reconstitution de sols se trouvent dans une plage de 60 t/ha de MS à 2 300 t/ha de MS.

Le résultat n'en est pas moins que le chantier-type de reconstitution de sol en France - un aménagement urbain où il sera apporté du compost de déchets verts à hauteur de 100 t/ha de MS - n'est que peu couvert par les références bibliographiques.

Hormis les pistes de ski pour lesquelles les doses recommandées sont le fruit de véritables essais agronomiques, les raisonnements qui justifient les doses pratiquées semblent succincts.

D'une manière générale on manque de données sur le long terme pour tous les transferts cités, la bibliographie ne concernant la plupart du temps que les premiers mois de la reconstitution d'un sol. On manque aussi de données sur la relation entre la maturité des composts et leur capacité à fixer les ETM, ou au contraire à les libérer dans le sol s'ils sont liés aux matières organiques solubles de ces produits. L'existence de témoins utilisant des terres végétales non amendées avec des produits organiques est exceptionnelle alors qu'elle est indispensable. Enfin et surtout on manque de références établies avec les doses couramment employées.

Dynamique de la matière organique d'anthrosols reconstitués pour la plantation d'arbres urbains

Grosbellet Claire¹, Caubel Virginie², et Beaudet Laure³

1 : UMR SAGAH A462, équipe TRANSEPOR, INH, 2 rue le nôtre 49045 ANGERS Cedex, claire.grosbellet@inh.fr

2 : UMR SAGAH A462, équipe TRANSEPOR, INH, 2 rue le nôtre 49045 ANGERS Cedex, virginie.caubel@inh.fr

3 : UMR SAGAH A462, équipe TRANSEPOR, INH, 2 rue le nôtre 49045 ANGERS Cedex, laure.beaudet@inh.fr

Introduction

Plusieurs auteurs ont montré que ce sont surtout les propriétés physiques des sols urbains qui limitent le développement de la végétation arborée (Jim, 1998; Rossignol *et al.*, 2005). Les sols sont en effet soumis à de fortes pressions, par le passage des véhicules à proximité et par le piétinement des usagers. Ils ont tendance à se tasser, l'eau et l'air y circulent mal, les racines ne développent difficilement. C'est pourquoi dans les fosses de plantation des arbres d'alignement, la terre végétale est le plus souvent mélangée à un autre matériau pour améliorer les propriétés agronomiques du sol. En surface, ce matériau est souvent organique (Bacholle *et al.*, 2006), et plus rarement, minéral. Il est incorporé à des taux allant de 10 à 50 % du volume total du mélange.

L'intérêt de l'apport de matière organique exogène a été largement démontré en milieu agricole (Pascual *et al.*, 1999), et plus rarement en milieu urbain, où elle est incorporée en une fois, en grande quantité (Vidal-Beaudet, 1998). Dans ces conditions, on peut se demander si l'effet positif de l'incorporation de matière organique est proportionnel à la dose introduite, et comment il évolue dans le temps, la matière organique se minéralisant en partie.

Pour répondre à cette question, et quantifier plus précisément l'effet de l'incorporation massive de matière organique sur les propriétés physiques du sol, nous avons mis en place en novembre 2004 un site expérimental à l'Institut National d'Horticulture, avec le soutien de l'ADEME.

Matériel et méthodes

Les sols ont été reconstitués dans des bacs de 600l, en deux couches. La première sur 25 cm est constituée de mélanges de terre végétale avec 3 produits organiques à 20% ou 40% en volume : de la tourbe, un compost de déchets verts, un compost de boues et palettes. Un témoin terre végétale seule a également été reconstitué, soit 7 modalités au total, en plusieurs répétitions. A trois dates après la reconstitution des sols (5 mois, 12 mois, 24 mois), une série de ces 7 modalités est détruite pour mesurer les propriétés physiques et caractériser la matière organique.

En ce qui concerne la matière organique, nous avons mesuré dans la couche 0-20 cm : la teneur totale en carbone organique, par analyse élémentaire; le potentiel de minéralisation du carbone du mélange prélevé in situ, par incubation à 28°C, à la capacité au champ, avec ajout de nitrate; la répartition du carbone dans différentes fractions granulométriques, à partir de la méthode de Feller (1979); le fractionnement Van Soest de la matière organique dans ces différentes fractions granulométrique (norme expérimentale AFNOR XPU 44-162).

Résultats

Les mélanges avec composts sont beaucoup plus riches en matière organique que ceux avec tourbe. Ceci s'explique par la faible densité apparente de la tourbe, pour un même volume ajouté, on en met une masse plus faible. En 24 mois, les teneurs en carbone organique ont peu évolué pour le témoin et les mélanges avec tourbe. Par contre, elles ont baissé pour les deux composts, et particulièrement pour le mélange à base de compost de déchets verts. La baisse est forte la première année, elle est ensuite moins intense. Ceci s'explique par la faible stabilité biologique du produit utilisé, confirmée par les résultats des tests de minéralisation.

En effet, lors des incubations en conditions contrôlées sur les sols prélevés à 5 mois, 30% du carbone organique apporté par le compost de déchets verts dans le mélange est minéralisé en 300 jours, contre 15% pour les mélanges à base de composts de boues palettes, et 10% pour la tourbe. Les valeurs sont plus faibles pour les prélèvements faits à 12 et 24 mois, mais le mélange à base de déchets verts est toujours celui qui se minéralise le plus, quelque soit la dose apportée.

Du point de vue physique, l'incorporation de compost dans les mélanges se manifeste surtout dans des fractions granulométriques grossières : plus de 40% du carbone est présent dans des fractions supérieures à 1mm. Ce n'est pas le cas pour la tourbe et le témoin terre végétale. Au cours du temps, les diminutions de la quantité de carbone total observées correspondent en fait à une diminution de la quantité de carbone dans ces fractions grossières, les fractions plus fines évoluant peu : on assiste à un fractionnement physique de la matière organique.

Conclusion

L'évolution de la matière organique apportée en grande quantité dans un anthroposol reconstitué est proportionnelle à la quantité apportée et dépend beaucoup de la nature du produit. Pour un produit stable comme la tourbe, la matière organique apportée est assez fine, et la teneur totale en matière organique évolue peu au cours du temps. Pour un produit peu stable comme le compost de déchets verts utilisé ici, où la matière organique est grossière, la teneur totale du mélange baisse rapidement. Les résultats complémentaires (Grosbellet *et al.*, dans ce document) montrent que l'effet positif de l'incorporation de la matière organique sur les propriétés physiques des sols est encore fort, malgré la baisse de cette teneur. Enfin, pour préciser ce travail, une modélisation de la dynamique du carbone est en cours.

Références bibliographiques

- Bacholle, C., Leclerc, B. et Coppin, Y. 2006. Utilisation des produits organiques en reconstitution de sol. Inventaire des pratiques en France. Etat de l'art des connaissances liées aux impacts de ces pratiques. ADEME, DIVERGENT, ORGATERRE. 136p.
- Feller, C., 1979. A method for the particle size fractionation of soil organic matter. Application to coarse-textured tropical soils of very low humus content. Cahiers ORSTOM, Pedologie 17(4).
- Jim, C.Y. 1998. Soil Characteristics and Management in an urban park in Hong Kong. Environmental Management 22:683-695.
- Pascual, J.A., C. Garcia, and T. Hernandez. 1999. Comparison of fresh and composted organic waste in their efficacy for the improvement of arid soil quality. Bioresource Technology 68:255-264.
- Rossignol, J.P., Florentin, L., Schwartz, C., 2005. Les sols en milieu urbain. In Sols et Environnement. Cours et Etudes de cas. Dunod, coll. Sciences Sup. 832 p.
- Vidal-Beaudet, L., 1998. Organisation et fonctionnement hydrodynamique de mélanges limon argileux – tourbe blonde. Essais mécaniques sous chargements répétés. Thèse de doctorat de l'ENSAR, mention, Sciences de l'environnement, 296p.

Influence de l'introduction de grandes quantités de matière organique sur les propriétés physiques des anthroposols reconstitués

Claire Grosbellet, Laure Beaudet, Virginie Caubel

UMR SAGAH, 2 rue Le Nôtre, 49045 Angers. claire.grosbellet@inh.fr

La reconstitution de sol est caractérisée par des apports en une seule fois et massifs, de produits riches en matière organique compostée. Des études ont montré les effets immédiats de l'incorporation de ces produits sur les propriétés physiques du sol, mais ces effets se maintiennent-ils ? Afin de caractériser l'évolution de ces propriétés, nous avons mis en place un site expérimental et comparé trois types de produits organiques.

Matériels et méthodes

Nous avons utilisé un compost de déchets verts (dv), un compost de boue de station d'épuration en mélange avec du broyat de palette (cbp), et une tourbe blonde (tb), que nous avons incorporés à une terre végétale (TV) (tableau 1). Les sols ont été reconstitués dans des bacs plastiques et soumis aux conditions climatiques naturelles. Les prélèvements ont été réalisés 5 mois (T5), 12 mois (T12) et 24 mois (T24) après la mise en place du site.

Tableau 1. Principales caractéristiques des sols reconstitués

Nom éch	tb20	cbp20	dv20	tb40	cbp40	dv40	TV
Nature échantillon	TV+20%tb	TV+20%cbp	TV+20%dv	TV+40%tb	TV+40%cbp	TV+40%dv	TV
D réelle*	2,54	2,45	2,45	2,48	2,26	2,27	2,58
Masse volumique	1,14	1,27	1,19	0,98	0,94	0,95	1,38
C (g/kg)*	14,6	22,8	22,6	25,2	44	43,6	7,4
Azote total (g/kg)*	1,6	2,7	2,4	2	4,4	3,5	1,5
C apporté par le produit (gC/kgMS)	7,3	15,8	15,6	18,1	37,7	37,2	-

Résultats

Densité apparente

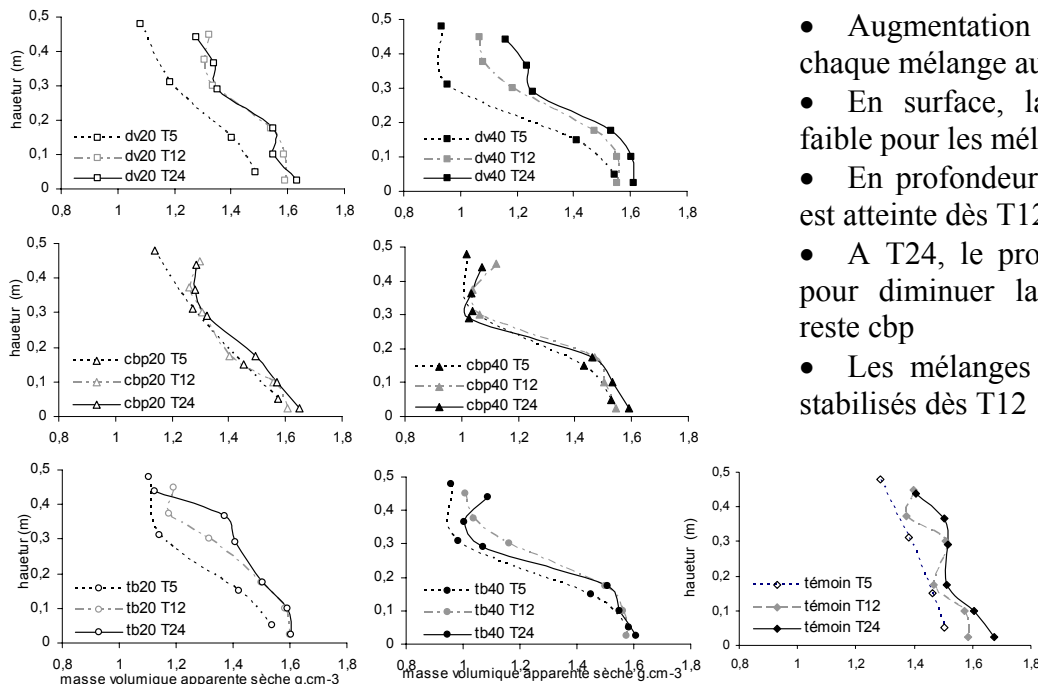
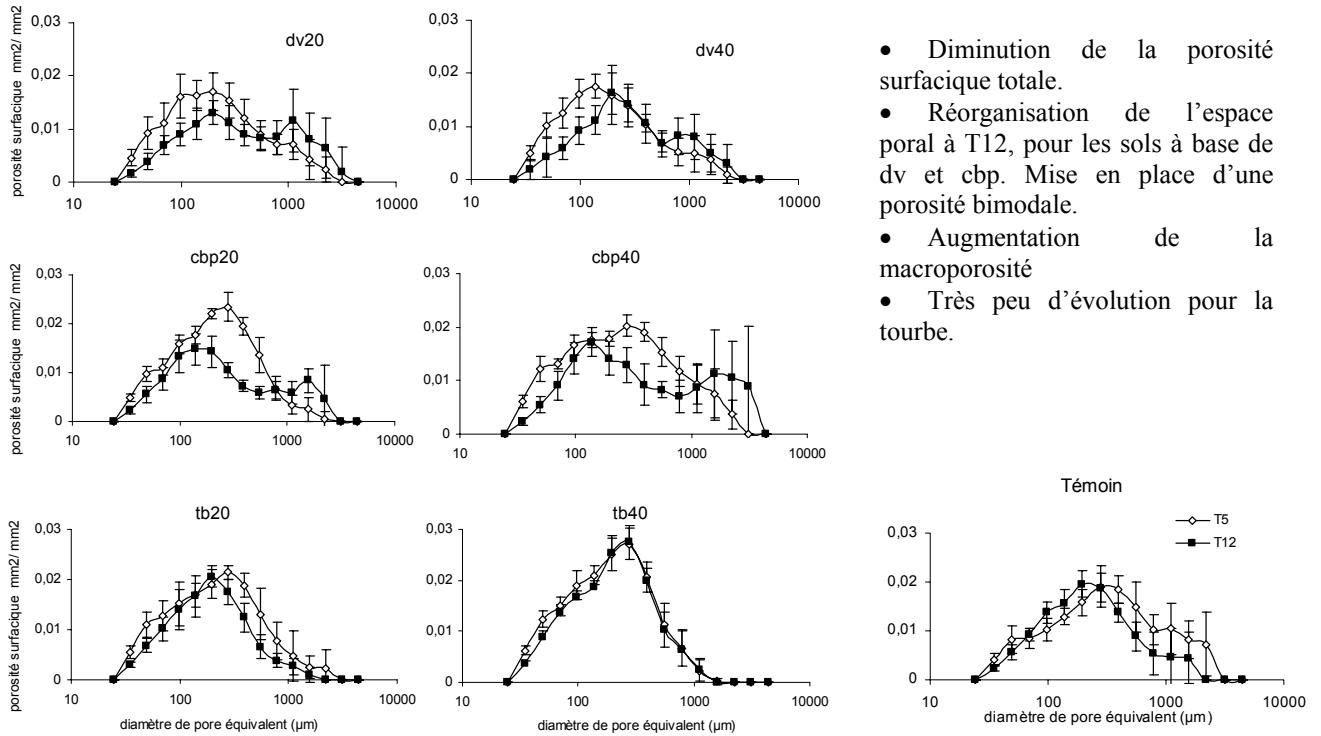


Figure 1. Evolution des profils de densité apparente des sols reconstitués entre T5 et T24.

- Augmentation de la densité pour chaque mélange au cours du temps
- En surface, la densité reste plus faible pour les mélanges à 40%
- En profondeur, la valeur maximale est atteinte dès T12, sauf pour le témoin
- A T24, le produit le plus efficace pour diminuer la densité en surface reste cbp
- Les mélanges à base de cbp sont stabilisés dès T12

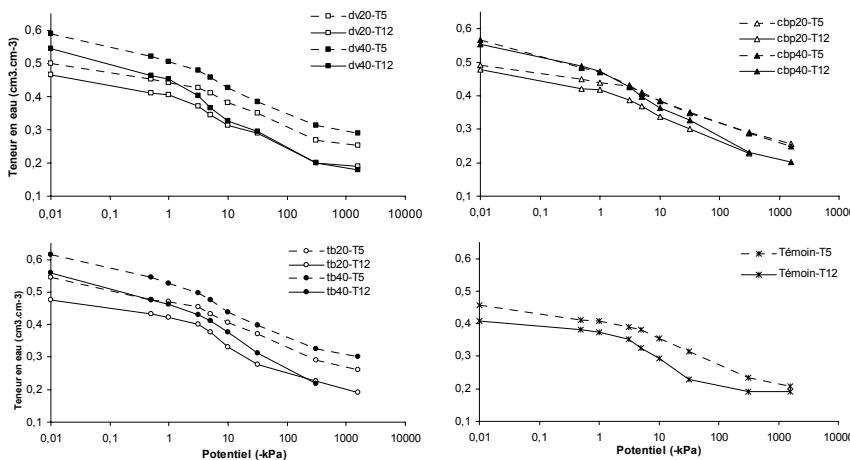
Porosité



- Diminution de la porosité surfacique totale.
- Réorganisation de l'espace poral à T12, pour les sols à base de dv et cbp. Mise en place d'une porosité bimodale.
- Augmentation de la macroporosité
- Très peu d'évolution pour la tourbe.

Figure 2. Evolution de la porosité surfacique des sols reconstitués, entre T5 et T12.

Rétention d'eau



- Diminution entre T5 et T12, mais maintien d'une rétention plus forte que pour le témoin
- Diminution pour les potentiels les plus faibles: valeurs proches pour les mélanges et le témoin
- Conservation de teneurs en eau plus élevées aux potentiels les plus forts, plus marquée pour les mélanges avec 40% de produit organique

Figure 3. Evolution des courbes de rétention d'eau, entre T5 et T12.

Un modèle de Van Genuchten a permis de mettre en évidence une porosité bimodale. Les valeurs de densité apparente sont bien corrélées aux valeurs de macroporosité calculées avec le modèle de Van Genuchten: à T5, $R^2 = 0,84$; à T12, $R^2 = 0,83$.

Conclusion

L'apport de matière organique du type compost implique une réorganisation de la structure du massif terreux, avec apparition d'une porosité bimodale. Ce n'est en revanche pas le cas pour les sols à base de tourbe. La stabilité de sa matière organique pourrait être un facteur explicatif. D'un point de vue plus général, les différences de propriétés physiques des sols reconstitués pourront être corrélées aux compositions biochimiques différentes des produits organiques incorporés.

Les mélanges terre – pierres : Caractéristiques morphologiques et analytiques

Rossignol Jean-Pierre¹, Damas Olivier², Bensaoud Abdelkader³, Marié Xavier⁴

1 : UMR SAGAH, INH, 2 rue Le Nôtre, 49045 Angers, Jean-Pierre.Rossignol@inh.fr

2 : UPR "Production fruitière intégrée en milieu tropical" CIRAD - Le Bouchu - 97119 Vieux Habitants, olivier_damas@yahoo.fr

3 : Hydrasol, 39 avenue du G^{ral} Leclerc, 92350 Le Plessis Robinson, abensaoud@hydrasol.fr

4 : Sol Paysage, 4 rue A. Gordini, 78114 Magny les Hameaux, xavier.marie@solpaysage.fr

1 / Introduction et position du problème

Une partie de l'espace urbain porte des végétaux : parcs, jardins et arbres d'alignement, composés de plantes ornementales. La plupart des sols en milieu urbain, et en particulier ceux sur matériaux d'apports anthropiques sont chimiquement pauvres, sans réserve nutritionnelle, compactés, asphyxiants et très hétérogènes, et donc peu aptes à la croissance et au développement des plantes. Leur valeur agronomique en tant que support de la végétation est très faible, nécessitant généralement une reconstruction des sols des parcs et jardins, en particulier pour de nouveaux aménagements paysagers. Les paysagistes utilisent traditionnellement la « terre végétale » qui correspond à l'horizon superficiel, travaillé et enrichi d'anciennes zones agricoles (horizon L). Cette terre est récupérée lors de l'urbanisation et de l'industrialisation.

L'utilisation de la « terre végétale » permet de construire des ANTHROPOSOLS RECONSTITUES pour la mise en place des plantes dans de bonnes conditions agronomiques (Marié et Rossignol, 1997).

Dans les zones où les risques de compactage par piétinement ou par circulation de véhicules sont importants, une technique de reconstruction de sols consiste à mélanger des pierres avec de la terre (végétale). En effet la voirie urbaine et des arbres en ville présentent des exigences contradictoires.

2 / Principe du mélange terre-pierres

Ce système a été mis au point par le laboratoire des ponts et chaussées d'Angers Les-Ponts-de-Cé en 1986 (Dupont *et al.*, 1997) pour répondre à une demande du service des espaces verts d'Angers. Le principe consiste à créer un squelette résistant au compactage grâce aux pierres qui vont s'autobloquer les unes aux autres en ménageant des espaces dans lesquels la terre va se localiser sans se tasser. Les racines des plantes et des arbres vont pouvoir ainsi coloniser la terre en contournant les cailloux. Des cailloux anguleux sont recherchés car ils permettent par leur organisation de préserver entre eux un espace plus grand qui sera rempli par la terre (Lemaire F., Sorin X. 1996). Ce comportement est obtenu pour des mélanges en volumes de 60% à 65 % de pierres et 35 à 40% de terre (horizon pierrique Xp). Les cailloux ont des dimensions qui varient de 2 cm à 12 cm. Cette technique se développe en France.

Les mathématiciens se sont penchés sur l'empilement de boules dans l'espace. Suivant le mode de rangement de sphères de mêmes diamètres, on obtient une densité de rangement des sphères (volume des sphères sur volume total) de 60% mises en vrac, 64% en secouant la boîte et 74% en empilement régulier.

3 / Matériel et méthodes

Les caractérisations physiques du mélange terre-pierres réalisé et mis en place nécessitent des méthodes particulières. Les méthodes classiques de détermination des propriétés physiques telles que la densité apparente sont impossibles à mettre en œuvre, comme par exemple la gammadensimétrie ou le densitomètre à membranes. Il faut donc utiliser des méthodes différentes.

Sur des fosses de mélange terre-pierres de deux âges différents 6 mois et 5 ans, des déterminations de densités apparentes, ont été effectuées de façon à déterminer les masses volumiques totales (le mélange), les masses volumiques de la terre fine, les masses volumiques des pierres (pouzzolanes) (Damas, 2004).

La densité apparente a été mesurée par une méthode au sable (Gras, 1994), en utilisant un sable fin, homogène et sec dont la masse volumique apparente est connue (1,49 kg/l) qui permet de mesurer le volume de terre prélevée.

La conductivité hydraulique a été mesurée avec le perméamètre de Guelph, et la résistance à la pénétration par le pénétromètre dynamique Panda®.

4 / Quelques résultats obtenus

Les résultats obtenus montrent que la terre entre les pierres a une densité apparente qui varie de 1 à 1,5. Les proportions en volume des pierres dans les deux sites sont comparables entre 33 et 50%, et donc les proportions pour la terre ou les vides sont compris entre 50 et 67%.

La mesure de la conductivité hydraulique donne des valeurs révélatrices de sols très perméables, supérieures à 10^{-4} m/sec, entre 10^{-1} et 10^{-2} m/sec ; parfois l'écoulement trop rapide ne permet pas de faire des mesures.

La résistance à la pénétration permet d'appréhender le degré de consolidation du mélange terre-pierres. Les pierres offrent une résistance très forte à la pénétration avec des pénétrogrammes comportant des oscillations de grandes amplitudes ; les valeurs varient de 0.3 à 40 MPa quelle que soit la couche concernée.

5 / Conclusions

Ces méthodes ont permis de caractériser la fertilité physique des mélanges terre-pierres. Dans les sites observés, la terre située entre les pierres présente une compacité modérée et offre donc des conditions favorables au développement racinaire. Mais la grande variabilité entre les sites ainsi que la difficulté de connaître les conditions de mise en place sont des obstacles à une généralisation des résultats. Certaines des méthodes utilisées peuvent se révéler utiles pour des contrôles de qualité.

Références

- Damas O. 2004 : les mélanges terre-pierres à base de pouzzolane comme support de plantation des arbres d'alignement : étude de leurs propriétés physiques, mémoire de fin d'étude, ENIHP, INH Angers, 50p.
- Dupont Y., Lemaire F., Marié X., -1997- The soil stone mixture, a soil for the urban tree, résumé des posters, International Symposium on urban tree health, 22-26 septembre, Paris, ISHS.
- Gras R. 1994 : sols caillouteux et production végétale. INRA Ed. 175p.
- Lemaire F., Sorin X. 1996 – artificialisation du milieu de culture dans les espaces verts urbains, in la plante dans la ville, actes du colloque des 5 – 7 novembre 1996 à Angers, 351 p., les colloques n°84, ed. INRA, Paris

THEME 1 SOLS EN MILIEU URBAIN

AFFICHES

Impacts de la « reconstitution de sol » en végétalisation

Crosaz Yves¹, Dinger Françoise²

1: *Géophyte, Le Polychrome, 144 rue de la Ganterie, 38530 Pontcharra, yves.crosaz@geophyte.fr, www.geophyte.fr*

2: *consultant indépendant, 86 Rivoire de la Dame, 38360 Sassenage, françoise.dinger@wanadoo.fr*

Le contexte

Les travaux liés à l'aménagement du territoire tels que la création des pistes de ski impactent fortement les sols et les paysages. Les travaux de réhabilitation écologique et paysagère limitent ces impacts. La réussite de la réhabilitation dépend de multiples facteurs parmi lesquels le matériel végétal et le sol. Ce dernier paramètre est fondamental : le terrain constitue le support physique dans lequel sont ancrées les racines mais aussi le matériau nourricier duquel sont extraits les éléments nutritifs. L'importance de la matière organique dans les sols n'est plus à démontrer tant au niveau de la stabilité des sols que de l'alimentation des plantes sur le moyen et le long terme. De nombreux gisements de matériaux compostés riches en matières organiques diverses sont disponibles (compost de boues urbaines ou industrielles, composts de déchets verts, composts d'ordures ménagères, composts mélangeant les matières recyclées...). L'apport de ces composts en une fois avant ensemencement est ainsi qualifié de « reconstitution de sol ». Cette pratique, si elle présente des avantages certains pour la réussite du projet de végétalisation, n'est pas sans effet sur la réponse du matériel végétal et la qualité des eaux du milieu environnant.

Les éléments d'un apport raisonné de composts

La quantité de compost à apporter doit être raisonnée au cas par cas en tenant compte de nombreux paramètres, au nombre desquels :

- la qualité du terrain récepteur. Ce qui rend nécessaire une expertise préalable des terrains à végétaliser ;
- les objectifs d'aménagement et d'usage futur (nature des opérations de gestion ultérieure de la végétation...) qui orientent le choix de la palette végétale,
- la qualité du compost. A la diversité des composts disponibles s'ajoute la grande variabilité du taux de matière organique au sein d'une même famille : par exemple, les composts de déchets verts contiennent de 20 à 80% MS de MO (¹). La teneur en éléments minéraux est également extrêmement variable ;
- la dynamique d'évolution du compost (mais les données relatives aux cinétiques de minéralisation de l'azote et du carbone sont très souvent indisponibles, par exemple pour les composts de déchets verts) ;
- la teneur en MO du matériau reconstitué ;
- l'épaisseur du matériau reconstitué.

Un exemple d'impact des composts sur la végétation : la germination

Le tableau ci-dessous présente l'impact d'un compost de déchets verts (DV) et d'un compost d'ordures ménagères (OM) sur la germination de 5 espèces utilisées en végétalisation (les tests sont réalisés en conditions contrôlées de température et d'éclairage, en boîtes de Pétri sur coton imbibé par de l'eau distillée ayant percolée à travers les composts).

	Capacité germinative (%)			Temps pour atteindre la capacité germinative (j)		
	témoin	DV	OM	témoin	DV	OM
Festuca arundinacea	95,5	96	94	5	7	7
Lolium perenne	96	96	95	4	4	6
Lotus corniculatus	51	58,5	43	6	7	15
Medicago sativa	89	92	48	3	3	8
Sanguisorba minor	90	90	77	10	20	43

La nature du compost peut n'avoir aucun effet sur la germination (*Festuca arundinacea*). Certaines espèces voient leur capacité germinative et/ou leur cinétique de germination diminuer en fonction de l'origine des déchets recyclés : les semences de *Medicago sativa* ne germent qu'à moitié environ de leur capacité avec le compost d'ordures ménagères, celles de *Sanguisorba minor* mettent deux fois plus de temps à atteindre le taux de germination maximum avec le compost de déchets verts (20 jours) alors qu'elles ont besoin de plus de 6 semaines pour germer tout en perdant 15% de leur capacité germinative avec le compost d'ordures ménagères. La baisse du taux de germination et l'augmentation du temps de germination sont des contraintes supplémentaires qui peuvent plus ou moins fortement influencer le succès de la végétalisation. La connaissance de la réponse du matériel végétal en présence de compost est donc très utile au praticien lors de la conception du projet de végétalisation.

Un exemple d'impact des composts sur le milieu : les eaux de percolation

Des expériences de lixiviation en cases lysimétriques placées à plus de 2000 mètres d'altitude ont montré après 3 ans d'observation que par rapport à la pratique « traditionnelle » de végétalisation (fertilisation organo-minérale), l'apport de compost peut conduire à une dégradation de la qualité de l'eau qui percole à travers le substrat reconstitué. Dans les conditions de cette recherche, les paramètres impactés sont les matières en suspension, la demande chimique en oxygène, l'azote total (hors azote nitrique), le pH et le phosphore total. Le compost de déchets issus de l'agriculture biologique montre un impact plus fréquent que le compost de boues de station d'épuration. L'ensemble des résultats obtenus permet néanmoins de conclure que l'utilisation de compost en végétalisation de pistes de ski présente un risque maîtrisable vis-à-vis de la protection des nappes phréatiques.

Conclusion

Avec l'évolution de la gestion des déchets et notamment des matières valorisables, les quantités de matériaux compostés sont en augmentation constante. La « reconstitution de sol » en végétalisation est un débouché souvent mis en avant par les producteurs de composts. La pratique se développe ainsi auprès d'utilisateurs, aménageurs et/ou gestionnaires de territoires, de plus en plus nombreux. Si les études scientifiques relatives aux impacts de cette pratique sur l'environnement sont peu nombreuses, les quelques recherches menées ces dernières années ont néanmoins permis d'obtenir des renseignements utiles aux praticiens.

Afin toutefois d'éviter les dérives et de garantir le respect des principes de développement durable, un encadrement réglementaire des pratiques est souhaitable. D'autres recherches scientifiques doivent donc être engagées dans le but de fournir au législateur les informations pertinentes.

(¹) Etude préalable à l'élaboration d'un programme de recherche européen pour l'étude des choix des matières premières, des procédés de compostage et des usages agricoles des compost, étude ADEME (contrat n°0075050), 2002.

Teneurs pseudo-totales et phytodisponibles en éléments traces métalliques dans les sols maraîchers de la ville d'Abidjan (Côte d'Ivoire)

Kouassi Joseph Kouakou^{1,3}, **Yves-Alain Bekro**^{1,4}, **Ahoua Edmond Sika**^{1,5},
Denis Baize², **Denezon Odette Dogbo**^{1,6}

1: Université d'Abobo-Adjamé (Côte d'Ivoire), Laboratoire de Chimie Bio-Organique et de Substances Naturelles, 02 BP 801 Abidjan 02,

Email: 3: ecologue12@yahoo.fr; 4: bekro2001@yahoo.fr; 5: sikaedmond@yahoo.fr;

6: Denezon@yahoo.fr

2: INRA Science du Sol, BP 20619, 45166 Olivet cedex, denis.baize@orleans.inra.fr

Introduction

Le maraîchage se pratique au sein et à la périphérie de la plupart des grandes agglomérations contribuant ainsi à l'approvisionnement des marchés en produits frais. Dans les villes africaines et plus particulièrement celles de la Côte d'Ivoire, les sites de maraîchage sont les réceptacles privilégiés des effluents industriels, des eaux usagées des activités domestiques et des intrants agricoles de toutes sortes, sources d'éléments traces. Ces éléments, non biodégradables, peuvent s'accumuler dans les sols et, sous certaines conditions, peuvent être absorbés par les végétaux cultivés et être transférés le long des chaînes trophiques, constituant ainsi un risque de contamination de l'homme.

Afin de garantir à la population abidjanaise une alimentation saine, le présent travail aborde cette problématique en étudiant quatre éléments traces (Cd, Pb, Zn, Cu) dans les sols des sites de maraîchage. Il a comme objectif de connaître l'état de contamination des différentes zones, les facteurs responsables de la situation et les risques pour le transfert dans la chaîne alimentaire.

Matériel et méthodes

L'étude a été menée dans des sites de maraîchage à Marcory et à Cocody et un site témoin a été choisi dans la ferme expérimentale de l'université d'Abobo-Adjamé. A Marcory et à Cocody, le prélèvement des sols a été fait sur 9 planches de semis. Sur chaque planche, sont prélevés 5 échantillons élémentaires de sol selon la configuration d'une enveloppe pour former un échantillon composite. Sur le témoin, le prélèvement a concerné 5 échantillons composites de sol. Seuls les 20 premiers centimètres ont été prélevés. Sur ces échantillons séchés et tamisés à 2 mm, ont été déterminées les propriétés agro-pédologiques classiques (granulométrie, CEC, pH_{eau}, carbone organique), les concentrations pseudo-totales en Fe, Mn, Cd, Pb, Zn et Cu après mise en solution par l'eau régale selon la norme NF ISO 11466, et les concentrations en Cd, Pb, Zn et Cu extractibles par le DTPA (Lindsay et Norvell, 1978 – norme NF ISO 14870). Ces quantités extraites au DTPA correspondent à des métaux associés à des matières organiques et/ou des oxydes de fer et pouvant passer assez facilement dans la solution du sol. Pour l'analyse des résultats, la médiane a été préférée à la moyenne car étant un indicateur statistique très robuste.

Résultats

• Propriétés agro-pédologiques

Les sols des trois sites sont sableux. A Marcory, Cocody et sur le témoin, le pourcentage de sable varie respectivement de 69 à 92 %, de 74 à 89 % et de 80 à 82 %. Dans l'ensemble des sites, le taux d'argile varie de 1,3 à 12 %. Il s'agit de sols acides puisque le pH varie de 5,0 à 6,5. Pour des sols aussi sableux, ils sont plutôt riches en carbone organique (1,45 à 3,06%). Cette relative richesse en carbone pourrait résulter de la répétition d'apports de fertilisants composés d'un mélange de fiente de volaille et de sciure de bois. La capacité

d'échange cationique (assez fortement liée, probablement, au taux de carbone) est également assez élevée variant de 1,87 à 8 cmol/kg.

▪ **Teneurs pseudo-totales en métaux (mg/kg) dans les horizons de surface (tableau ci-dessous)**

	Marcory (n=9)	Cocody (n=9)	Site témoin (n=5)
Fe	27 à 89 méd. = 42,15	52 à 91 - méd. = 75,58	49 à 75 - méd. = 60,84
Mn	9,8 à 23,1 - méd. = 13,50	4,3 à 8,2 - méd. = 5,78	1,6 à 3,4 - méd. = 2,78
Cd	0,08 à 0,20 - méd. = 0,18	0,08 à 0,45 - méd. = 0,25	0,06 à 0,11 - méd. = 0,09
Zn	11,7 à 22,1 - méd. = 15,9	2,5 à 8,4 - méd. = 5,94	1,7 à 6,9 - méd. = 4,09
Cu	0,6 à 3,0 - méd. = 1,54	< 0,05 à 0,7 - méd. = < 0,05	< 0,05 à 0,7 - méd. = < 0,05
Pb	< 0,02 à 1,3 - méd. = < 0,02	< 0,02 à 1,8 - méd. = 0,70	0,3 à 1,9 - méd. = 1,15

Les teneurs en fer et manganèse semblent très faibles. C'est sans doute le reflet de la texture très sableuse des sites. Les teneurs en fer sont de même ordre de grandeur pour les sols des 3 sites alors que Marcory est plus riche en manganèse que Cocody et le témoin. Les teneurs en métaux traces potentiellement polluants paraissent également faibles, un peu plus élevées en Zn et Cu à Marcory et en Cd à Cocody que pour le site témoin. La pauvreté de ces horizons de surface en éléments traces peut être due soit, à une pauvreté du substrat géologique et des fertilisants utilisés sur les parcelles en métaux traces, soit à une migration de ces éléments vers les horizons de profondeur favorisée par la forte macroporosité des sols.

▪ **Teneurs en métaux extraites au DTPA (en mg/kg) et proportions par rapport aux teneurs pseudo-totales (tableau ci-dessous).**

	Marcory (n=9)	%	Cocody (n=9)	%	Site témoin (n=5)	%
Cd	0,08 à 0,26 - méd. = 0,17	79 à 100	< 0,01 à 0,26 - méd. = 0,02	x à 100	0,05 à 0,10 - méd. = 0,08	83 à 90
Zn	3,73 à 7,95 - méd. = 4,90	22 à 54	1,22 à 2,63 - méd. = 1,68	23 à 48	0,21 à 1,22 - méd. = 0,62	12 à 18
Cu	0,07 à 0,29 - méd. = 0,19	2 à 32	toutes < 0,05	-	toutes < 0,05	-
Pb	< 0,02 à 0,63 - méd. = < 0,02	x à 50	< 0,02 à 0,90 - méd. = 0,37	x à 56	0,14 à 0,80 - méd. = 0,43	18 à 60

Les valeurs absolues obtenues sur les sols abidjanais ont été comparées à une base de référence d'analyses faites sur 260 échantillons de sols français (la plupart non pollués) avec la même méthode. Force est de constater que les teneurs en métaux assez aisément phyto-disponibles sont faibles, même si légèrement supérieures à Marcory et Cocody pour Zn, à Marcory pour Cd et Cu, dans le témoin pour Pb.

Le résultat le plus intéressant concerne les proportions de cadmium extraites au DTPA par rapport à celles extraites à l'eau régale. Ces proportions vont de 79 à 100 %; ce qui signifie que s'il y a peu de cadmium présent dans ces sols sableux, la quasi-totalité de ce métal est assez facilement biodisponible.

Conclusion et perspective

Il ressort de cette étude que les trois sites paraissent peu pollués en éléments traces. Cependant, au vu des résultats des extractions partielles au DTPA, il nous paraît imprudent d'y cultiver des végétaux accumulateurs de Cd compte tenu des quantités importantes de Cd extraites au DTPA, de l'acidité des sols et de la faible abondance des oxy-hydroxydes de Fe et de Mn, constituants susceptibles de fixer durablement les polluants métalliques. Dans la suite de ce travail il est prévu de tester cette hypothèse en mesurant les teneurs de ces métaux dans les principales plantes cultivées localement, à savoir l'épinard, la laitue et l'amarante. Des fosses pédologiques seront également réalisées pour étudier les teneurs des métaux dans les horizons de profondeur.

Tensiométrie et fonctionnement hydrique de deux types de sols urbains reconstitués

Bensaoud Abdelkader¹, **Isbérie Carole**², **Marié Xavier**³

1 : Bureau d'études HYDRASOL, 39 Av. du Général Leclerc, 92350 LE PLESSIS-ROBINSON, abensaoud@hydrasol.fr

2 : Cemagref, UMR G-eau, 3275 Route de Cézanne – CS 40061 13182 AIX-EN-PROVENCE cedex 5, carole.isberie@cemagref.fr

3 : Bureau d'études SOLS PAYSAGE, ZA Gomberville, 4 Rue Amédée Gordini, 78114 MAGNY-LES-HAMEAUX, sol.paysage@wanadoo.fr

Introduction : Situation et Objectifs

Dans le cadre du suivi cultural des aménagements paysagers du transport en commun en site propre (TCSP) de Saint Quentin en Yvelines (78), il s'agissait d'améliorer le pilotage de l'arrosage par le suivi régulier de la disponibilité en eau dans la motte et dans le sol de plantation, d'évaluer le fonctionnement hydrique de 2 types de profils de sol, et de suivre la progression des racines dans les différentes couches de sol reconstitué.

Matériels et méthodes

Des tilleuls (*Tilia pallida*) de force 20/25 ont été plantés en motte, en double alignement sur l'emprise du TCSP, dans 2 types de sol reconstitué :

- l'horizon de surface était riche en matière organique (MTC) comprenant 2 volumes de terre pour 1 volume de compost,
- l'horizon de sous-face était constitué :
 - . soit d'une terre franche brute dans le cas du sol en terre simple (TS)
 - . soit d'un mélange terre-pouzzolane (MTP) dans la proportion 2 volumes de terre non amendée pour 5 volumes de pouzzolane de calibre 50/100.

Des sondes tensiométriques Watermark® ont été mises en place pour permettre le suivi de l'état hydrique de la terre de la motte et du sol de plantation, l'évaluation du développement des racines jusqu'au terme du délai de l'obligation de résultats et le pilotage des arrosages.

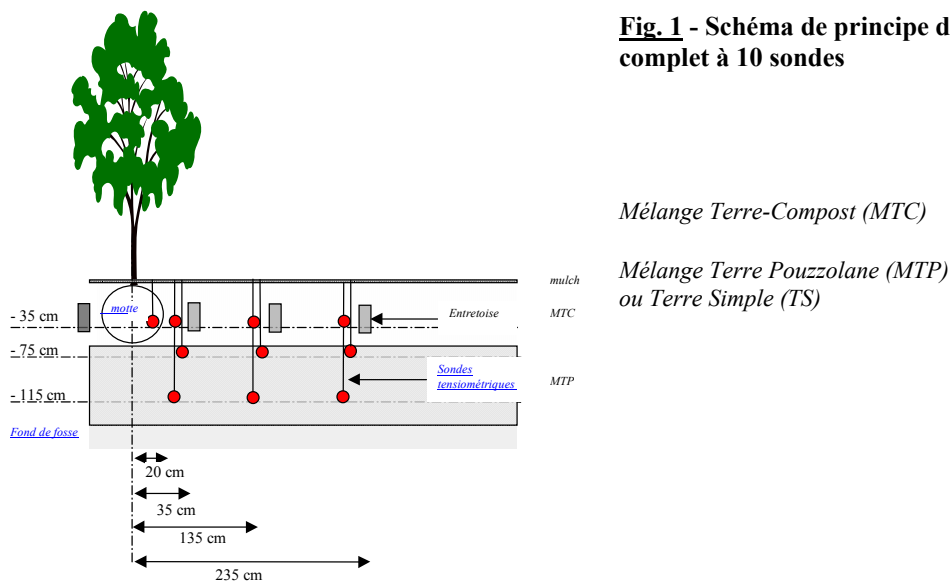
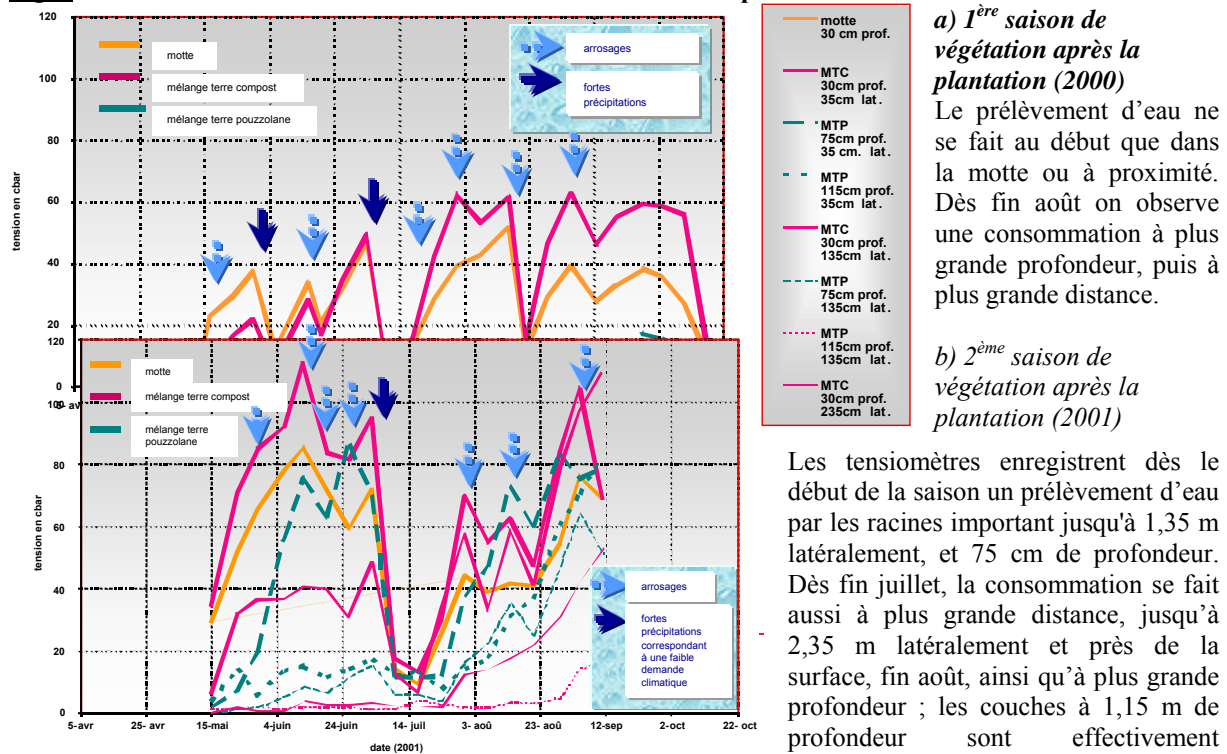


Fig. 1 - Schéma de principe du dispositif complet à 10 sondes

Résultats

Fig. 2 – Évolution de la tension dans le sol avec MTP en horizon profond



L'exemple de la figure 2 illustre le cas du sol avec MTP en horizon profond pour les 2 années. Pour les 2 types de sol, au début de la première saison après la plantation, le prélèvement d'eau ne se fait que dans la motte et à proximité. Dès fin août, on observe une consommation d'abord à plus grande distance dans le MTC, puis à plus grande profondeur dans les couches TS ou MTP. Les valeurs tensiométriques moins élevées dans le sol en TS semblent dues à la plus faible porosité de l'horizon de sous-face de ce sol par rapport à celui qui est en MTP.

En seconde année, les tensiomètres enregistrent dès le début de la saison, un prélèvement d'eau par les racines jusqu'à 1,35 m latéralement et 0,75 m en profondeur. À partir de fin juillet, la consommation d'eau dans le sol en MTP se fait à plus grande distance, jusqu'à 2,35 m du tronc et à plus grande profondeur (1,15 m). Dans les couches profondes (0,75 m) du sol en TS, les prélèvements sont lents à démarrer, par rapport au sol en mélange terre-pouzzolane : le sol en MTP, du fait de ses propriétés de drainage, favorise la progression des racines en profondeur.

Conclusion : les observations tensiométriques ont permis :

- d'éviter des pertes en eau en profondeur, notamment dans le sol en MTP,
- d'éviter des engorgements à chaque interface entre zones de sol en TS,
- d'apporter aux végétaux les quantités d'eau qui leur conviennent,
- de vérifier le bon fonctionnement du réseau d'arrosage et l'homogénéité des apports, et ainsi :
- d'assurer une bonne reprise des arbres, malgré un environnement hostile,
- d'offrir un moyen de vérification de cette reprise,
- de réaliser une économie d'eau et de moyens.

THEME 2 PEDOLOGIE
COMMUNICATIONS ORALES

Modélisation de la pédogenèse par enfouissement progressif

Legros Jean-Paul

Ex. INRA. 1 bis rue de Verdun, 34000 Montpellier, afsol.legros@orange.fr

Introduction

Le thème de la modélisation de la pédogenèse a été abordé dans un récent workshop en distinguant les évolutions à long terme et les évolutions à cours terme (Orléans, 2-4 octobre 2006). L'auteur de la présente communication n'a pu assister aux débats pour des raisons matérielles et en profite pour fournir ici sa vision des choses. Elle concerne et synthétise les évolutions à long terme telle qu'elles sont traitées dans son ouvrage venant de paraître aux PPUR : *Les Grands Sols du Monde* [Legros, 2007].

Attendus, principe d'un modèle conceptuel général

En zone plane, c'est-à-dire en conditions normales, la pédogenèse ne se résume pas au transfert, au travers d'un squelette sableux et limoneux de quelques particules ou produits (eau, argile, matière organique, fer, aluminium, sels divers). Ce serait la confondre avec le fonctionnement du sol à moyen ou court terme. En effet, le squelette ne peut pas être considéré comme stable aux échelles de durées en cause dans la différenciation d'un sol ferrallitique (plusieurs millions d'années), d'un sol fersiallitique (plusieurs centaines de milliers d'années) ou même d'un sol lessivé (cent mille ans si on fait la moyenne de différentes estimations relevées dans la littérature récente). En fait, le squelette s'altère, perd de la matière par soustraction et donc s'effondre sur lui-même. C'est le *soil collapse* des américains. Les mesures établies sur la base de minéraux index (Ti, Zr) montrent que la diminution de volume, dans les sols anciens, intéresse à la fois les horizons éluviaux du sommet des profils mais aussi les horizons dits illuviaux dans lesquels l'enrichissement en l'une ou l'autre des substances susceptibles d'y être amenée (argile, fer, etc.) est loin de compenser l'appauvrissement général en quasiment toutes les matières, en premier lieu la silice et les bases. Le sol apparaît comme le résidu d'une altération surtout marquée par des évacuations à l'extérieur donc il convient de préciser les natures et les mécanismes. Prenons un exemple extrême : la bauxite est la trace d'une pédogenèse ayant laissé subsister en place environ 10% du poids du granite ou gneiss initial ; le reste est parti !

Il nous semble qu'une bonne modélisation, passe par l'utilisation de la notion de *front d'altération*. Elle a été initialement développée par les spécialistes des milieux tropicaux, tant américains que français, G. Millot et coll. en particulier. Pour l'essentiel les fronts se déplacent de haut en bas dans les profils. Par exemple, le développement d'un sol lessivé dégradé sur un matériel loessique implique l'intervention successive (i) d'un front de décarbonatation, (ii) d'un front d'argilification qui transforme les micas concentrés par la décarbonatation, (iii) enfin d'un front de dégradation qui apparaît en haut du profil et matérialise la disparition de l'argile par toutes sortes de mécanismes qu'il n'est pas utile de détailler ici. On note que ces fronts ne sont pas autre chose que les limites des horizons. On voit donc qu'il y a derrière tout cela un modèle simple dans lequel le profil se différencie en mettant en œuvre des horizons « cannibales qui se courent après en file indienne ». Ils descendent dans le profil en grignotant progressivement leur prédécesseur de dessous et se font dévorer eux-mêmes, sur leurs arrières, par leur successeur du haut. C'est ce qui est appelé *enfouissement progressif*, dans le livre cité en référence. Autrement dit : le B est le résidu altéré du C et le E celui du B.

Premiers résultats qualitatifs

Le modèle d'enfoncement progressif proposé vaut d'abord par sa généralité : il s'applique à tous les sols dans lesquels les phénomènes d'altération sont importants (ferrallitiques, fersiallitiques, vertisols, lessivés, planosols, podzols, etc.). Il ne laisse de côté que les sols jeunes, éventuellement affectés d'hydromorphie ou sujets à des transferts de sels solubles.

Ce modèle conceptuel constitue une avancée en ce sens qu'il permet d'expliquer des phénomènes sans cela totalement incompréhensibles. On ne peut donner ici la longue liste des observations et mesures qui militent en sa faveur ! Voyons simplement deux arguments parmi les plus simples à exposer. D'une part, l'enfoncement progressif de fronts successifs ayant chacun une vitesse d'avancée propre, explique facilement que l'on puisse obtenir des podzols avec un horizon E énorme et des horizons B très fins (milieux tropical), ou le contraire (forêt alpine). On serait bien embarrassé d'expliquer cela en se référant des transferts entre E et B car il devrait y avoir alors une relation d'épaisseur entre les deux types d'horizons. D'autre part, il est absurde, si on y réfléchit bien, de vouloir faire venir les substances transférées des horizons qui justement en contiennent peu ou plus. C'est confondre « puits » et « sources ». D'où l'échec de toutes les mesures lysimétriques de terrain voulant valider le modèle de transfert « A vers B ».

En d'autres termes, le modèle proposé explique la différenciation verticale de la plupart des types des sols, tant au plan textural qu'au plan de la composition chimique et minéralogique, sans avoir besoin de faire appel à des redistributions sensibles de matière d'un horizon à l'autre, argile notamment. Cela ne veut pas dire que ces redistributions n'existent pas. Cela signifie qu'elles sont des épiphénomènes mais plus faciles à percevoir que les phénomènes d'altération in situ et de soustractions vers les eaux de drainage. Il faut d'ailleurs relever que les notions de lessivage de l'argile (sols brunifiés) et de transfert du fer et de l'aluminium (sols podzolisés) ont été proposées au milieu du 19^{ème} siècle, dès les tous débuts de la pédologie, et ont été ensuite érigées en dogmes jamais remis en cause, au moins en France.

Passer à la simulation numérique

Mais il reste à démontrer tout cela quantitativement. La validation du modèle d'enfoncement progressif plaira aux auteurs faisant des observations ne collant pas avec les conceptions classiques. Par exemple, on a remarqué, de très nombreuses fois, que les clay-skings des B ne peuvent, à eux seuls, expliquer la différenciation texturale des profils. Les classificateurs américains ont d'ailleurs introduit la notion d'horizon « kandic » pour rendre compte du cas des sols tropicaux très différenciés, mais sans aucune marque d'illuviation !

Pour cette quantification, il faudra passer à la simulation numérique, sur les bases conceptuelles que nous proposons. Il y a certainement là matière à plusieurs thèses.

Référence

LEGROS J.P., 2007. *Les Grands Sols du Monde*. Presses Polytechniques et Universitaires, Lausanne, 566 p.

Les apports d'un projet de classification européenne des formes d'humus forestières dans la révision de la classification française

Jabiol Bernard¹, Zanella Augusto², Brêthes Alain³, Brun Jean-Jacques⁴, Ponge Jean-François⁵, Aubert Michâel⁶, Bureau Fabrice⁶

(1) AgroParisTech, ENGREF, LERFOB, Écologie forestière – Nancy – jabiol@engref.fr

(2) Università di Padova (Italia), Facoltà di Agraria – augusto.zanella@unipd.it

(3) ONF, Service Techniques et Recherche, DT Centre-Ouest – alain.brethes@onf.fr

(4) CEMAGREF, Grenoble, jean-jacques.brun@grenoble.cemagref.fr

(5) MNHN, CNRS UMR 7179 – Brunoy – jean-francois.ponge@wanadoo.fr

(6) Laboratoire d'écologie, ECODIV, UPRES-EA1293, Université de Rouen – Mont Saint Aignan – michael.aubert@univ-rouen.fr, fabrice.bureau@univ-rouen.fr

1 - Etat de l'art

Dans le cadre des écosystèmes forestiers, l'intérêt des diagnostics des modes de décomposition et d'incorporation des matières organiques fraîches au sol, puis celui de la vitesse d'évolution des matières organiques humidifiées, n'est plus à démontrer. Ils sont indispensables dans le cadre des caractérisations écologiques des stations, nécessaires aux aménagements forestiers, ou dans celui de la compréhension globale du fonctionnement de ces écosystèmes, *i.e.* cycles biogéochimiques et bilans de carbone, interactions sol-végétation...) (Ponge *et al.* 2002).

Ces diagnostics peuvent passer par des observations et des déterminations complexes relatives aux activités biologiques du sol ou aux transformations biochimiques des produits organiques, mais ces méthodes ne sont pas directement opérationnelles car elles nécessitent des spécialisations poussées et des équipements spécialisés. Ainsi, le recours à une variable intégrant un ensemble de caractéristiques de l'épisolum est-il d'usage. Cette variable synthétique, issue de la typologie des formes d'humus, n'aura cependant de sens que si elle reflète les caractéristiques fonctionnelles de cet episolum, en particulier le type d'activité biologique et ses conséquences sur les vitesses de décomposition, d'humification ou de minéralisation. Tel est le premier principe d'une classification des formes d'humus à l'échelle européenne, projet fédérant des équipes de 8 pays européens. Ce projet se justifie du fait qu'aucune des deux classifications les plus utilisées dans le monde, canadienne (Green *et al.* 1993) et française (Brêthes *et al.* 1992), ni aucune des classifications européennes ultérieures (AK Standsortskartierung, 1996, Nestroy *et al.* 2000, Zanella *et al.* 2001) ne couvre l'ensemble des conditions écologiques existantes. Un vaste consensus existant sur les concepts de base, l'idée de mutualiser les apports respectifs de chaque classification est née : connaissance approfondie des systèmes « mull » en France, « moder » et « mor » en Allemagne ou Autriche, « amphimull » en Italie et formes engorgées aux Pays Bas. Ce projet s'inscrit en outre dans le programme européen de surveillance des écosystèmes forestiers (Forest Focus) : les premières propositions de typologie seront testées au cours de la validation des protocoles de la deuxième série de relevés de terrain, débutée en Autriche en 2006. Parallèlement, le travail de mise à jour du Référentiel Pédologique a débuté, et il est donc apparu nécessaire d'intégrer les apports européens à la classification française. Cette dernière ayant été reconnue comme une base solide pour le projet européen, les modifications que nous proposons d'y apporter ne concerneront que des formes d'humus peu représentées et peu étudiées en France : mors et amphimulls. L'objectif n'est pas ici de présenter les travaux ayant amené l'accroissement des connaissances sur le fonctionnement biologique de ces formes.

2 - Plus trois mais quatre formes principales formes d'humus aérées

Tout le monde connaît la trilogie « mor-moder-mull » depuis au moins Kubiens (1953). En 1992, nous avons introduit, dans les mulls, les formes « amphimull », caractérisées par une double activité biologique, endogée et épigée. Les travaux récents (par ex Michalet *et al.* 2001) portant sur l'écologie, les caractéristiques biologiques et chimiques de ces formes, ont montré que rien ne justifiait leur appartenance aux mulls. Nous avons donc choisi de définir quatre systèmes de fonctionnement biologique, en équilibre avec quatre grands types de conditions de milieu (voir figure) : des mulls, dans les milieux non contraignants pour l'activité biologique, des moders, dans les milieux contraignants pour les vers anéciques et endogés, des mors, dans les milieux très contraignants pour toute activité animale, et des amphimus, correspondant en grande partie aux anciens amphimulls, dans des pédoclimats très contrastés sur le plan hydrique et thermique. A l'intérieur de ces grands ensembles, les formes définies sont placées, selon le deuxième principe que nous nous sommes fixé dans le groupe européen, comme autant de formes en transitions fonctionnelles, temporelles ou spatiales, d'autant plus instables qu'elles seront dans des conditions écologiques intermédiaires. A ce niveau, aucun changement n'est à noter, car nous ne retiendrons actuellement en France qu'une catégorie pour les amphimus. Ces derniers, particulièrement représentés dans le Piémont italien, sont également observés en France dans les montagnes calcaires sous influences méditerranéennes.

3- Des mors mieux caractérisés

Les travaux canadiens, autrichiens ou français (Ponge *et al.* 2000) nous ont permis de mieux caractériser les formes « mor » typiques, comme étant le résultat d'une absence quasi-totale d'activité animale. Dès lors, leur diagnostic doit être fait essentiellement par la présence d'un horizon OF non zoogène (OFnoz), défini dans le projet européen, parallèlement à des horizons OHnoz et aux horizons zoogènes auxquels nous sommes habitués (devenus OFzo et OHzo). La reconnaissance de ces horizons non zoogènes, peu fréquents en France, se fait par l'absence de boulette fécale et par leur structure fibreuse, massive, voire particulière, très différente, pour OH, des structures zoogènes granulaires. Bien présents en Autriche, sur substrats acides, aux étages montagnards supérieur et subalpin, ils sont cantonnés en France aux milieux les plus acides sous résineux ou à l'étage subalpin.

Quel est l'impact des fertilisants azotés sur l'altération des sols carbonatés et sur la consommation de CO₂ atmosphérique ?

Perrin Anne-Sophie, Probst Anne, Durbe Gaël, Probst Jean-Luc

Laboratoire d'Ecologie Fonctionnelle (ECOLAB), UMR 5245 CNRS-INP/ENSAT-
Univ.Toulouse III, Avenue de l'Agrobiopole B P 32607Auzeville Tolosane, 31326
CASTANET TOLOSAN Cedex France ; anne-sophie.perrin@ensat.fr

1. Introduction

Les apports d'acides d'origine anthropique aux bassins versants doivent être considérés comme des agents potentiels pouvant affecter les processus d'altération chimique naturelle. 11% des surfaces continentales sont cultivées mais cette proportion peut régionalement être très importante comme dans la plupart des pays européens (57 % en France par ex.), en Amérique du nord ou dans le sud-est asiatique. Ces surfaces agricoles reçoivent des apports massifs de fertilisants azotés dont la nitrification est une source supplémentaire de protons ($\text{NH}_4^+ + 2 \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^- + 2\text{H}^+ + \text{H}_2\text{O}$), pourtant leur impact sur les processus d'altération et sur la consommation de CO₂ n'a jamais été pris en compte.

2. Sites d'études, matériels et méthodes

Une étude spatiale a été menée de mars 2002 à mai 2004 sur un réseau de petits bassins versants agricoles (BVA) et forestiers (BVF) en Gascogne (sud-ouest de la France). Ces BV drainent un substratum molassique majoritairement carbonaté. Parmi ces BV, deux petits BV expérimentaux (BVE), le Montoussé sous culture de blé/tournesol et le Hay sous maïs irrigué, ont été suivis temporellement de manière plus intensive. La composition de l'eau de ces BV agricoles ainsi que celle d'autres BV carbonatés d'Europe comme celui de la Seine (données de Roy *et al.*, 1999) et de la Swale en Angleterre (données de House *et al.*, 1998) a été comparée à des données de BV à faible pression anthropique (BVP, données de Meybeck *et al.*, 1986) et aux BVF gascons.

3. Résultats et discussion

3.1. Modification de la composition chimique des ruisseaux en zone agricole

Le rapport $R=(\text{Ca}+\text{Mg})/\text{HCO}_3$ dans les eaux de surface des BV gascons est significativement plus élevé en zone agricole qu'en zone forestière (Fig.1).

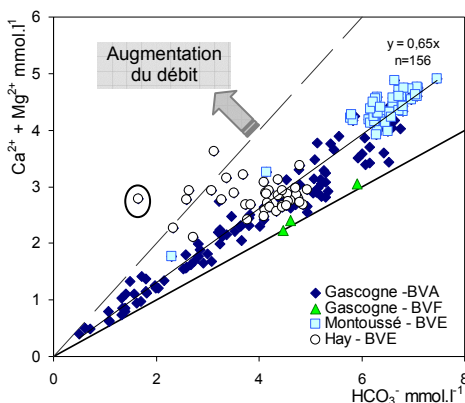
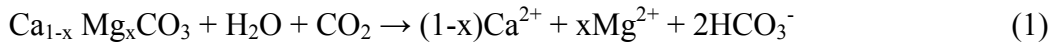


Fig. 1 Relation entre $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$ et HCO_3^- dans les eaux des ruisseaux gascons. Le rond entouré correspond à un événement de crue sur le Hay le 13/10/05 (débit 23 fois supérieur à la médiane).

Dans les BVF, seule l'altération naturelle des minéraux carbonatés en présence de CO₂ atmosphérique se produit et R est de 1/2:



Dans les BVA, les processus d'altération subissent la présence de protons produits lors de la nitrification de fertilisants azotés (voir Gandois *et al.*, ce meeting) et R devient égal à 1 :



La diminution de R a également été notée en comparant les BVP français (R=0.53) et les BVP de la Seine (R=0.52) avec les BVA de la Seine (R=0.62) et de la Swale (R=0.71).

Cette augmentation de R correspond en fait à une perte relative d'alcalinité (ΔHCO_3^-) des eaux qui est significativement corrélée aux teneurs en NO_3^- mesurées dans les BVA (Fig.2).

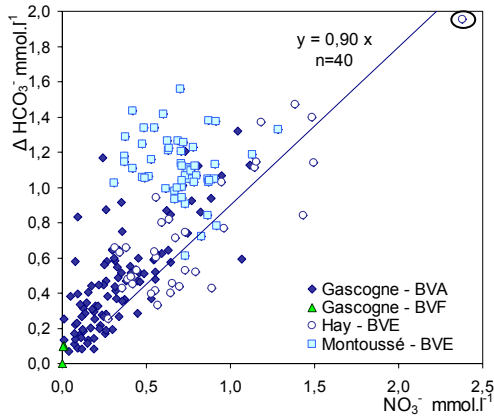


Fig. 2. Relation entre la perte d'alcalinité (ΔHCO_3^-) et les teneurs en nitrate dans les eaux des ruisseaux. Le rond entouré correspond à un événement de crue sur le Hay le 13/10/05 (débit 23 fois supérieur à la médiane).

3.2. Influence sur la consommation de CO_2 atmosphérique/biosphérique

La consommation de CO_2 atmosphérique et biosphérique par l'altération chimique des minéraux carbonatés des roches et des sols a été estimée grâce au modèle géochimique MEGA (Amiotte-Suchet and Probst, 1996). La contribution du CO_2 à l'alcalinité totale des rivières ne peut excéder 50% dans un bassin carbonaté selon les coefficients stoechiométriques de la réaction de dissolution naturelle des carbonates (Eq.1). Cependant cette contribution est fortement diminuée dans les BVA (Fig.3) (BV Gascons et bassins de la Seine et de la Swale) montrant que l'altération est modifiée par les apports de protons liés aux épandages de fertilisants (Eq.2).

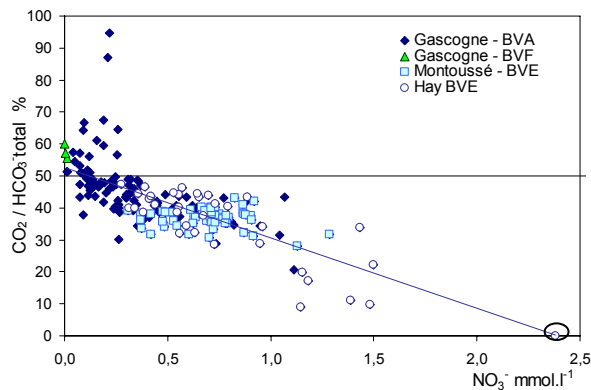


Fig. 3. Relation entre la contribution (%) du CO_2 à l'alcalinité totale des cours d'eau et les teneurs en NO_3^- dans les eaux des ruisseaux. Le rond entouré correspond à un événement de crue sur le Hay le 13/10/05 (débit 23 fois supérieur à la médiane).

Conclusions et Perspectives

Cette étude montre que dans les BV carbonatés agricoles, l'alcalinité totale des eaux de surface diminue par rapport à la teneur en Ca+Mg. Cette baisse est essentiellement due à une diminution de la contribution du CO_2 atmosphérique/biosphérique et elle étroitement associée à une augmentation des teneurs en nitrates dans les eaux, montrant ainsi qu'en zone cultivée, la fertilisation azotée agit par apport de protons sur les processus d'altération chimique. Ces processus méritent aujourd'hui d'être pris en compte à l'échelle globale.

Les Terres Rares, traceurs des processus pédogénétiques de sols fortement différenciés développés sur calcaire

Laveuf Cédric¹, Cornu Sophie¹ et Juillot Farid²

1: INRA, UR0272 Science du Sol, Centre de recherche d'Orléans, Avenue de la Pomme de Pin, BP20619 F-45166 Olivet cedex, France. laveuf@orleans.inra.fr

2 : IMPMC, UMR CNRS 7590, Universités Paris 6 et 7 – IPGC, Rue de Lourmel, 75252 Paris cedex 05, France

Introduction

Les Terres Rares (TR) comprennent les 14 éléments de la série des lanthanides, *i.e.* de La à Lu excepté Pm. Elles présentent des propriétés géochimiques et physiques proches, en raison de leur configuration électronique (Henderson, 1984). Elles sont classiquement utilisées en sciences de la terre comme traceurs, sous forme de concentrations normalisées par rapport à une référence. Au cours de l'altération, les TR sont fractionnées par rapport au matériau parental, de façon différente selon leur numéro atomique et les processus mis en œuvre. Ainsi, le cérium et l'euprium sont les 2 seules TR à présenter 2 états d'oxydation dans les conditions rédox supergènes et exhibent donc un comportement particulier. De plus, les TR légères (La-Pr), moyennes (Nd-Dy) et lourdes (Ho-Lu) ne sont pas fractionnées de la même manière au cours de l'altération, les TR moyennes étant les plus mobiles (Henderson, 1984). Alors que les TR proviennent majoritairement de l'altération autochtone des matériaux parentaux et seulement pour une faible proportion de sources anthropogéniques (Hu, 2006), jusqu'à maintenant, peu d'études ont tentées d'exploiter le potentiel des TR comme indicateurs des processus pédologiques. Cette étude vise donc à déterminer si les TR peuvent effectivement être des traceurs de la pédogenèse, en essayant de distinguer les effets des différents processus sur leur mobilisation.

Matériels et méthodes

Nous avons étudié un sol riche en TR et ayant subi les processus pédogénétiques successifs suivants : décarbonatation, deux stades de variations des conditions rédox, éluviation (Baize et Chrétien, 1994). Le sol étudié s'est développé dans le matériel argileux issu de l'altération autochtone de 2 calcaires minéralisés d'âge Lotharingien et Sinémurien de la bordure Nord-Est du Morvan (Baize et Chrétien, 1994). Il présente la succession d'horizons suivante : A, E, Bgd, Bc (riche en concrétions Fe-Mn) et C au contact du calcaire d'âge Sinémurien.

Des échantillons des calcaires parentaux et de chaque horizon ont été prélevés. Pour tous les horizons, les fractions 0-2 μm et $>50 \mu\text{m}$ ont été séparées. Ces différents échantillons ont été analysés minéralogiquement et chimiquement pour les TR et les éléments majeurs.

Les concentrations en TR, normalisées aux calcaires parentaux (spectres), et les anomalies (enrichissements et pertes) associées ont été étudiées pour (i) la fraction totale (ii) la fraction $>50 \mu\text{m}$, et (iii) la fraction 0-2 μm , afin de distinguer les effets des processus pédogénétiques mis en jeu sur la mobilisation des TR.

Résultats et discussion

Les deux calcaires parentaux ont une composition minérale proche et se composent notamment d'environ 88% de calcite. Des nodules phosphatés, riches en TR surtout

moyennes, sont cependant présents dans le calcaire d'âge Lotharingien. Les calcaires présentent de ce fait des spectres de TR quasi identiques avec un appauvrissement en Ce et le classique enrichissement en TR moyennes. En conséquence, les différences entre les spectres de TR dans les calcaires et dans le solum résultent uniquement de l'action des processus pédogénétiques.

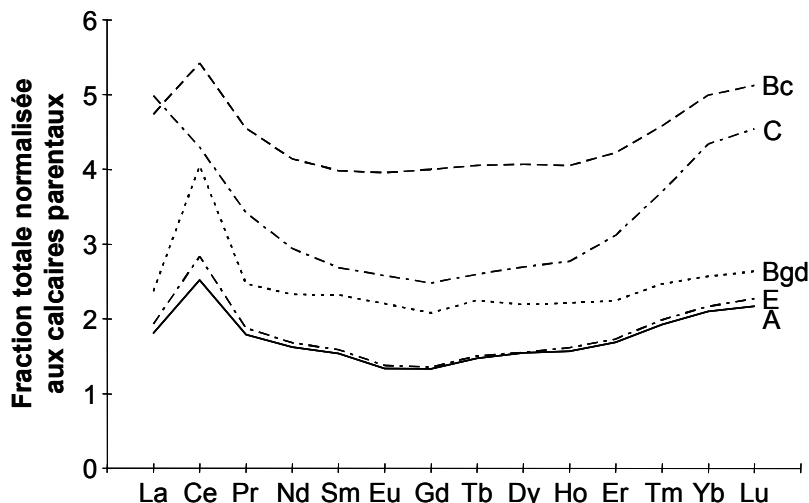
Les spectres de TR de la fraction totale des différents horizons, tous appauvris en TR moyennes, sont de 4 types (Figure). (1) Les horizons A et E sont les moins riches en TR et ils sont appauvris en TR légères relativement aux lourdes. (2) L'horizon Bgd, plus riche en TR que les précédents, présentent le plus fort enrichissement en Ce. (3) L'horizon Bc est le plus enrichi en TR. (4) L'horizon C ne présente pas d'enrichissement en Ce et est très appauvri en TR moyennes.

L'alternance des conditions rédox lors de battements de nappe est à l'origine de la formation de concrétions Fe-Mn qui constituent principalement la fraction $>50 \mu\text{m}$. L'étude de la fraction $>50 \mu\text{m}$ permet donc de comprendre le fractionnement des TR au cours de la formation des concrétions Fe-Mn. Les spectres de TR de la fraction $>50 \mu\text{m}$ de tous les horizons sont très enrichis en Ce, mettant en évidence une rétention préférentielle du Ce par les oxydes de Fe et Mn. Cet enrichissement en Ce dans la fraction $>50 \mu\text{m}$ explique l'enrichissement en Ce observé dans la fraction totale de l'horizon Bc (Figure).

Le solum étudié est riche en fraction $0-2 \mu\text{m}$, les teneurs diminuant vers la surface suite à l'éluviation des horizons supérieurs. Les spectres de TR de la fraction $0-2 \mu\text{m}$ des différents horizons, tous appauvris en TR moyennes, sont de 3 types. (1) Les horizons A, E et Bgd sont enrichis en Ce et en TR légères. (2) L'horizon Bc est appauvri en Ce, mais enrichi en TR lourdes. (3) L'horizon C ne présente pas de fractionnement en Ce, ni en TR légères ou lourdes. L'aplatissement des spectres de TR dans la fraction totale des horizons A et E pourrait donc résulter de l'éluviation de la fraction $0-2 \mu\text{m}$ riche en TR lourdes et surtout légères, et l'enrichissement en Ce dans l'horizon Bgd faiblement illuvial pourrait également résulter de la richesse en Ce de la fraction $0-2 \mu\text{m}$.

Conclusions

Ces résultats préliminaires montrent que certains processus pédogénétiques mobilisent plus spécifiquement certaines TR. Celles-ci peuvent donc servir de traceurs des processus pédogénétiques. Des travaux complémentaires sont en cours pour mieux assoir le potentiel des TR en tant que traceurs. Des bilans de masse sont notamment nécessaires pour confirmer nos hypothèses concernant l'influence de la fraction $0-2 \mu\text{m}$ sur les spectres de la fraction totale et pour quantifier l'impact des processus pédogénétiques sur le comportement des TR.



Remerciements

Cette étude a été soutenue financièrement par la Région Centre et l'INRA.

Bibliographie

- Baize, D. et Chrétien, J., 1994 Etude et Gestion des sols 2, 7-27
- Henderson, P., 1984 Rare Earth Element Geochemistry. Elsevier, Amsterdam. pp. 1 – 32
- Hu, Z.Y. *et al.*, 2006 Communications in Soil Science and Plant Analysis 37, 1381-1420

Modélisation par bilan de masse de l'évolution des LUVISOLS DÉGRADÉS en réponse au drainage agricole.

David Montagne^{a,b}, Sophie Cornu^a, Olivier Josière^a, Joël Daroussin^a, Isabelle Cousin^a

a-Unité de recherche en Science du Sol, INRA Orléans, avenue de la Pomme de Pin, BP 20619, 45166 Olivet cedex, France

b- Groupe de Recherche Eau Sol Environnement, Université de Limoges, 123, avenue Albert Thomas, 87060 Limoges cedex, France

1. Introduction

Le drainage agricole des sols modifie les quantités, la localisation et la vitesse des flux d'eau. Ces derniers sont à l'origine de l'altération de la phase solide et des transports de matières dans les sols et donc *in fine* l'évolution des sols. Pourtant, l'impact de telles pratiques agricoles sur l'évolution des sols à l'échelle de la dizaine à la centaine d'année a très souvent été négligé vis-à-vis des processus de formation long terme des sols qui se déroulent sur des durées nettement plus longues (Richter and Markewitz, 2001). Ce travail a ainsi pour objectifs : (i) de modéliser l'évolution récente d'un sol en réponse à son drainage par bilan de masse et (ii) de comparer quantitativement évolution récente et formation long terme.

Pour quantifier l'évolution des sols en réponse au drainage, nous avons utilisée une approche basée sur l'étude d'une séquence de sol comprenant des positions à proximité immédiate d'un drain et des positions suffisamment éloignées de ce drain pour pouvoir être considérées comme non affectées par le drainage. Les sols constituant cette séquence ont subi deux étapes distinctes d'évolution. La première étape correspond aux évolutions antérieures au drainage. Elle sera qualifiée de formation long terme et quantifiée aux positions non affectées par le drain. A cette première étape d'évolution, s'est ensuite superposée l'impact du drainage, qualifié d'évolution récente.

Cette étude a été conduite sur des LUVISOLS DÉGRADÉS (Afes, 1995). La formation de ces sols se caractérise par le phénomène dit de « dégradation morphologique » (Afes, 1995) à l'origine de la succession d'horizons A/E&BT/BTd. Les deux horizons E&BT et BTd présentent une juxtaposition complexe de 4 principaux types de volume de sols se différenciant en particulier par leur couleur. On distingue en particulier : (i) des volumes gris-clair et brun-pâle appauvris en fer en fraction $< 2 \mu\text{m}$, (ii) des volumes ocre, riches en fer et en fraction $< 2 \mu\text{m}$ et (iii) de nombreuses concrétions et imprégnations noires. Pour quantifier l'évolution de tels sols, nous avons donc quantifié les évolutions d'abondance et de composition des différents volumes de sol en fonction de la distance au drain et finalement calculés à partir d'une approche par bilan de masse (Brimhall et al., 1991) les flux de matières liées à la formation long terme d'une part et à l'évolution récente d'autre part de ces différents volumes de sol.

2. Matériel et méthodes

Le site d'étude est situé dans le sud du Gâtinais de l'Yonne où des LUVISOLS DÉGRADÉS se sont développés dans des limons éoliens de plateaux (Baize and Voilliot, 1988). La parcelle étudiée a été drainée en 1988 par sous-solage. Une tranchée de 4 mètres de long a été creusée perpendiculairement à un drain. Des monolithes pluri-décimétriques de sol ont alors prélevés dans chacun des deux horizons E&BT et BTd à 60, 110, 210 et 400 cm de ce drain. L'abondance relative de chacun des différents volumes de sol a été quantifiée par analyse d'image selon la méthode décrite dans Montagne et al. (2007) et les différents volumes de sol triés manuellement. Les concentrations en fraction $< 2 \mu\text{m}$ et en manganèse ont été mesurées dans les différents volumes de sol et utilisées respectivement comme traceur des processus d'éluviation et d'oxydo-réduction. Les concentrations en quartz ont également

été analysées et utilisées comme élément de référence (Nordt et al., 2004) dans le calcul des bilans de masse. Une telle démarche nécessite également de définir le matériel de référence. Or, la formation des LUVISOLS DÉGRADÉS est le résultat de la dégradation morphologique d'un ancien horizon BT homogène dont les volumes ocres actuellement présents dans les horizons E&BT et BTd sont hérités (Jamagne, 1978). Nous avons donc choisi de considérer les volumes ocre résiduels de l'horizon BTd comme représentatifs de la composition de cet horizon illuvial non dégradé.

Résultats et discussion

Les calculs des flux de lutum et de manganèse aux quatre positions 60, 110, 210 et 400 ont montré que :

1- pour ce qui concerne le manganèse, la position 400 se caractérise par des redistributions de Mn des différents volumes de couleurs claires vers les volumes de couleur noire. Pour les trois positions 210, 110 et 60 on observe des gains absolus de Mn liés à la formation des volumes noirs. Ceux-ci augmentent lorsque la distance au drain diminue. A 60 cm, ces gains sont de l'ordre de 2 fois le stock initial de Mn.

2- la transformation des volumes ocre en volumes de couleurs claires a conduit à des pertes de lutum, de l'ordre de 20% du stock initial aux positions 210 et 400. Ces pertes augmentent lorsque la distance au drain diminue pour finalement atteindre près de 70% du stock initial de lutum à la position 60.

L'augmentation des gains de Mn lorsque la distance au drain diminue a été interprétée comme le résultat (1) de la mobilisation de Mn lors des périodes d'engorgements pour des distances au drain supérieures à 4 mètres, (2) de son transfert vers le drain, où (3) le manganèse a reprécipité préférentiellement pour former les différentes formes de concrétions et revêtements. L'augmentation des pertes de lutum aux deux positions 110 et 60 par rapport aux positions 210 et 400 a été interprétée comme le résultat d'une augmentation de l'intensité du processus d'éluviation liée au drainage. Une telle interprétation est cohérente avec la diminution du ruissellement au profit des infiltrations dans les sols drainés par rapport à leurs équivalents non drainés.

Conclusion :

Au travers de l'exemple du drainage, ce travail démontre clairement l'impact des pratiques anthropiques, même de faibles amplitudes, sur l'évolution des sols. Ces évolutions récentes peuvent, au moins localement, être quantitativement comparables à plusieurs milliers d'années de formation long terme et ne doivent donc pas être négligées. Enfin, dans la mesure où ces évolutions se sont déroulées sur une période de 16 années, ce travail suggère que l'évolution des sols est plus rapide que généralement supposé. Enfin, l'ensemble de ces résultats suggère que des modifications des flux de matières et d'énergie liées aux changements climatiques pourraient induire des évolutions significatives des sols à l'échelle d'une génération humaine.

Références

- Afes. 1995. *Référentiel Pédologique. Techniques et Pratiques*. INRA Editions, Paris. 332 pp.
- Baize, D. and Voilliot, J.P. 1988. Notice de la carte des sols de l'Yonne à 1/ 50000, feuille Joigny. Station agronomique de l'Yonne, Auxerre, France. 142 pp.
- Brimhall, G.H. et al. 1991. Quantitative geochemical approach to pedogenesis: importance of parent material reduction, volumetric expansion, and eolian influx in lateritization. *Geoderma*. **51**: 51-91.
- Jamagne, M. 1978. Soil-forming processes in a progressive evolutionary sequence on loessial silty formation in a cold and humid temperate zone. *Comptes Rendus Hebdomadaires des Séances de l'Académie des Sciences, Paris*. **286**(1): 25-27.
- Montagne, D., Cousin, I., Le Forestier, L., Daroussin, J. and Cornu, S., 2007. Quantification of soil volumes in the Eg&Bt-horizon of an Albelvisol using image analysis. *Canadian Journal of Soil Science*, in press.
- Nordt, L.C., Wilding, L.P., Lynn, W.C. and Crawford, C.C. 2004. Vertisol Genesis in a humid climate of the coastal plain of Texas, U.S.A. *Geoderma*. **122**: 83-102.
- Richter, D.D. and Markewitz, D. 2001. Understanding soil change. Soil sustainability over millennia, centuries and decades. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 255 pp.

Evolution des lipides au cours de la podzolisation des formations latéritiques du haut bassin amazonien (site du Jau, Brésil)

Bardy Marion^{1,2}, Derenne Sylvie¹ et Fritsch Emmanuel^{2,3}

1: BioEMCo, UMR 7618, CNRS, INRA, Université Paris 6, ENS, ENSCP, INA-PG, équipe Chimie moléculaire des matières organiques complexes des milieux naturels, ENSCP, 11 rue Pierre et Marie Curie, 75231 Paris Cedex 05, marion.bardy@impmc.jussieu.fr

2: Institut de Minéralogie et de Physique des Milieux Condensés (IMPMC), UMR 7590, CNRS, Universités Paris 6, 7 et IPGP, Campus Boucicaut, 140, rue Lourmel, 75015 Paris

3: Institut de Recherche pour le Développement (IRD), DME, UMR 161 (CEREGE), Europôle Méditerranéen de l'Arbois, BP 80, 13545 Aix en Provence Cedex

Introduction

Dans le haut bassin amazonien, la podzolisation des latosols conduit à la formation à grande échelle de sols très peu fertiles et extrêmement acides. Du fait de leurs propriétés, les lipides pourraient jouer un rôle majeur dans cette dégradation. Ils peuvent en effet modifier les propriétés physico-chimiques et biologiques du milieu, et en particulier favoriser la formation de podzols (Jambu et al. 1978).

Parmi les caractéristiques des lipides, définis par leur solubilité dans des solvants organiques, nous pouvons par exemple citer leurs propriétés complexantes vis-à-vis des métaux, leur influence sur la stabilité structurale et la capacité de rétention en eau du sol, et leur toxicité envers les microorganismes et les végétaux. En outre, la composition de certaines classes de lipides reflète leur origine, l'activité microbienne, ainsi que les conditions de milieu dans lesquelles ils ont évolué. Leur étude paraît donc propice à une meilleure compréhension des mécanismes de podzolisation dans le haut bassin amazonien.

Matériels et méthodes

Cette étude porte sur une séquence de sol représentative de la transition latosol / podzol dans le bassin du Jau décrite par Nascimento et al. (2004). Huit échantillons clés, appartenant à trois profils (latosol, transition et podzol aval), ont été sélectionnés afin de représenter les différenciations verticale et horizontale de ces sols. Les litières des trois profils ont été étudiées en parallèle.

Les lipides libres ont été extraits par un mélange dichlorométhane/méthanol, 2/1, v/v. Les extraits lipidiques ont été méthylés et/ou silylés puis analysés par chromatographie en phase gazeuse (GC), couplée ou non à de la spectrométrie de masse (MS). Les acides ont été quantifiés par ajout d'un standard interne et analyse en GC.

Abondance et composition des lipides

Les lipides sont très peu présents dans les fronts latéraux de podzolisation, où les mécanismes tels que l'acidocomplexolyse et la migration des complexes organo-métalliques du fer et de l'aluminium sont les plus actifs. Ils s'accumulent en revanche dans les podzols évolués, majoritairement sous forme de lipides polaires complexes. Les lipides contenant très peu d'azote, cette accumulation est cohérente avec l'augmentation globale du rapport C/N dans cette partie de la séquence.

La composition moléculaire des lipides reflète en premier lieu leur origine, principalement végétale. On observe en effet des composés à longue chaîne avec une prédominance paire ou impaire selon leur classe, qui sont caractéristiques d'un apport végétal (Fig.1). Ceci est confirmé par la présence de biomarqueurs de décomposition de la subérine (ω -hydroxyacides en C₂₂, C₂₄ et C₂₆) et de la chlorophylle (cétone C₁₈ isoprénoïde).

Une variation de l'activité microbienne est suggérée par l'étude des acides carboxyliques. L'abondance relative des acides en C₁₅ et C₁₇ ramifiés *iso* et *anteiso* par rapport aux composés linéaires diminue avec la profondeur et le développement du podzol. On note également, une augmentation de la proportion d'acide linéaire C₁₈ insaturé par rapport à l'acide linéaire saturé avec le développement du podzol. Ces deux observations reflètent une diminution de l'activité microbienne ou une modification de la microflore.

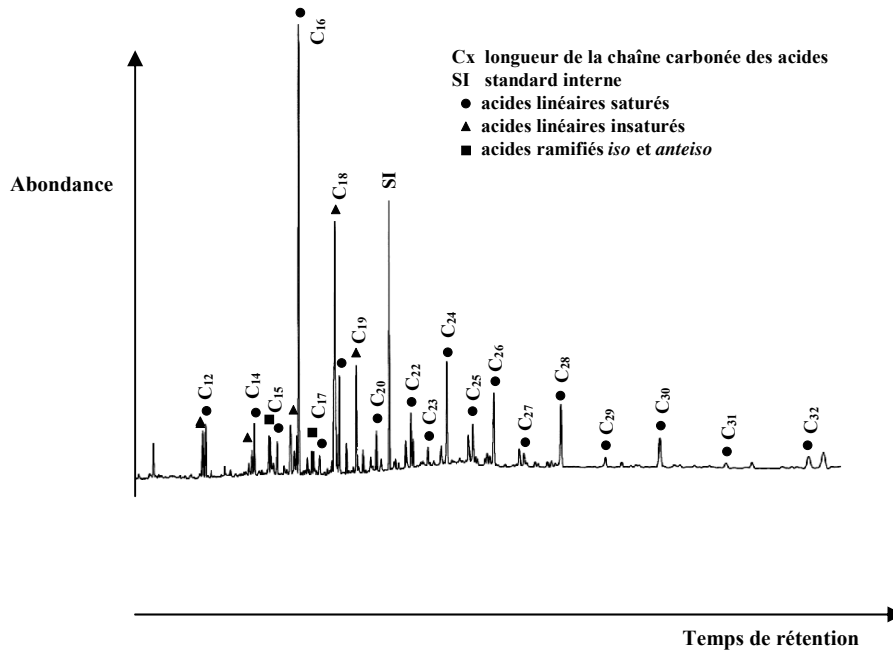


Figure 1. Chromatogramme obtenu en GC des lipides méthylés de l'horizon de surface du podzol aval.

Dans les horizons spodiques du podzol aval, on note également une forte abondance de composés polycycliques aromatiques. Issus de la dégradation de molécules de type triterpènes, ils sont en général observés dans des tourbes ou des sédiments et se forment en conditions anaérobies.

Lien avec le développement des podzols

Dans la séquence de sols étudiée, on observe une accumulation de lipides libres uniquement au niveau du podzol développé. Les lipides libres ne semblent donc pas participer au déclenchement du processus de podzolisation. En revanche, au niveau du podzol aval, leur accumulation sous forme polaire, la modification de l'activité microbienne suggérée par l'étude des acides et l'abondance de composés polycycliques aromatiques dans les horizons spodiques profonds sont cohérents avec une acidification et une hydromorphie plus prolongée observées dans le podzol aval, qui favorisent le développement de conditions réductrices.

La composition des lipides dépend donc du stade de développement du podzol. Elle fournit des informations sur les différentes sources et processus d'évolution des matières organiques, qui semblent fortement influencés par l'acidité et l'hydromorphie. Elle montre en particulier l'existence de zones anaérobies dans le podzol évolué de l'aval.

Bibliographie

- Jambu P., Fustec E., Jacquesy R., 1978, Les lipides des sols : nature, origine, évolution, propriétés. Science du sol, 4, 229-240
- Nascimento, N.R., Bueno, G.T., Fritsch, E., Herbillon, A.J., Allard, T., Melfi, A.J., Astolfo, R., Boucher, H., Li, Y., 2004, Podzolisation as a deferralitization process: a study of an Acrisol-Podzol sequence derived from Palaeozoic sandstones in the northern upper Amazon Basin. European Journal of Soil Science, 55, 523-538.

Minéralogie des argiles fines d'horizons de surface de sols forestiers

Laurent Caner¹, Marie-Pierre Turpault², Louis Mareschal², Pascal Bonnaud², Jacques Ranger² et Dominique Righi¹

¹ Université de Poitiers, UMR CNRS 6532 HydrASA, 40 Av. Recteur Pineau, 86022 POITIERS Cedex - laurent.caner@univ-poitiers.fr

² INRA Centre de Nancy - Unité Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers – 54280 CHAMPENOUX

La minéralogie des argiles a été étudiée dans les horizons de surface (0-5, 5-10 et 10-15 cm) des sols du site atelier de la forêt de Breuil Chenue dans le Morvan. Les échantillons correspondent à différentes essences forestières : Taillis sous Futaie de chêne et de hêtre initial (TsF), et plantations d'épicéa et de douglas réalisées en 1976. La fraction argileuse (<2µm) a été extraite après destruction de la matière organique et dispersion en milieu sodique. La fraction < 0,1 µm a été obtenue par ultracentrifugation après traitement au CBD de la fraction argileuse. Les préparations orientées ont été réalisées par dépôt sur lame de verre ou par filtration et dépôt sur une lame de silicium.

La diffraction des rayons X des différentes fractions met en évidence la présence des minéraux suivants dans les différents échantillons : Illite, Interstratifiés Illite-Smectite, Vermiculite Hydroxy-alumineuse (HIV), Kaolinite, Gibbsite et Quartz (Figure 1). La fraction < 0,1 µm comporte le même cortège minéralogique que la fraction 0-2 µm (Mareschal, 2005), mais avec des teneurs plus faibles en quartz, mica, et gibbsite et une prédominance des pics à 1.4 et 0.7 nm.

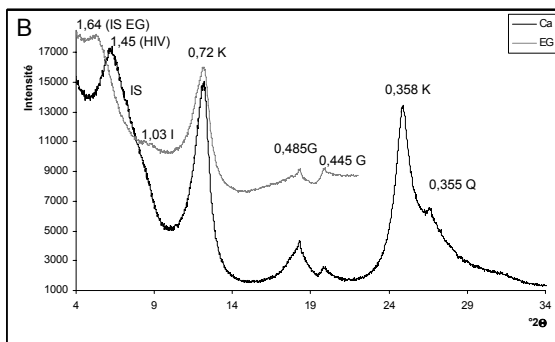


Figure 1 : Diffractogrammes des argiles fines des argiles fines 0-5 cm. A : TsF, B : Douglas.

Afin de déterminer l'effet des essences forestières sur la minéralogie des argiles les diffractogrammes ont été décomposés (DECOMPXR, Lanson, 1997). Le pic à 1,3-1,4 nm est attribué aux HIV, la bande à 1,2-1,3 nm aux IS, la bande à 1,04-1,08 nm aux micas et IS riches en illite, la bande à 0,72 nm à la kaolinite. La bande à 0,78-0,8 nm est difficilement identifiable à cette étape ; l'absence d'hallowysite a été vérifiée par les tests spécifiques.

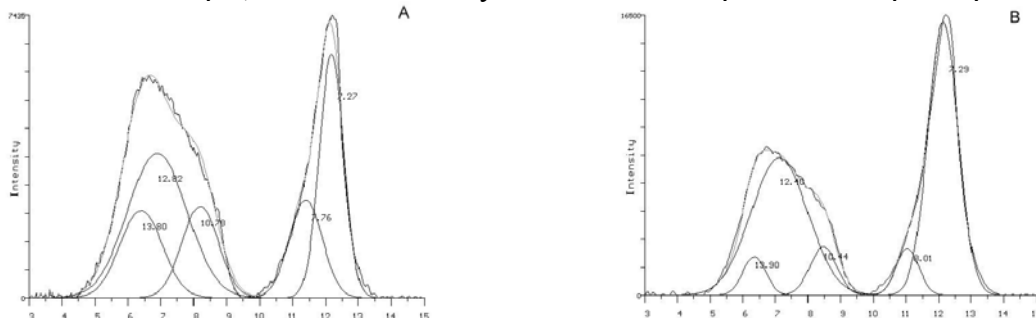


Figure 2 : Décomposition des diffractogrammes des argiles fines 0-5 cm. A : TsF, B : Douglas

La décomposition a permis de montrer que les feuillets gonflants (phase à 1,24-1,28 nm) sont plus abondants dans les argiles (0-2 μ m) et dans la fraction < 0,1 μ m du sol sous Douglas comparativement aux autres essences (Mareschal, 2005) (Figure 2). Parallèlement, une simulation des diffractogrammes a été entreprise à l'aide du programme Mixed Layer Minerals (MLM, Plançon & Drits, 2000). La démarche consiste d'ajuster le diagramme simulé à partir des diffractogrammes de minéraux simples ou interstratifiés au diffractogramme expérimental.

Parallèlement, une simulation des diffractogrammes a été entreprise à l'aide du programme Mixed Layer Minerals (MLM, Plançon & Drits, 2000). La démarche consiste d'ajuster le diagramme simulé à partir des diffractogrammes de minéraux simples ou interstratifiés au diffractogramme expérimental.

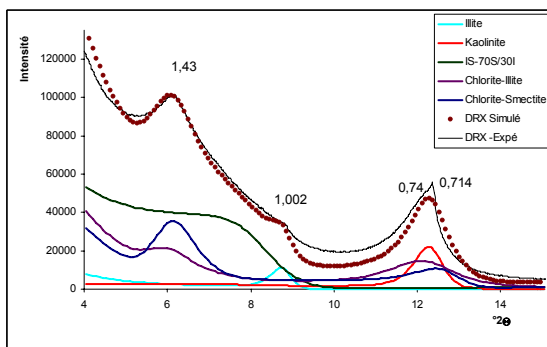


Figure 3 : Simulations des diffractogrammes des argiles fines 0-5 cm. A : TsF, B : Douglas

Les diffractogrammes Ca sec à l'air des vermiculites plus ou moins hydroxylées (HIV) ont été simulés en assimilant leur structure à des interstratifiés chlorite alumineuse-smectite (CS). Les minéraux utilisés sont l'illite (pic à 1,01nm), la kaolinite (pic à 0,715nm) des interstratifiés illite-smectite (IS 70I-30S, bande centrée sur 1,28 nm), des interstratifiés chloriteAl-illite (bandes à 1,43 et 0,71nm) et chloriteAl-smectite (bandes à 1,45 et 0,73nm) (Figure 3). Les 002 de ces deux dernières phases permettent d'obtenir la dissymétrie du pic de la kaolinite aux petits angles.

La décomposition et la simulation des DRX tendent à montrer que la phase HIV abondante dans le TsF est remplacée par une phase plus expansible sous le douglas. Ces données ne nous renseignent pas sur la proportion des minéraux mais permettront de suivre l'évolution entre les échantillons traités.

Caractérisation minéralogique de particules lessivées récoltées in situ

F.Hubert et L.Caner

Université de Poitiers, UMR 6532 HydrASA, 40 avenue du Recteur Pineau, Poitiers, 86022 cedex, France. @mail: fhubert@etu.univ-poitiers.fr

Une partie des transferts de matière dans les sols a lieu sous la forme de suspensions colloïdales de fines particules solides minérales et organo-minérales. Sur le site de l'INRA de Lusignan (ORE «prairie»), des lysimètres ont été placés à la base des quatre horizons pédologiques d'un brunisol luvisol afin de récolter les particules en suspension contenues dans les eaux gravitaires. L'interprétation des résultats sur les particules mises en suspension passe par une caractérisation précise des argiles minéralogiques susceptibles d'être le plus fortement liées à la matière organique. Afin de repérer les zones potentielles de mobilisation de particules, une première phase de caractérisation des fractions fines ($< 2 \mu\text{m}$ et $< 0.2 \mu\text{m}$) par horizon a été réalisée. La caractérisation est basée sur la décomposition (logiciel DECOMPXR[®]; Lanson, 1997) des diffractogrammes de rayons X sur des préparations orientées des fractions fines. Les résultats sur la fraction $< 0.2 \mu\text{m}$ indiquent la présence continue de kaolinite, chlorite et illite sur l'ensemble du profil. Néanmoins une distinction minéralogique est observable à la base du deuxième horizon. Des interstratifiés illite-vermiculite, présents jusqu'à 50 cm, semblent être remplacés dans les horizons inférieurs par des interstratifiés illite-smectite (Figure 1).

La méthode de décomposition permet de mettre clairement en évidence des variations de phases des argiles minéralogiques, néanmoins leur identification reste difficile. Ce problème est intrinsèquement lié au sol et à leurs phases argileuses mal cristallisées et interstratifiées. Une amélioration du signal des diffractogrammes, et l'utilisation de techniques de modélisation des argiles, notamment dans le cas des minéraux argileux interstratifiés ont été envisagées. Les lames orientées sont préparées par filtration sur filtre millipore (maille $0.2 \mu\text{m}$) afin d'obtenir une surface plane et de limiter les phénomènes de ségrégation augmentant le signal des plus fines aux petits angles (Moore & Reynolds, 1997). La lame de verre traditionnellement utilisée a aussi été remplacée par un support en silicium qui ne fluoresce pas aux grands angles. Des temps de comptages longs de 200 secondes par pas de $0.017^\circ 2\theta$, de 2.5 à $35^\circ 2\theta$ sur un Panalytical X'Pert muni d'un détecteur X-Celerator ont été choisis.

La modélisation des diffractogrammes expérimentaux est ensuite réalisée sur le logiciel Sybilla[®] développé par Chevron (2007). L'avantage majeur par rapport aux autres logiciels de modélisation des minéraux argileux, Newmod[®] (Reynolds, 1985) ou Mixed Layer Minerals[®] (MLM, Plançon & Drits, 2000) réside dans la possibilité d'optimiser le diffractogramme modélisé par rapport au diffractogramme expérimental. L'exemple de la figure 2 d'un diffractogramme sur la fraction $< 2 \mu\text{m}$ à 70 cm de profondeur semble indiquer que l'interstratification envisagée au départ entre des illites-smectites est plus complexe, et fait intervenir en plus des interstratifiés illite-chlorite et chlorite-smectite.

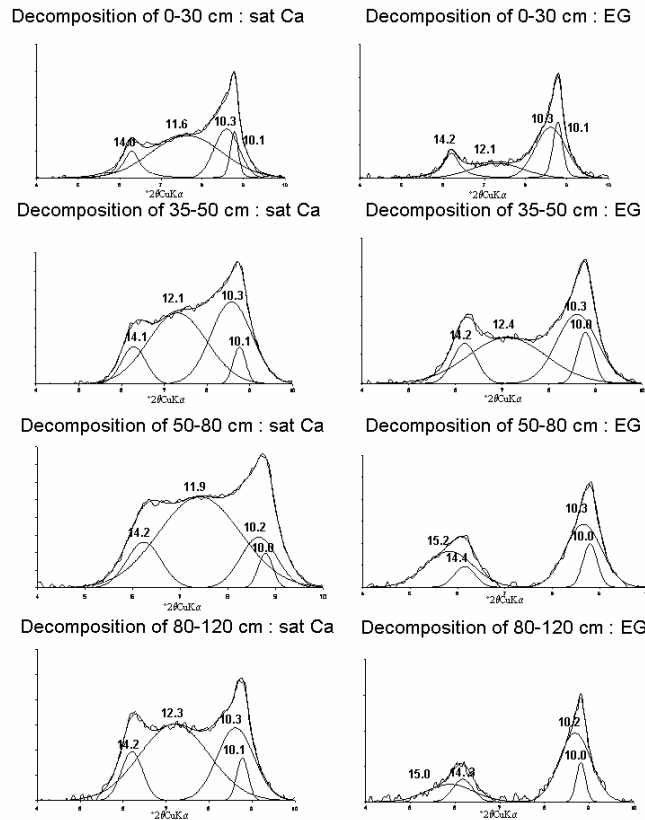


Figure 1 : Fraction < 0.2 μm, décompositions par horizon en AD et EG

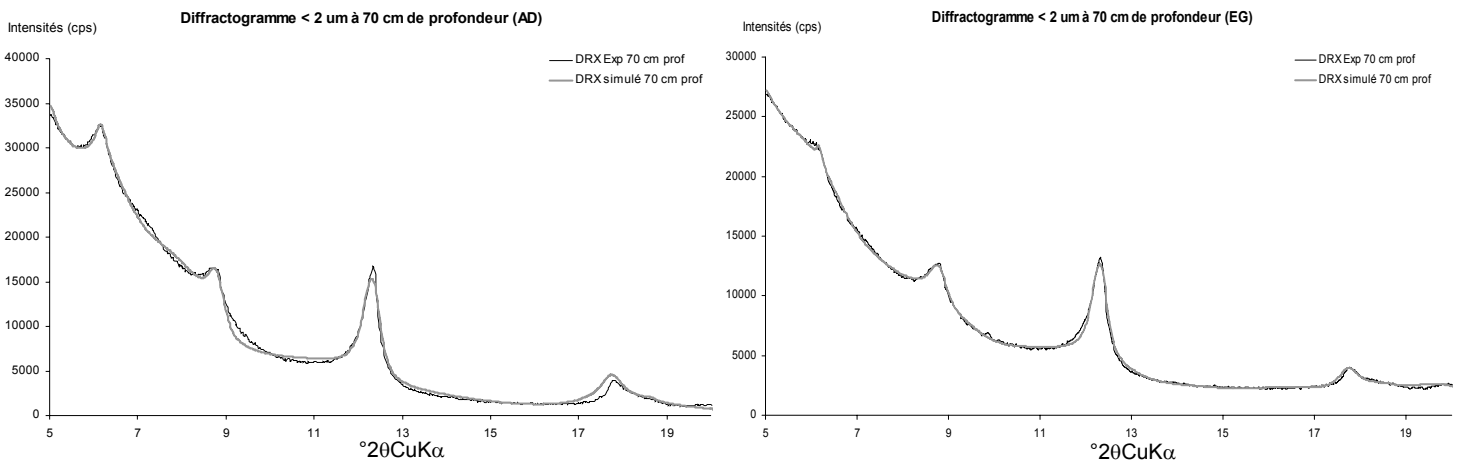


Figure 2 : Fraction < 2 μm à 70 cm de profondeur. Diffractogramme expérimental simulé en AD et EG. Phases minéralogiques simulées : Kaolinite, Illite, Chlorite, Interstratifiés : Illite/Chlorite (70/30 R0), Illite/Smectite (69/31 R0) et Smectite/Chlorite (64/26 R0).

Références

- Lanson, B., 1997. Decomposition of experimental X-ray diffraction patterns (profile fitting): a convenient way to study clay minerals. *Clays and Clay Minerals*, 45, 132-146
- Moore, D.M. & Reynolds, R.C, Jr., 1997. *X-Ray Diffraction and the identification and Analysis of Clay Minerals*. Oxford, second edition, 378pp.
- Plançon, A. & Drits, V.A. 2000. Phase analysis of clays using an expert system calculation programs for X-ray diffraction by two- or three-component mixed-layer minerals. *Clays and Clay Minerals*, 48, 57-62.
- Reynolds, R.C, Jr., 1985. *NEWMOD© a computer Program for the Calculation of One-Dimensional Diffraction Patterns of Mixed-Layered Clays* : R.C. Reynolds, Jr., 8 Brook Rd., Hanover, NH.
- Sybilla®.Chevron Energy Technology Compagny© 2003-2007. A division of Chevron U.S.A Inc. All rights reserved.

Les oxydes de Fe et d'Al stabilisent ils la matière organique du sol ? Une analyse statistique menée de l'échelle du champ à celle de l'horizon.

Moni Christophe¹, Chabbi Abad¹⁻², Nunan Naoise¹, Rumpel Cornelia¹, Chenu Claire¹

1 : BioEMCO, INRA-CNRS-Université Paris 6 INAPG, 78850 Thiverval-Grignon ,
moni@grignon.inra.fr

2 : UEFE, INRA, Les Verrines - BP 6 - 86600 Lusignan

Introduction

De nombreuses études ont mis en évidence le rôle des oxydes de fer et d'aluminium dans la stabilisation des matières organiques dans les sols par adsorption. Cependant la grande majorité de ces études se sont limitées, soit à des études de laboratoires, soit à des études de terrain menées à grande échelle sur un jeu d'échantillons d'origine pédogénétique variée. A notre connaissance peu d'études ont tenté de mettre en évidence les effets stabilisateurs des oxydes de Fe et de l'Al sur les MO des sols à l'échelle du profil, à l'aide d'analyses statistiques (Eusterhues *et al.*, 2005; Wiseman and Puttmann 2005; Rasse *et al.*, 2006). De plus, l'influence de la profondeur, de la stratification et de la structure du sol sur la distribution des oxydes (Fe, Al et Si) et du carbone organique (CO) dans le profil, ont très peu pris en compte.

Les objectifs de la présente étude étaient : 1) de caractériser les relations liant le CO aux oxydes de Fe, Al et Si en fonction de la profondeur et par horizon en s'appuyant sur deux échelles distinctes d'échantillonnage : l'échelle du champ et l'échelle de la fosse pédologique; 2) d'identifier et minimiser les effets de la profondeur sur les résultats des analyses statistiques.

Matériels et méthodes

L'étude a été effectuée sur le site de l'observatoire de recherche en environnement – agro écosystème, cycle biogéochimique et biodiversité (ORE-ACBB) sur le domaine de l'INRA de Lusignan. Le sol correspond à un paléosol ferralitique riche en oxydes de fer. A l'échelle du champ 27 fosses pédologiques ont été ouvertes sur une surface de 22 ha et échantillonnées par horizons, tandis qu'à l'échelle du profil, 150 échantillons géoréférencés ont été prélevés sur une surface verticale de 120 cm de long sur 180 cm de profondeur. Les échantillons sont ensuite analysés, d'une part pour leur teneur en Si et en Fe et d'Al extractibles à l'oxalate et au DCB, et d'autre part pour leur teneur en CO. Les relations liant l'ensemble des variables étudiées au CO et à la profondeur, par profil et par horizon, ont ensuite analysées via différents outils d'analyses statistiques complémentaires (i.e. Simple linear regression (SLR), Spearman's rank correlation (SRC), and partial least square regression (PLSR)).

Résultats

A l'échelle du profil, nos résultats montrent que la distribution de la grande majorité des paramètres pédologiques mesurés est corrélée à celle du CO. Cependant la distribution de l'ensemble de ces paramètres, CO compris, est également corrélée avec la profondeur, suggérant qu'à l'échelle du profil l'ensemble des corrélations observées puissent être uniquement imputable à une dépendance des variables à la profondeur. (B !)

En revanche, à l'échelle des horizons la profondeur semble avoir beaucoup moins d'influence sur la distribution des variables et donc sur le résultat des corrélations. Une

analyse à cette échelle permet également d'observer l'évolution des relations mises en évidence en fonction de la profondeur et des horizons.

Nous suggérons que les études statistiques visant à contraindre les relations liant deux variables pédologiques à l'échelle du profil soit abandonnées au profit des études menées à l'échelle de l'horizon, d'une part parce qu'elles sont trop sensibles à la profondeur, et d'autre part parce qu'elles négligent la nature stratifiée du sol en présupposant un comportement unique pour l'ensemble de l'épaisseur du sol considérée.

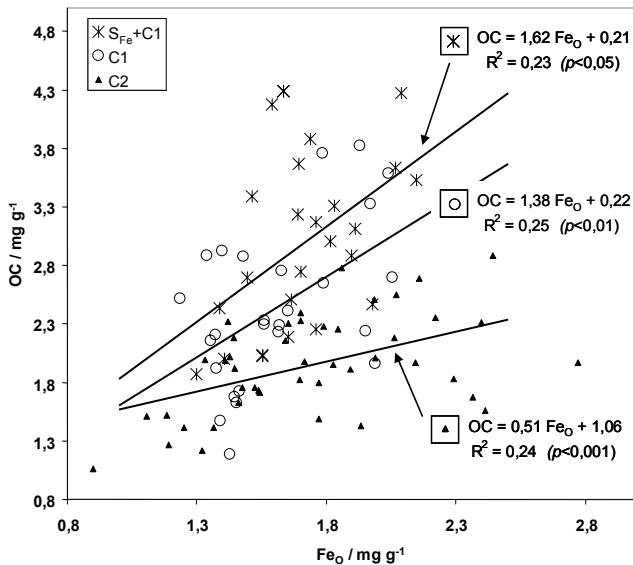


Figure 3: Corrélation linéaire à l'échelle de la fosse pédologique entre OC et Fe_O pour les trois horizons les plus profonds (Sfe+C1, C1 et C2).

Équation 1 : Résultats des PLSR à l'échelle de la fosse pédologique pour l'horizon le plus profond (C2)

$$OC = -2.18 + 2.45 Al_O + 0.58 Fe_O - 2.29 Si_O;$$

Avec : n = 46, R² = 77.6, P < 0.001

Al_O: Aluminium extrait à l'oxalate

Fe_O: Fer extrait à l'oxalate

Si_O: Silicium extrait à l'oxalate

Les analyses effectuées à l'échelle de la fosse prouvent que les formes amorphes des oxydes de Fe et d'Al sont bien corrélées au CO et auraient un effet stabilisateur sur les matières organiques du sol¹, ces relations n'étant observées que dans les horizons profonds de sols (Figure 1, Equation 1). En revanche, rien ne permet d'établir que les formes cristallines des oxydes de Fe et d'Al jouent un rôle dans la stabilisation des MOS. Le Si extrait à l'oxalate semblerait quant à lui entrer en compétition avec la MO pour la fixation sur les sites d'adsorption disponibles (Equation 1). Les analyses suggèrent également que la capacité d'adsorption des oxydes de fer amorphes n'est pas atteinte dans les horizons profonds du sol (Figure 1) faisant des horizons profonds du sol un puits de carbone potentiel pour le carbone atmosphériques.

Enfin très peu de corrélations significatives furent observées à l'échelle du champ. Cette incohérence pouvant probablement être attribuée à la variabilité spatiale ainsi qu'au mode de prélèvement des échantillons par horizons entiers.

Bibliographie

- Eusterhues, K., C. Rumpel and I. Kogel-Knabner (2005). Organo-mineral associations in sandy acid forest soils: importance of specific surface area, iron oxides and micropores. *European Journal Of Soil Science* 56: 753-763.
- Rasse, D. P., J. Mulder, C. Moni and C. Chenu (2006). Carbon turnover kinetics with depth in a french loamy soil. *Soil Science Society Of America Journal* 70: 2097-2105.
- Wiseman, C. L. S. and W. Puttmann (2005). Soil organic carbon and its sorptive preservation in central Germany. *European Journal Of Soil Science* 56: 65-76.

THEME 2 PEDOLOGIE

AFFICHES

Critères d'identification de la fougérite dans les sols hydromorphes et nature de l'anion compensateur

Bourrié Guilhem¹, Trolard Fabienne¹ et Feder Frédéric²

1 : INRA, UR119, Géochimie des sols et des eaux, F13545 Aix-en-Provence, France,

bourrie@aix.inra.fr, trolard@aix.inra.fr

2 : CIRAD, UPR RELIER (Risque environnemental lié au recyclage, Station de la Bretagne -

BP 20, F-97408 SAINT-DENIS Messag. CEDEX 9, Île de la Réunion, France, feder@cirad.fr

Introduction :

La couleur bleu-vert des sols, critère universel d'identification des "propriétés gleyiques", est due à la fougérite, hydroxyde double lamellaire de Fe(II), Fe(III) et Mg (Trolard *et al.*, 1996, 1997). Ce minéral a été homologué par la Commission des Nouveaux Minéraux et des Noms des Minéraux (CNMMN) de l'Association Internationale de Minéralogie en février 2004 (Trolard, 2006). L'objectif de cette publication est de discuter les critères d'identification pratique de ce minéral et la nature de l'anion interfoliaire.

Formule structurale et minéraux apparentés :

La fougérite appartient au groupe des hydroxydes doubles lamellaires (LDH) formés d'un feuillet brucitique où tous les sites octaédriques sont occupés, par des cations bivalents M(II) et trivalents M(III). La formule générale est : $[M(II)_{1-x} M(III)_x (OH)_{2+2y}]^{x/n} [x/n A^{-n} \cdot mH_2O]^{-x}$, qui fait apparaître que la substitution des ions bivalents par des trivalents crée un excès de charge positive, compensé par des anions. Ceux-ci se trouvent dans l'espace interfoliaire, avec des molécules d'eau. Les minéraux naturels de ce groupe se distinguent par la nature des cations bivalents et trivalents et de l'anion interfoliaire (Tableau 1).

Minéral	Formule structurale	Anion interfoliaire
Fougérite	$[Mg_y Fe^{II}_{1-x} Fe^{III}_x (OH)_{2+2y}]^{x/n} [x/n A^{-n} \cdot mH_2O]^{-x}$	Discutée : OH ⁻ , Cl ⁻ , CO ₃ ²⁻ ...
Meixnerite	$[Mg_6 Al_2 (OH)_{16}] [(OH)_2 \cdot 4 H_2O]$	OH ⁻
Woodallite	$[Mg_6 Cr_2 (OH)_{16}] [Cl_2 \cdot 4 H_2O]$	Cl ⁻
Iowaite	$[Mg_4 Fe^{III} (OH)_{10}] [Cl \cdot 2 H_2O]$	Cl ⁻
Takovite	$[Ni_6 Al_2 (OH)_{16}] [(CO_3, OH) \cdot 4 H_2O]$	CO ₃ ²⁻ , OH ⁻
Hydrotalcite	$[Mg_6 Al_2 (OH)_{16}] [CO_3 \cdot 4 H_2O]$	CO ₃ ²⁻
Pyroaurite	$[Mg_6 Fe^{III}_2 (OH)_{16}] [CO_3 \cdot 4 H_2O]$	CO ₃ ²⁻

Les LDH ferrifères, contenant à la fois Fe^{II} et Fe^{III} sont appelés « rouilles vertes » ('green rusts') (GR). Les GR de synthèse peuvent accommoder divers anions en position interfoliaire : CO₃²⁻, Cl⁻, SO₄²⁻, SeO₄²⁻ et de nombreux anions organiques. Ces anions sont échangeables, bien qu'il existe une sélectivité.

La structure des GR est de deux types : rhomboédrique $R\bar{3}m$ obtenue avec Cl⁻, CO₃²⁻ et oxalate (GR1), trigonale $P\bar{3}m1$ avec SO₄²⁻ et SeO₄²⁻ (GR2). Dans les GR1, il n'y a qu'une seule couche d'eau interfoliaire contre deux dans les GR2. L'étude par spectrométrie Mössbauer et par absorption des rayons X a montré que la fougérite appartient au groupe des GR1 et contient Mg et pas seulement Fe (Refait *et al.*, 2001). La nature de l'anion ne peut être déterminée par ces méthodes, ce pourquoi des échantillons ont été étudiés par DRX.

Diffraction des Rayons X :

Matériel et méthodes - Les échantillons proviennent du site éponyme de Fougères et les fractions argileuses ont été séparées sous atmosphère inerte. Les spectres ont été décomposés au moyen du logiciel DECOMPXR (Lanson et Besson, 1992), car la raie principale de la fougérite ($d_{003} \approx 7,97 \text{ \AA}$) est très voisine de celle de la kaolinite ($d_{001} = 7,41 \text{ \AA}$), et les diagrammes bruts ne montrent qu'un épaulement sur cette dernière.

Résultats – La décomposition met en évidence un pic à 7,94 ; 7,92 ; 7,89 Å, suivant les échantillons, qui disparaît au chauffage et se distingue nettement du pic de la kaolinite.

Discussion :

Nous proposons d'attribuer le pic voisin de 8 Å à la fougérite, ce qui conduit à $c = 3 d_{003} = 2,375 \pm 0,0075 \text{ nm}$. Cette valeur est proche de la valeur de GR1(Cl), $c = 2,3856 \text{ nm}$, mais beaucoup plus grande que la valeur observée pour GR1(CO₃), $c = 2,256 \text{ nm}$, qui déplacerait la raie à 7,52 Å. L'intervalle de variation admis pour GR1(CO₃) est [2,25 – 2,28] nm. La valeur observée ici pour la fougérite est très clairement en dehors de cet intervalle. Nous pouvons donc exclure que la fougérite de Fougères soit une fougérite carbonatée. A Fougères, en outre, milieu acide, les ions carbonates sont quasiment absents (10^{-10} M). Le fait que les solutions soient largement sous-saturées par rapport à la GR1(Cl) (Bourrié *et al.*, 1999 ; Feder *et al.*, 2005) rend peu probable, bien que possible, la présence de Cl⁻ comme anion dominant. Ceci conduit donc à confirmer l'hypothèse émise depuis longtemps suivant laquelle l'anion compensateur est simplement OH⁻. Comme Cl⁻ est un peu plus grand que OH⁻ il est logique que le paramètre c diminue dans le sens Cl⁻ > OH⁻ > CO₃²⁻. Ceci est cohérent avec la diminution observée dans des LDH de synthèse Mg-Al lors de l'échange Cl⁻ - CO₃²⁻, de 8,1 à 7,27 Å (Prinetto *et al.*, 2000). Cependant, le paramètre c dépend également de la charge du feuillet, si bien que les valeurs obtenues pour différentes LDH ne peuvent être comparées directement.

Conclusion – Critères d'identification de la fougérite :

Les critères d'identification de la fougérite proposés sont : la couleur bleu-vert (Munsell 2,5 Y ; 5 Y ; 5 G ; 5B) virant à l'ocre à l'air en quelques heures, la dissolution sélective par le citrate – bicarbonate sans nécessité de réduire par le dithionite, la présence d'une raie DRX voisine de 8 Å, les doublets Mössbauer ferreux ($\delta \approx 1,25-1,27 \text{ mm s}^{-1}$; $\Delta E_Q \approx 2,48-2,86 \text{ mm s}^{-1}$) et ferriques ($\delta \approx 0,46 \text{ mm s}^{-1}$; $\Delta E_Q \approx 0,48-0,97 \text{ mm s}^{-1}$), des bandes Raman à 427 et 518 cm⁻¹.

Références

- Bourrié *et al.* 1999. – Geochim. Cosmochim. Acta, 63, 3417-3427.
Feder *et al.* 2005. - Geochim. Cosmochim. Acta, 69, 4463-4483.
Lanson et Besson 1992 – Clays and Clay Minerals, 40, 40-52.
Prinetto *et al.* 2000. – Microporous and Mesoporous Materials, 39, 229-247.
Refait *et al.* 2001. – American Mineralogist, 86, 731-739.
Trolard *et al.* 1996. – Comptes rendus Acad. Sci. Paris, 323 Ila, 1015-1022.
Trolard *et al.* 1997. - Geochim. Cosmochim. Acta, 61, 1107-1111.
Trolard 2006. – C.R. Geoscience, 338, 1158-1166.

Cristallochimie du chrome le long d'un profil d'altération développé sur roches ultrabasiques en Nouvelle-Calédonie

Fandeur Dik¹, Juillot Farid¹, Fritsch Emmanuel¹, Ambrosi Jean-Paul², Fialin Michel³, Couffignal Frédéric³, Olivi Luca⁴ et Cognigni Andréa⁴

¹ IMPMC- Université Paris 6 et 7 – IGGP - UMR CNRS 7590

² Centre Européen de Recherche et d'Enseignement en Géosciences de l'Environnement (CEREGE), Pôle d'activité de l'Arbois, BP80, 13545 Aix en Provence Cedex 4

³ Centre de Microanalyse CAMPARIS-CNRS, Université Paris 6

⁴ ELETTRA, AREA Science Park 34012 Basovizza, Trieste, Italie

Introduction

Un tiers de la superficie de la Nouvelle-Calédonie est recouverte par des massifs péridotitiques (Latham, 1986). Compte tenu du climat tropical qui sévit dans cette région du globe, les sols issus de l'altération de ces massifs sont extrêmement appauvris en éléments alcalins et en silice et particulièrement enrichis en éléments résiduels, tels le fer et le manganèse. D'autres éléments d'intérêt économique, tels le vanadium, le chrome, le cobalt et le nickel s'accumulent également fortement dans les formations résiduelles et constituent ainsi des gisements particulièrement intéressants (Schwertmann, 1986; Quantin, 2002). Parmi ces éléments, le chrome présente un caractère potentiellement toxique très important car il est reconnu comme cancérigène par l'IARC. La toxicité de cet élément pour l'environnement peut varier fortement en fonction de l'état redox et de la nature des phases porteuses. D'un côté, le Cr VI+ hautement toxique et très soluble, peut être réduit en Cr III+ par le biais de la matière organique, des oxydes et/ou des sulfures de Fe II+ (Fendorf, 1995). D'un autre côté, le chrome III+, peu toxique et peu soluble car fortement adsorbé sur la surface des oxydes de fer (Fendorf, 1995 ; Becquer, 2003), peut être oxydé en Cr VI+ par les oxydes de manganèse. La concentration moyenne en chrome dans les sols de Nouvelle-Calédonie pouvant dépasser les 10.000 mg/kg (Becquer, 2003 ; Fandeur, 2005), comparativement à celle de la croûte continentale (environ 100 mg/kg ; Nriagu, 1988), l'impact potentiel de cet élément sur la qualité de l'environnement néo-calédonien ne peut pas être négligé. L'objectif de cette étude était ainsi de tenter de suivre l'évolution cristallochimique du chrome le long d'une séquence d'altération afin de mieux comprendre le comportement de cet élément au cours de l'altération des roches ultrabasiques et de mieux estimer les risques associés à sa présence dans les ophiolites néo-calédoniennes.

Matériels et méthodes

Le site d'échantillonnage se localise au N-W de l'île de Grande-Terre, sur le massif du Koniombo (20°59'S, 164°49'), au bas du versant de la Pandanus (Perrier, 2005). L'échantillonnage se compose de sept échantillons (un échantillon de roche mère, et six échantillons issus du profil d'altération) prélevés le long d'une fosse. L'analyse chimique totale (SiO₂, MgO, Fe₂O₃, Al₂O₃, TiO₂, K₂O, CaO, Na₂O, MnO, P₂O₅, Ni, Co, Zn, Cu, Cr, V) de ces échantillons a été réalisée par ICP-OES (Perkin Elmer : optima 3300 DV), après fusion alcaline (lithium tétraborate) au CEREGE à Aix-en-Provence (France). Des analyses à micro-échelle sur lames minces ont également été réalisées par microsonde électronique au centre CAMPARIS avec l'aide de Michel Fialin et Frédéric Couffignal (Université Paris 6 et 7) sur un appareil de type CAMECA SX50 (15kV et 30nA). La composition minéralogique des échantillons a été obtenue par Diffraction des Rayons X (DRX) à l'IMPMC sur un appareil PHILLIPS PW 1730 (radiation K α du Co, à 40kV-30 mA) pour des angles 2 θ compris entre 3-90°, pas de 0,03°, et un temps de comptage de 15s/pas. L'analyse quantitative de ces

diffractogrammes de rayons X a été réalisée par la méthode de Rietveld (Berar, 1990). Les différents paramètres structuraux utilisés ont été extraits des références bibliographiques suivantes : goethite (Szytula et al, 1980), hématite (Blake et al, 1966), chromite (Hill et al, 1979). Enfin, le degré d'oxydation du chrome dans les échantillons a été suivi par spectroscopie d'absorption des rayons X (XANES) sur la ligne XAFS de l'installation de rayonnement synchrotron de Trieste (Italie), avec l'aide de Luca de Olivi et Andréa Cognigni. Ces expériences ont été réalisées en transmission à température ambiante et dans une gamme d'énergie centrée sur la région du seuil d'absorption du chrome (6000 eV) afin de déceler l'éventuelle présence de Cr(VI+) par un pré-pic localisé vers 5993eV.

Résultats et Discussion

Les analyses chimiques révèlent deux ensembles pédologiques bien distincts : à la base, un horizon riche en Mg et Si et appauvrie en Fe, Mn et Cr qualifié de "roche mère", et dans la partie supérieure, un ensemble d'horizons riche en Fe, Mn et Cr et fortement appauvrie en Mg et Si. L'analyse minéralogique corrobore l'existence de ces deux ensembles avec des silicates magnésiens (forstérite, l'enstatite et lizardite) la "roche mère", et des oxydes de fer (goethite et hématite) et de la chromite dans les horizons du profil d'altération. Les analyses par microsonde électronique ont permis de souligner les teneurs non négligeables en chrome dans l'enstatite [$Mg_{0,87}Fe_{0,08}Al_{0,04}Ca_{0,02}Si_{0,99}O_3$] (≈ 4000 mgCr/kg) et la lizardite [$Mg_{2,20}Fe_{0,33}Ni_{0,09}Al_{0,06}Cr_{0,02}Si_2O_5(OH)_4$] (≈ 3700 mgCr/kg), ainsi que la présence de chromite [$(Mg_{0,60}Fe_{0,39}Mn_{0,01})(Cr_{1,01}Al_{0,98})O_4$] non identifiée par DRX car présente en très faibles quantités dans la "roche mère". Ces analyses ont également montré la forte incorporation du chrome dans les oxydes de fer néoformés au cours de l'altération (≈ 19.500 mgCr/kg dans la goethite [$(Fe_{0,85}Al_{0,085}Cr_{0,03})OOH$] et ≈ 20.000 mg/kg Cr dans l'hématite [$(Fe_{1,79}Al_{0,09}Cr_{0,06})O_3$]). La spectroscopie d'absorption des rayons X (XANES) montre que le chrome est présent dans tous ces minéraux sous sa forme Cr(III+), ce qui indique une absence de changement de son degré d'oxydation au cours de l'altération. L'affinement Rietveld des diffractogrammes des horizons du profil d'altération montre que la goethite constitue la phase minérale la plus abondante ($\approx 90\%$), suivie de l'hématite ($\approx 7\%$), et de la chromite ($\approx 3\%$). Ces résultats ont été combinés aux formules structurales des différents porteurs de chrome dans les horizons du profil d'altération pour calculer la représentativité de chacune des phases minérales sur le stock total de chrome. Le résultat de ce calcul indique que la goethite représente la fraction principale ($\approx 57\%$) du stock total de chrome dans les horizons du profil d'altération, suivie de la chromite ($\approx 37\%$) et de l'hématite ($\approx 6\%$). En conclusion, cette étude permet de souligner l'importance des oxydes de fer néoformés dans le piégeage de cet élément. Elle soulève cependant la question du comportement cristalochimique du chrome à la suite des épisodes érosifs importants qui peuvent transporter, puis déposer, ces oxydes de fer riches en chrome en milieu réducteur (bas de pente, mangrove).

Références

- Becquer T., Quantin C., Sicot M. and Boudot J.P (2003) Chromium availability in ultramafic soils from New Caledonian, *Science of the Total Environment*, 301, 251-261
- Fandeur D. (2005) Rapport M2, Université Denis Diderot – Paris 7 – IPGP, Cristalochimie du chrome au cours de l'altération de péridotites en Nouvelle-Calédonie, 31p
- Fendorf S. (1995) Surface reactions of chromium in soils and waters, *Geoderma*, 67, 55-71.
- Latham M. (1986) Etudes et Thèses ORSTOM, Altération et pédogenèse sur roches ultrabasiqes en Nouvelle Calédonie : genèse et évolution des accumulations de fer et de silice en relation avec la formation du modelé, 331 p
- Perrier (2005) Thèse Université Nouvelle-Calédonie, Bio-géodiversité fonctionnelle des sols latéritiques miniers : Application à la restauration écologique (massif du Koniambo, Nouvelle-Calédonie), 215 p.
- Quantin C., Becquer T., Berthelin J (2002) Mn-oxide: a major source of easily mobilisable Co and Ni under reducing conditions in New Caledonia Ferralsols, 334, 273-278
- Schwertmann U., Latham M (1986) Properties of iron oxides in some New Caledonian oxisols, *Geoderma*, 53, 105-123
- Nriagu, J.O (1988) Production and Uses of Chromium. In *Chromium in the natural and Humans Environments*, Eds Wiley:New York, 81-103

Caractérisation magnétique des processus d'altération des oxydes de fer par une approche expérimentale et des études de terrain.

Horen Hélène¹⁻², Soubrand-colin Marilyne²⁻³, Carlut Julie¹, et Janots Dominique¹

1 : Laboratoire de Géologie de l'ENS, 24, rue Lhomond 75005 Paris, UMR 8538,

2 : Dept. De Géologie de l'université Picardie Jules Verne, 33 rue St Leu, 80000 Amiens

3 : Laboratoire de processus et bilans en domaines sédimentaires, UMR PBDS 8110

correspondant : helene.horen@u-picardie.fr

Introduction

L'objectif de ce travail est d'identifier les marqueurs magnétiques de divers processus d'altération affectant les oxydes et oxyhydroxydes de fer ainsi que les phases soufrées et les Eléments Trace Métalliques (ETM) qui peuvent y être associés.

Nous présentons une étude expérimentale où le magnétisme permet le suivi de l'altération d'oxydes de fer par des bactéries sulfato-réductrices ainsi que la mobilité des ETM pouvant y être associés. Un analogue naturel en contexte estuarien est présenté.

Enfin des mesures magnétiques effectuées dans des échantillons de sols naturels (sol sur basalte) ou pollué (scories métallurgiques) sont utilisées pour identifier et quantifier les oxydes de fer porteurs d'ETM.

Suivi des processus bactériens par méthode magnétique:

Un protocole d'étude des processus d'altération des oxydes de fer associé aux bactéries sulfato-réductrices (BSR) a été élaboré au laboratoire de Géologie de l'ENS (Horen et al., 2006, Carlut et al., 2007). Les expériences menées permettent de suivre par des mesures magnétiques la destruction des oxydes de fer (magnétites) associées à l'activité de ces bactéries. Des échantillons de magnétites incluses dans une matrice solide sont placés dans un électro-aimant où ils acquièrent une aimantation rémanente. Les échantillons sont ensuite placés dans un milieu de culture avec ou sans BSR, l'aimantation rémanente et la susceptibilité sont ensuite régulièrement mesurées afin de suivre la décroissance du signal magnétique caractérisant la mise en solution du fer dans les échantillons placés en présence de BSR alors que les témoins ne montrent pas de variation significative (Figure 1).

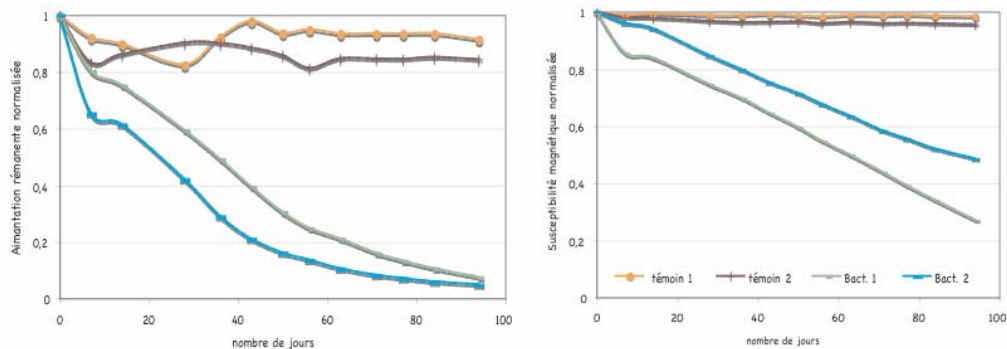


Figure 1 : Suivi de l'aimantation rémanente et de la susceptibilité des magnétites

Dans différents estuaires, les distributions du fer et du soufre montrent l'apparition de sulfures de fer (mackinawite et pyrite) à quelques centimètres de profondeur que l'on peut associer à la présence de bactéries sulfato-réductrices (Canfield et Berner, 1987, Billon et al., 2001, 2002). Des profils de propriétés magnétiques effectués en baie de Somme montrent l'évolution des oxydes de fer (fortement aimantés) en surface vers des sulfures de fer (peu ou pas aimantés) à quelques cm de profondeur. In fine, cette méthode rapide de mise en œuvre pourrait être envisagée pour caractériser à plus grande échelle l'activité bactérienne.

Application de la méthode magnétique à l'étude des sols :

Les propriétés magnétiques des sols peuvent permettre d'identifier et de quantifier des oxydes de fer parfois difficiles à caractériser par des techniques classiques de minéralogie en raison de leur petite taille. Deux exemples de sols ont été étudiés :

Le premier est un sol sur basalte contenant de nombreux oxydes de fer et de titane (Soubrand-Colin et al, 2005). L'étude des propriétés magnétiques nous a permis de souligner la présence de titanomaghémite et de la quantifier dans les différents horizons du sol.

Le second est un sol pollué par des scories métallurgiques. Les mesures magnétiques permettent d'identifier et de quantifier des nano-oxydes de Fer et Zinc dans les scories (Horen et Seignez, soumis). La caractérisation magnétique des sols pollués par les scories pourrait permettre d'évaluer l'altération de ces porteurs de zinc et, in fine, la mobilité de ce dernier.

Bibliographie :

- Billon, G., B. Oudanne, J. Laureyns and A. Boughriet, 2001, Chemistry of metal sulfides in anoxic sediments, *Phys. Chem. Chem. Phys.*, 3, 3586-3592.
- Billon, G., B. Oudanne, P. Recourt and A. Boughriet, 2002, Depth variability and some Geochemical characteristics of Fe, Mn, Ca, Mg, Sr, S, P, Cd and Zn in anoxic sediments from Authie Bay (Northern France), *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 55, 167-181.
- Canfield, D.E. and R.A. Berner, 1987, Dissolution and pyritization of magnetite in anoxic marine sediments, *Geochimica et cosmochimica acta*, 51, 645-659.
- Carlut, J., H., Horen et D. Janots, Impact of micro-organisms Activity on the natural Remanent Magnetization of the Young Oceanic Crust, *Earth and Planet. Sci. Lett.*, jan 2007
- Horen, H. J. Carlut, D. Janots, K. Benzerara and N. Manguy, EUG Vienne avril 2006, Magnetic evidence of bacterial alteration in oceanic basalts
- Horen, H. et N. Seignez, Magnetic evidence and characterization of Zn-magnetite in metallurgical slags, (soumis EJM)
- Soubrand-Colin, M., Bril, H., Neel, C., Courtin, A., Martin, F. 2005" Weathering of basaltic rocks from the French Massif Central: origin and fate of Ni, Cr, Zn and Cu ". *Canadian Mineralogist*, 43 (3) 1077-1091.

Mobilité des métaux (Fe et Al) dans des podzols hydromorphes développés sur formations latéritiques du haut bassin amazonien

E. Fritsch^{1,2}, M. Bardy^{2,3}, G. Bueno⁴, N.R. do Nascimento⁴, T. Allard², S. Derenne³

¹ *Institut de Recherche pour le Développement, DME, UMR161 (CEREGE), Europôle Méditerranéen de l'Arbois, BP 80, 13545 Aix en Provence Cedex. fritsch@impmc.jussieu.fr*

² *Institut de Minéralogie et de Physique des Milieux Condensés (IMPMC), UMR 7590, CNRS, Universités Paris 6, 7 et IPGP, Campus Boucicaut, 140 rue Lourmel, 75015 Paris, France,*

³ *BIOEMCO (UMR 7618), CNRS, INRA, Université Paris 6, ENS, ENSCP, INA-PG, équipe Chimie moléculaire des matières organiques complexes des milieux naturels, ENSCP, 11 rue Pierre et Marie Curie, 75231 Paris Cedex 05, France,*

⁴ *DEPLAN/IGCE/UNESP, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rua 10, n°2527, 13500-230 Rio Claro, SP, Brésil*

Introduction

Dans les bas plateaux du haut bassin sédimentaire et forestier amazonien, la forte pluviométrie (jusqu'à 6m/an) explique la très grande expansion des aires podzoliques, drainées par les eaux noires du Rio Negro. Ces podzols sont étroitement associés à des formations latéritiques. Les métaux incorporés dans les silicates et oxydes de ces latérites se retrouvent généralement associés aux composés organiques dans les podzols. Dans de tels environnements, les mécanismes impliqués dans la redistribution de ces métaux restent relativement peu connus. L'objectif de cette étude est de révéler les aires contributives à ces redistributions de matières et les mécanismes qui leur sont associés. L'étude se limite aux deux éléments majeurs préalablement accumulés dans les formations latéritiques : Fe et Al.

Matériel et méthodes

Des études minéralogiques et structurales ont été réalisées sur deux coupes de sols qui illustrent l'expansion des aires podzoliques dans des formations latéritiques préalablement appauvries en éléments fins altérables. Dans la coupe du Jau, les podzols d'extension limitée sont situés dans une dépression de plateau localement incisée par de petits ruisseaux. Dans la coupe du Curicuriari, les podzols sont situés en bas de versant. Ils sont directement reliés au réseau hydrographique et occupent des superficies beaucoup plus importantes. La spéciation des métaux dans ces sols a été révélée par des attaques chimiques sélectives et par des études spectroscopiques (IRTF, RPE, RMN). Seul le site du Jau a également été équipé en piézomètres et pièges à eaux pour révéler la dynamique des nappes et la composition chimique des eaux qui drainent ces environnements latéritiques et podzoliques.

Résultats

Les sols

Les deux coupes de sols révèlent de grandes analogies minéralogiques et structurales. Les minéraux altérables, essentiellement présents dans les organisations latéritiques encaissantes, correspondent par ordre décroissant d'importance à la kaolinite, la gibbsite et la goethite. Le développement vertical des podzols est limité à faible profondeur par un niveau moins perméable (une dalle ou un horizon d'altération). Son expansion est de ce fait essentiellement latérale. Les composés organiques imprègnent les latérites à la périphérie des aires podzoliques et forment à ce niveau des podzols humifères peu développés. Ils imprègnent également la base des aires podzoliques, c'est-à-dire la base du réservoir sableux de podzols plus évolués et la partie supérieure des altérites. La transition du réservoir sableux avec les organisations périphériques encaissantes présente une forme caractéristique en double langue. La langue supérieure rejoint la surface et la langue inférieure se situe dans le

prolongement des horizons hydromorphes des latérites de l'amont. La différence la plus notable est la forte accumulation de matières organiques au niveau des fronts d'altération latéraux en milieu semi confiné (site du Jau) et sa faible accumulation en milieu ouvert (site du Curicuriari).

Le fer est faiblement complexé par les composés organiques dans les fronts d'altération latéraux. Il l'est toutefois plus au voisinage de la surface dans les podzols humifères peu développés qu'en profondeur dans les horizons spodiques de podzols plus évolués. À l'inverse, les composés organiques complexent de grandes quantités d'Al dans les fronts d'altération, plus particulièrement dans les horizons spodiques de ces podzols. Dans les podzols humifères peu développés, la baisse des teneurs en Al associées aux gibbsites et kaolinites est couplée à un accroissement de celles qui sont liées aux phases organiques du sol. À l'aval, le milieu s'acidifie très fortement et les composés organiques complexent de très faibles quantités de métaux dans les horizons spodiques des podzols.

Les eaux

La forte perméabilité des horizons sableux des podzols est propice à une recharge et vidange rapide de nappes perchées qui apparaissent connectées aux nappes profondes des latérites de l'amont en période de hautes eaux. En période de rabattement de nappe, ces dernières sont donc susceptibles d'alimenter les premières. À la transition entre latérites et podzols, les nappes fluctuent au voisinage de la surface au cœur de la saison des pluies et plus en profondeur, au niveau de la seconde langue des podzols, en intersaison.

Les teneurs en Si dans les nappes diminuent de bas en haut et de l'amont vers l'aval. En profondeur et à l'amont, la libération de Si est reliée à la dissolution des quartz. La baisse drastique des teneurs en Si (et aussi en Fe et Al) dans les aires podzoliques est attribuée à un effet de dilution par les eaux de pluies et à des temps de résidence beaucoup plus courts des eaux dans les sols. Le carbone organique dissous (COD) suit des variations inverses à Si. Il est produit en faibles quantités dans les fronts d'altération des podzols et en proportions beaucoup plus importantes dans les podzols évolués de l'aval. Le fer est essentiellement mobilisé dans le magasin de nappe des latérites de l'amont. Cette mobilisation de Fe est attribuée à la dissolution des goethites. Elle est active en période de rabattement de nappe, plus spécifiquement au voisinage des aires podzoliques. En s'écoulant vers l'aval, cette nappe est donc susceptible d'alimenter en Fe la base de ces aires podzoliques. Toutefois, le maintien de conditions réductrices semble empêcher la formation de complexes organo-Fe dans ces podzols hydromorphes. L'aluminium est essentiellement mobilisé dans les fronts d'altération latéraux des podzols. Cette mobilisation est particulièrement active en période de hautes eaux. La dissolution de gibbsite puis de kaolinite est étroitement couplée à la formation de complexes organo-Al dans les podzols humifères peu évolués. En période de rabattement de nappe, ces composés sont susceptibles de migrer en profondeur et de s'accumuler dans les horizons spodiques de podzols plus évolués.

Conclusions

L'étude montre un comportement différentiel du fer et de l'aluminium dans les environnements latéritiques et podzoliques du haut bassin amazonien. Le fer est essentiellement mobilisé en milieu réducteur dans les formations latéritiques encaissantes. L'aluminium est fortement complexé par les composés organiques dans les fronts latéraux de podzolisation. À l'aval, la quasi-absence de minéraux altérables, la production massive de COD, le maintien de conditions réductrices et la forte acidification du milieu limitent la production de complexes organo-métalliques. Les podzols se retrouvent alors pratiquement dépourvus d'éléments métalliques.

Les rankers cryptopodzoliques des Hautes-Chaumes des Vosges

Goepp Stéphanie et Schwartz Dominique

Image et Ville - UMR CNRS ULP 7011, Faculté de Géographie et d'Aménagement
3, rue de l'Argonne, 67083 Strasbourg Cedex
stephanie.goepp@lorraine.u-strasbg.fr
dominique.schwartz@lorraine.u-strasbg.fr

Introduction

Ce travail constitue une piste de réflexion globale sur les rankers cryptopodzoliques, certes marginaux en terme d'extension spatiale, mais peu étudiés, en particulier dans les Vosges. Leur existence sur les sommets vosgiens a, jusqu'à présent, constitué l'argument majeur d'une origine naturelle des pâturages d'altitude. Leur extension est utilisée afin de différencier les 'chaumes primaires' (naturelles) sur ranker, des 'chaumes secondaires' (issues de défrichements) sur alocrisols. Les travaux présentés ici nous amènent à nuancer ce propos.

Les rankers cryptopodzoliques

Ils constituent des sols peu différenciés humifères désaturés, soumis à des processus de podzolisation atténuée, compliquée de brunification. Certains auteurs considèrent ces sols comme des *sols cryptopodzoliques*, c'est-à-dire comme des sols podzoliques peu différenciés, rentrant alors dans la classe des sols podzolisés.

Les conditions écologiques de leur développement sont, d'après Duchaufour (1968) :

- des alternances saisonnières marquées de saturation par l'eau (lors de la fonte des neiges) et de dessiccation du profil (insolation estivale) ; on les trouve donc dans les régions à climat très humide, le plus souvent sans saison sèche marquée ;
- une roche mère riche en minéraux altérables, surtout en fer Fe^{3+} et en aluminium Al^{3+} , éléments insolubilisants ;
- une végétation basse (de type landes), à enracinement superficiel.

Une problématique vosgienne : sols de chaumes *versus* sols forestiers, ou évolutions contrastées des sols?

En nous basant sur l'étude actuelle des évolutions paléo-environnementales vosgiennes, en particulier des Hautes-Chaumes des Vosges, nous remettons en question l'analyse faite notamment par Carbiener (1963a, 1963b) concernant l'origine des pâturages vosgiens.

Certes, dans les Vosges, un constat peut être fait : deux types de sols bien différenciés co-existent au sein des chaumes. Les premiers sont les rankers cryptopodzoliques, situés exclusivement au dessus de 1250 - 1300 m d'altitude, et se développant sous une végétation ouverte de prairies ou de landes. Les seconds sont, aux altitudes inférieures, généralement des sols bruns ocreux humifères, formés originellement sous forêts. La limite entre les deux était jusqu'à présent employée afin de différencier les chaumes dites 'primaires' (naturelles) des 'chaumes secondaires', issues de défrichements anthropiques.

Nos travaux concernant l'origine et l'évolution des pâturages (Goepp, thèse en cours), basés sur l'analyse de charbons de bois des sols, nous amènent à nuancer ce propos (Schwartz *et al.*, 2005). Les datations de charbons obtenues sur les chaumes « primaires » permettent de mettre en évidence des défrichements précoces, depuis l'Age du Bronze, voire le Néolithique, ce qui

remet en cause la naturalité de ces milieux pastoraux. Mais, alors que l'origine de l'ensemble des chaumes est anthropique, les évolutions locales sont complexes et contrastées. En effet, en fonction des pressions anthropiques et des vitesses de reconquête forestière, les espaces pastoraux directement adjacents aux forêts ont été davantage soumis aux alternances de défrichements et reboisements spontanés que les espaces sommitaux, sans doute restés ouverts la plus grande partie du temps.

En remettant en cause l'hypothèse de l'existence de chaumes dites 'primaires', ce sont l'origine, l'évolution et l'âge des rankers cryptopodzoliques qui sont remis en cause. De ce fait, les rankers cryptopodzoliques pourraient s'être formés consécutivement aux défrichements précoces des espaces forestiers d'altitude des Hautes-Vosges. Ces types de sols se développant sous végétations ouvertes (de landes...), ils ont donc pu se former en quelques millénaires seulement, ce laps de temps (3900 ans environ) étant suffisant pour masquer le caractère brunifié de sols développés précédemment sous forêt.

Conclusion

La répartition spatiale des rankers cryptopodzoliques sur les sommets serait donc à mettre directement en relation avec les premiers défrichements anthropiques d'époque protohistorique, et surtout avec les évolutions postérieures contrastées de ces espaces. Cette étude nous a donc permis d'aborder la notion fondamentale du temps de formation de ces types de sols peu étudiés.

Références bibliographiques

- Bonneau M., Faivre P., Gury M., Hétier J.-M., Le Tacon F., 1978. Carte pédologique de France à moyenne échelle (1/100 000) - Saint Dié. Carte + notice explicative, éd. INRA, Versailles, 159 p.
- Carbiener R., 1957. Etude de quelques sols des Hautes Vosges. *Bull. Ass. franç. Etude du Sol*.
- Carbiener R., 1963a. Les sols du massif du Hohneck - Leurs rapports avec le tapis végétal. *In : Le Hohneck, Aspects physiques, biologiques et humains, Centenaire de l'Ass. Philom. d'Alsace et de Lorraine*. Strasbourg, 448 p, p.103-154.
- Carbiener R., 1963b. Remarques sur un type de sol encore peu étudié : le "Ranker crypto-podzolique" de l'étage subalpin des massifs hercyniens français. *Pédologie. C.R. Acad. Sciences Paris*, p.977-979.
- Duchaufour P., 1968. L'évolution des sols. Essai sur la dynamique des profils. Masson et Cie, éd. ; Paris, 93p. (2^e partie, chap. 1 Evolution des sols : principes généraux, pp. 29-36 ; chap. 2, Evolution des sols humifères à complexe désaturé, pp. 37-42).
- Duchaufour P., 1997. Abrégé de pédologie - Sol, végétation, environnement. Ed. Masson, 5e éd., Paris, 291 p.
- Goepp S., en cours. Origine, évolution et dynamique (histoire) des Hautes-Chaumes des Vosges - Déterminismes environnementaux et actions de l'Homme. Thèse de Doctorat de Géographie.
- Schwartz D., M. Thinon, S. Goepp, C. Schmitt, J. Casner, T. Rosique, P. Wuscher, A. Alexandre, E. Dambrine, C. Martin, B. Guillet, 2005. Premières datations directes de défrichements protohistoriques sur les chaumes secondaires des Vosges (Rossberg, Haut-Rhin). Approche pédoanthracologique. *C. R. Geoscience* 337 (2005) 1250-1256, *Géosciences de surface (Paléoenvironnement)*.

Effet de l'altération des oxydes de Fe-Ti dans le relargage du Cr dans des sols développés sur roches basiques

C. Néel¹, E. Joussein¹, Marilynne Soubrand-Colin², H Bril¹

1 : Laboratoire HydrASA-Equipe ETM, UMR 6532 CNRS Université de Limoges, FST, 123 avenue A. Thomas, Limoges cedex, 87060, France. catherine.neel@unilim.fr, emmanuel.joussein@unilim.fr, hubert.bril@unilim.fr.

2 : Laboratoire de Géologie, UMR 8110 CNRS Université de Picardie Jules Verne, FST, 33 rue Saint Leu, Amiens, 80000, France. marilynne.soubrand-colin@u-picardie.fr

Introduction :

Les sols sur roches basiques présentent de fortes teneurs naturelles en chrome, provenant de minéraux porteurs de Cr³⁺. La présence de chrome dans ces sols pose un problème environnemental en raison de l'existence de mécanismes naturels d'oxydation du Cr³⁺ (oligo-élément peu mobile) en Cr⁶⁺ (toxique mobile) à la surface d'oxydes de Mn [1] et de Fe-Ti, tel que le rutile [2]. D'autres expériences en laboratoire montrent cependant que cette mobilisation de Cr peut être contrariée en présence de matières organiques [3] ou d'autres oxydes de Fe [4], provoquant une nouvelle réduction du Cr⁶⁺ en Cr³⁺. Ces processus possibles d'oxydo-réduction du chrome n'ont, à ce jour, pas été observés dans les sols *in situ*. Cette étude analyse l'effet des oxydes de Fe et Ti sur la répartition de Cr dans trois sols différents et contenant 15 à 90 ppm de Cr, développés sur une roche basique dioritique (Limousin – France).

Matériels & Méthodes :

Les 3 profils de sol étudiés sont développés sur des diorites de composition chimique et de texture différentes mais d'assemblage minéralogique similaire. En raison de variations du couvert végétal et du régime hydrique, les 3 sols représentent divers processus pédogénétiques (**Tableau 1**). Chaque profil a été étudié en termes de pédologie, chimie (majeurs et traces) et minéralogie (DRX, MEB-EDS). La composition des minéraux primaires et secondaires a été analysée par microsonde électronique (CAMECA - SX50) avec un protocole particulier pour les éléments traces [5]. Les bilans de masse et les facteurs d'enrichissement EF ([6]) ont été calculés pour chaque horizon de sol afin d'évaluer les pertes et gains d'éléments par rapport à la roche.

site	LB (le Breuil)	MD (Madeiras)	LUB (Lubersac)
Commune (Dpt)	St-Martin-le Vx (87)	St-Hillaire Bonneval (87)	Lubersac (19)
Massif de diorite	Burnnac	St-Jean de Ligoure	Lubersac
Couvert végétal et usage du sol	Taillis neutrocline (chênes – charmes)	Bois de friche avec passage de vaches (chênes – frênes - houx)	Grandes cultures (blé / maïs, pois)
Régime hydrique	Péri-aquique	Udique	Udique plus sec
Type de sol	Luvisol hydromorphe	Brunisol	Arénosol ocre
Processus dominant	Lessivage des particules fines	Acidification, Brunification	Altération physique, Oxydation

Tableau 1 : présentation des 3 profils de sols étudiés sur diorite du Limousin.

Résultats :

Dans tous les sites et pour tous les horizons, les oxydes de Fe-Ti (rutile, ilménorutile, pseudobrookite) sont les principaux porteurs du Cr (jusqu'à 1500 ppm). Ces oxydes sont classiquement considérés stables dans les sols en climat tempéré. Les observations microscopiques révèlent clairement que ces oxydes demeurent dans les horizons de sol

(Figure 1). Cependant, les observations au MEB-BSE révèlent une altération de ces oxydes se traduisant par une augmentation de leur porosité et une relative diminution de la teneur en Fe en bordure relativement au cœur des oxydes. Mn et Ti semblent plus conservés.

L'altération des oxydes se vérifie aussi à l'échelle du profil par les bilans de masse (Tableau 2)

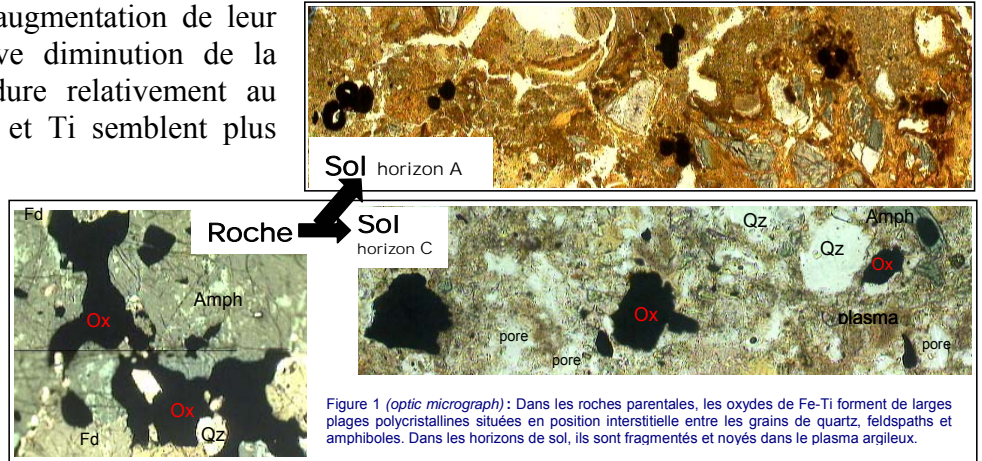


Figure 1 (optic micrograph) : Dans les roches parentales, les oxydes de Fe-Ti forment de larges plages polycristallines situées en position interstitielle entre les grains de quartz, feldspaths et amphiboles. Dans les horizons de sol, ils sont fragmentés et noyés dans le plasma argileux.

	LB (le Breuil)	MD (Madeiras)	LUB (Lubersac)
Fe	-46%	-40%	-32%
Ti	-53%	-40%	-36%
Cr	-18%	-17%	+34%

Tableau 2 : variations de masse par m² entre la roche et la saprolite (- : perte / + : gain)

Les répartitions verticales des éléments (Figure 2) s'expliquent aussi par les processus pédologiques. Le chrome a tendance à être mobilisé dans le sol acide (MD) et dans les horizons hydromorphes (LB, Cg), alors qu'il s'accumule plus de Fe dans les horizons secs et oxydés (LUB, Sox) ou dans les horizons riches en argiles (LB, BT). L'analyse systématique de la fraction plasmique du sol confirme le rôle des minéraux argileux sur l'immobilisation du Cr et du Fe issus de l'altération des oxydes.

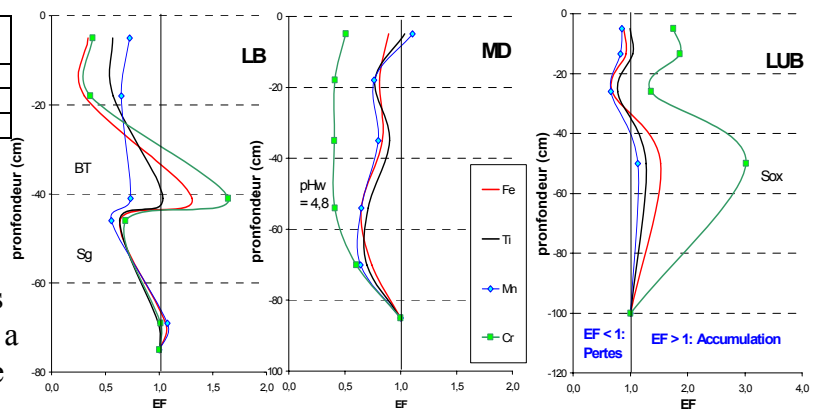


Figure 2 : profils de facteur d'enrichissement : $EF(x) = (S_x / R_x) / (S_{ref} / R_{ref})$ avec x = élément analysé, ref = élément invariant (Zr), S = teneur dans le sol et R = teneur dans la roche [6]

Conclusion :

L'analyse comparée des trois types de sol sur diorite, à la fois à l'échelle microscopique et macroscopique, permet de mettre en évidence le rôle de l'altération des oxydes de Fe-Ti dans la distribution du Cr. Des analyses complémentaires permettront d'accéder à la spéciation de Cr et d'évaluer si la mobilisation de Cr dans la saprolite et sa re-immobilisation dans certains horizons de sol sont effectivement liées à des mécanismes d'oxydo-réduction touchant les oxydes de Fe et Ti.

Références bibliographiques :

- [1] Fendorf S. E. & Zasoski R. J., 1992, Chromium (III) oxidation by δ -MnO₂. 1. Characterization. *Environmental Science and Technology*, **26**, 79-85.
- [2] Diebold U., 2003, The surface science of titane dioxyde, *Surface Science Reports* **48**, 53-229.
- [3] Fendorf S. E. & Li G., 1996, Kinetics of chromate reduction by ferrous iron. *Environmental Science and Technology*, **30**, 1614-1617.
- [4] Kendelewicz T., Liu P., Doyle C. S., Brown Jr. G. E., 2000, Spectroscopic study of the reaction of aqueous Cr(VI) with Fe₃O₄(111) surfaces. *Surface Science*, **469**, 144-163.
- [5] Fialin M., Rémy H., Richard C., Wagner C., 1999,. Trace element analysis with the electron microprobe : New data and perspectives, *American Mineralogist*, **84**, 70 - 77.
- [6] Rahn, K.A., McCafrey, R.J., 1979. Compositional differences between arctic aerosol and snow. *Nature*. **280**, 479-480.

Les concrétions grasses de Feleac-Cluj

Ioan Păcurar, Marcel Dârja, Clapa Doina, Rusu Teodor, Liviu Holonec, Elvira Oroian

Université de Sciences Agricoles et Médecine Vétérinaire de Cluj-Napoca, 3-5, Manastur, 400372, Cluj-Napoca, Roumanie, ioanpacurar@yaho.com, marceldarja@yaho.com, doinaclapa@yaho.com, rusuteo@yaho.com,

Introduction

La colline de Feleac (883m) est située au sud du municipe Cluj-Napoca (Transylvanie) et fait partie du Complexe montueux de Somes. Son versant ubac est modelé en 7 terrasses et 3 degrés d'érosion, chacun correspondant à un certain âge géologique. Sur les terrasses plus anciennes, ayant un âge éocène dans les dépôts sablonneux qui ont été mis en lumière par érosion géologique, ou des glissements de terrain, on remarque différentes agglomérations de substances minérales de forme sphérique, elliptique ou irrégulière, simple ou composée, connues sous le nom de "concrétions grasses de Feleac".

Les conditions de genèse ont été étudiées par bon nombre de spécialistes de Cluj (Nicorici 1957, Chintauan et Vlad 2000, Marza et Pacurar 2005); le présent ouvrage veut contribuer à une meilleure connaissance de ce phénomène à partir de la prémisse de l'intérêt pédologique sur le phénomène de désagrégation, altération et participation au processus de genèse du sol.

Matériels et méthodes

L'étude des concrétions de Feleac a été faite par des observations directes sur le terrain, sur les terrasses éocènes de Feleac, sur la vallée Căprioarei, la vallée Sf. Ioan, le trajet de l'autoroute Faget-Sălicea. On a effectué sur le terrain des mesurages en ce qui concerne la forme, la taille et la détermination de la nature du centre de concrétion, en analysant sa composition chimique et minérale. On a analysé la façon de désintégration des concrétions et de la couverture pédogénétique formée sur le matériel pourri.

Résultats et discussions

Les concrétions grasses de Feleac sont des formations de nature diagenétique, résultées par la solidification locale des particules de sable et de gravier des dépôts éocènes autour du centre de concrétion (de quelques cm.) constituées de roches carbonatiques. La cimentation a lieu sous l'action des substances carbonatiques, silicieuses, ferrugineuses, qui se trouvent dans les couches de sable et qui a des pressions très grandes, déterminent la précipitation centrifuge, suivi d'une force centripète, sous l'action des liquides interstitiels trouvés dans les sédiments (fig. 1, 2).

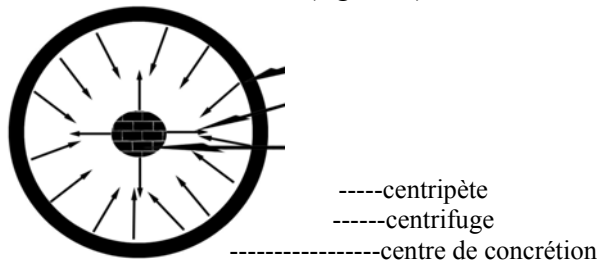


Fig.1 Types de concrétion

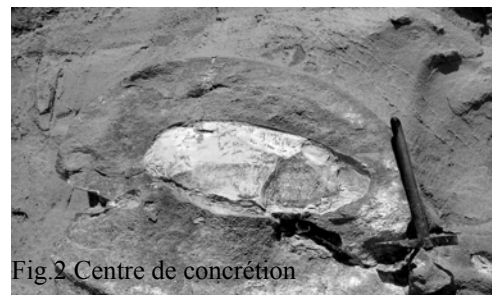


Fig.2 Centre de concrétion

La forme des concrétions peut être: sphérique, elliptique ou composée (fig.3, 4). La forme composée est due à l'accroissement ensemble de plusieurs concrétions, chacune ayant un centre de solidification propre, après la jonction le processus de croissance continue en résultant des formes très étranges (des concrétions avec des petits, des concrétions de forme égale, unies l'une à l'autre pendant l'évolution).



Fig.3 Concrétions sphériques



Fig.4 Concrétions composées

Les dimensions et la répartition des concrétions sont très variées, ayant un diamètre de 3-4 cm. Jusqu'à 1,5-2m. La fréquence des concrétions à diamètre grand est conditionnée par la présence des facteurs concrétogénétiques (sédiments sablonneux, centre actif de solidification, milieu physico-chimique approprié, et le temps nécessaire à la diagenèse.

L'appréciation de la fréquence des concrétions de Feleac est relative; selon nous elle est estimée être représentée d'environ 1/10.000 et 1/100.000 du volume du sable.

La structure pétro-minérale des concrétions dans la nature est fréquemment concentrique et plus rarement stratiforme.

La composition pétro-minérale est constituée en majorité de matières de nature détritique (10-15%) d'origine métamorphique (quartz), magmatique (granites, pegmatites, andésites) et de constituants minéraux (85-90%) représentés par feldspaths, chlorite, apatite et rarement épidote.

La désagrégation et l'altération. Les concrétions de Feleac sont bien conservées in situ, dans le sable sarmatien qui s'est formé, mais une fois apportées à la surface par des processus exogènes (glissements de terrain, tremblements, érosions) ou endogènes (mouvements tectoniques), celles-ci sont soumises à l'action de désagrégation et d'altération.

Les processus de désagrégation et d'altération commencent de l'extérieur vers l'intérieur et continuent vers le centre sur les surfaces discontinues et sur les plans de stratification, ou après les surfaces de cimentation concentrique en poursuivant les superficies composées.

La désagrégation peut apparaître aussi après les surfaces de désagrégation secondaires (la fragmentation après une direction perpendiculaire sur le centre). L'altération a lieu sous l'action du facteur biogène et elle est provoquée par des lichens et des bactéries, qui s'installent sur la surface ou dans les zones de discontinuité qui contribue à la formation de plusieurs fractures fines.

La couverture du sol. Sur la matière qui résulte par la désagrégation –altération des concrétions grasses de Feleac, ainsi que sur les dépôts de sable sarmatiens se forment des sols du type luvosols typiques et albiques et eutricambosols.

Conclusions

Les concrétions grasses de Feleac sont une particularité du municipe de Cluj-Napoca, leur genèse ayant lieu sur la voie diagénétique (centripète, centrifuge) autour d'un centre de solidification.

La forme de ces concrétions est sphérique, elliptique ou irrégulière, simple ou composée, ayant des dimensions entre 3-4 cm et 1,5-2,0 m en diamètre et leur distribution représente 1/10.000 et 1/100.000.

La désagrégation et l'altération des concrétions grasses de Feleac a lieu de l'extérieur vers le centre sur les surfaces de discontinuité ainsi que après les plans de stratification, sur le matériel parental qui en résulte en se formant des sols de type luvosols albiqes et eutricambiosols.

Podzolisation de matériaux ophiolitiques dans les Alpes Occidentales Italiennes: propriétés physiques, chimiques et minéralogiques.

D'Amico Michele E.¹, Julitta Francesca¹, Previtali Franco¹, Cantelli Davide¹

1: Université de Milano-Bicocca, Département de Sciences Environnementales-Géopédologie, Piazza della Scienza 1, 20126 Milano, Italie. Email : franco.previtali@unimib.it

1 : Introduction

Les sols sur matériaux ophiolitiques sont normalement riches en bases (surtout Mg) et présentent une réaction proche de la neutralité. Ces caractéristiques ralentissent le processus de la podzolisation, même s'il y a les conditions environnementales favorables. Des nombreuses études montrent l'impossibilité du développement de véritables PODZOSOLS sur ces substrats, grâce aux pH élevés, au complexe adsorbant saturé en bases et à l'absence de migration des complexes organo-métalliques.

Dans le Parc Naturel du Mont Avic (Vallée d'Aoste, Italie), on a étudié des sols développés sous forêt subalpine et sur substrats rocheux, couverts par éboulis de gravité et dépôts morainiques, tous constitués de roches mafiques et ultramafiques. Il s'agit de serpentinites (surtout du type antigorite), associées avec chloritoschistes, métagabbros, prasinites et amphibolites. Le bassin orographique n'a pas reçu apports glaciaux ou lithologiques de l'extérieur pendant ou après la dernière glaciation pléistocène. Les sols montrent en majorité la séquence d'horizons O / A / E / BP / C ou R et la morphologie typique des sols podzoliques.

Deux solums typiques - choisis entre les 83 décrits au terrain dans le Parc et analysés au laboratoire – bien représentatifs des sols de l'étage subalpin et développés sur matériaux morainiques dominés par serpentinites et roches mafiques, sont décrits ci-dessous.

2 : Matériels et méthodes

Les deux solums sont localisés entre 1900 et 2000 m d'altitude, sous forêt subalpine de Pin à crochet (*Pinus uncinata*) et mélèze (*Larix decidua*), avec sous-bois dominé par *Rhododendron ferrugineum* et *Vaccinium* ssp.

Les propriétés chimiques des sols ont été étudiées par les analyses standard: pH_{eau} et pH_{KCl}, texture (5 fractions), CEC (extraction en CaCl₂ et titrage par EDTA), bases d'échange et taux de saturation, acidité échangeable. La composition chimique totale des sols et des roches a été déterminée par XRF. Les paramètres typiques de la podzolisation ont été testés par extraction du Fe, Al, Si en oxalate (oxydes amorphes), pyrophosphate (oxydes liés aux substances humiques) et dithionite (oxydes pédogénétiques libres).

La minéralogie des fractions argileuses et sableuses a été étudiée par XRD (saturations en Mg, éthylène-glycol et K, à températures de 25°C, 350°C, 500°C, pour la détermination des phyllosilicates).

3 : Résultats

La composition chimique totale a démontré une genèse des solums et des horizons C de matériaux mafiques (solum P2 = 70% de métagabbro, en poids) et ultramafiques (solum P6 = 95% de serpentinite, en poids). Le pH et le taux de saturation en bases sont extrêmement bas dans tout les horizons, sur serpentinite aussi (Tab.1). On n'a pas localisé des discontinuités minéralogiques appréciables dans le profil. L'altérabilité élevée des éboulis ultramafiques produit une texture plus fine, particulièrement dans les horizons éluviaux, comme en P6.

La redistribution des toutes les formes du Fe est très intense soit sur serpentinite, soit sur roches mafiques, mais Al est redistribué seulement sur ces dernières, à cause de la carence de cet élément dans les minéraux des serpentinites (Tableau 1).

Solum	Horizon	Fe _o (g/kg)	Al _o (g/kg)	Si _o (g/kg)	Fe _d (g/kg)	Al _d (g/kg)	Fe _{tot} (g/kg)	pH (KCl)	TSB %	Ca/Mg
P2	E	2.2	1.2	0.4	3.6	1.4	31	3.7	13.9	1.61
	BP	14.6	5.0	0.8	27.4	5.4	52	4.2	9.3	1.63
	BPm	6.6	10.6	2.6	16.5	10.6	51	4.3	6.1	1.75
	Cm	2.1	5.1	1.7	6.4	4.7	40	4.5	13.9	1.41
P6	AE	2.9	1.0	0.6	10.6	1.1	42	3.4	29.9	0.67
	E	1.7	0.7	0.5	6.5	0.6	40	3.3	20.6	0.57
	BP	2.8	0.6	0.5	21.4	1.1	61	3.7	18.7	0.13

Tableau 1. Principaux paramètres chimiques des deux solums.

Sur roches mafiques, la séquence d'altération est semblable: les horizons E sont les plus altérés, dominés par smectite, vermiculite et VHI (vermiculite hydroxy-interstratifiée), suivis par chlorite; serpentine et talc sont en traces. L'horizon BP est moins altéré, dominé par VHI et chlorite et seulement traces de vermiculite; la smectite est absente; le serpentine est environ 15%. Les horizons BPm et Cm sont peu évolués, dominés par la chlorite, suivie par amphibole, plagioclase et serpentine.

Sur serpentinite, la minéralogie des argiles montre une altération très avancée dans les horizons éluviaux AE et E, au contraire très basse dans le BP. Dans les horizons éluviaux, les minéraux plus abondants sont smectite, chlorite et talc; le serpentine est moins abondant que la chlorite. Autres minéraux sont VHI et interstratifiés chlorite-illite. Dans les horizons podzoliques, le serpentine est dominant, suivi par la chlorite peu abondante et par traces de talc et interstratifiés chlorite-vermiculite. Les smectites sont absentes.

Le rapport Ca/Mg est particulièrement bas (< 2) et dans le BP du P6 il est même plus bas que 0.2, mais en conditions de désaturation ou même de oligosaturation. .

L'humus est de type mor sur roches mafiques et mor-moder sur serpentinites (AE de insolubilisation).

4 : Conclusions

Le processus de podzolisation est normalement considéré impossible sur roches ultramafiques, mais sous la forêt subalpine du Parc Naturel du Mont Avic la morphologie et la chimie des sols sont typiquement podzoliques. En effet, la succession et la morphologie des horizons, les très bas valeurs des pH et des taux de saturation en bases, la redistribution du fer et des métaux lourds, déposent en faveur de la podzolisation. La minéralogie des argiles aussi est typiquement podzolique: les horizons plus altérés sont dominés par la smectite, la vermiculite et les VHI; les horizons illuviaux, peu altérés, sont très semblables au matériau parental.

Du point de vue taxonomique (Référentiel Pédologique, 1995), la classification provisoire est :

Solum P2 : PODZOSOL DURIQUE sub-alpin, de moraine de métagabbro, sous pinède à *Pinus uncinata*

Solum P6 : PODZOSOL MEUBLE lithique, sur moraine de serpentinite, sub-alpin, sous pinède à *Pinus uncinata* et *Ericaceae*.

Par ailleurs : a) l'aluminium est concentré dans les horizons BP seulement sur matériaux mafiques ; b) les solums seraient magnésiques ou même hyper-magnésiques, mais ils sont désaturés ou oligosaturés.

Donc, les doutes au sujet du/des processus pédogénétique/s réellement agissant/s subsistent encore ouverts.

Impact de la saturation en eau et de l'apport de matière organique sur la disponibilité des métaux dans les sols ultrabasiques du massif de Koniambo (Nouvelle-Calédonie)

Quantin Cécile 1, Bourdais-Massenet Marion 1,2, Perrier Nicolas 2,3, Ambrosi Jean-Paul 2

1. UMR 8148 IDES, Univ. Paris-Sud-CNRS, 91405 Orsay

2. CEREGE, IRD UMR 161, 98848 Nouméa

3. Falconbridge, 98802 Nouméa

Introduction

De nombreux pays utilisent encore les teneurs totales en métaux comme critère de pollution, alors qu'elles sont faiblement corrélées à la fraction réellement bio disponible et ne permettent pas de prédire le devenir des métaux dans les écosystèmes. La biodisponibilité des éléments métalliques des sols est contrôlée par leur origine géochimique, les caractéristiques édaphiques et l'activité biologique. Parmi les constituants du sol, les oxydes de Fe et Mn jouent un rôle majeur dans la séquestration des métaux et contrôlent donc leur devenir, notamment dans les sols ferrallitiques où ils sont présents en quantité importante.

Les sols du massif ultrabasique de Koniambo (nord de la Grande-Terre en Nouvelle-Calédonie) sont particulièrement riches en métaux, comme Fe, Cr, Ni, Co, Mn et V, suite aux processus pédogénétiques naturels. La présence de cette charge métallique, associée à une faible fertilité et un déséquilibre minéral, est à l'origine d'un écosystème extrêmement particulier, et des plantes (hyper)accumulatrices de métaux y ont été découvertes.

Ce massif, promis à l'exploitation minière, présente un grand intérêt biologique et il convient donc d'améliorer la connaissance du fonctionnement des sols, afin d'évaluer les risques de mobilisation des métaux. Pour cela, des incubations de sols en conditions contrôlées (teneur en eau, apport de litière) ont donc été réalisées, afin de quantifier les paramètres de contrôle de la disponibilité des métaux.

Matériels et méthodes

Deux profils de sol (Ferralsols) ont été sélectionnés dans la forêt humide à Nothofagus, dans le bassin versant de la Pandanus dans le massif du Koniambo (Province Nord de la Nouvelle-Calédonie), décrits et échantillonnés. Le premier profil (NOT) a été échantillonné sous *Nothofagus balansae* qui est l'espèce végétale dominante, et le second (PHY) sous *Phyllanthus favieri*, qui est une hyper-accumulatrice de Ni. Les analyses classiques (pH, Corg, N, granulométrie, éléments totaux, CEC, ...) ont été réalisées sur la terre fine.

Les échantillons de surface de chaque sol ont été incubés en conditions contrôlées de saturation en eau (80 et 200% de la capacité de rétention en eau - WHC), avec ou sans apport de litière (0 ou 2%) et à 20°C. L'évolution du pH du sol, de la fraction hydrosoluble, échangeable (KCl 1M) et phytodisponible (DTPA 0,005M+ CaCl₂ 0,01M pH 5,3) des métaux a été étudiée, pendant 3 mois.

Résultats et discussion

Les teneurs en métaux des échantillons incubés sont particulièrement élevées : Fe sont 44-48%, Al 3%, Cr 2%, Ni 0,35-0,53% et Mn 0,46-0,61%. La teneur en Si est particulièrement faible et le rapport molaire Ca/Mg inférieur à 0,1.

En conditions aérobies, i.e. 80% de WHC, l'extractibilité des métaux n'évolue pas de façon significative, avec ou sans apport de litière. En conditions anaérobies, i.e. 200% de WHC, la quantité de Mn et Co hydrosoluble et échangeable augmente significativement pendant les deux premières semaines, notamment avec apport de MO, avant de revenir à l'état initial. Ces deux éléments sont fortement corrélés tout au long de l'expérience en conditions anaérobies, suggérant une origine commune. La disponibilité de Mn, Co et Fe, évaluée par extraction au DTPA, augmente également au cours du temps en conditions saturées, mais l'apport de MO ne semble pas avoir d'influence significative sur cette extractibilité. Par ailleurs, on observe une augmentation de pH pour l'ensemble des traitements, qui se stabilise vers 6,2.

Ces résultats montrent que l'état hydrique des sols et l'apport de MO sont déterminants dans la mobilisation de certains éléments métalliques de ces sols. L'apport de MO stimule l'activité microbienne anaérobie impliquée dans la réduction des oxydes de Mn, contenant du Co, et, certainement, des oxydes de Fe mal ou non cristallisés, pendant les semaines suivant la saturation du milieu. Des phénomènes de précipitation/adsorption associés à l'évolution du pH du milieu ont lieu et limitent rapidement la disponibilité de ces éléments. Ni et Cr semblent peu affectés par ces processus, certainement en raison de leur association à des oxydes plus stables et donc moins facilement réduits.

Pour un usage raisonné des tourbières et des tourbes

Louis-Marie Rivière

*Comité Français des Tourbières et de la Tourbe (CFTT - IPS France)
7, rue Alexandre Fleming - 49066 ANGERS, lmriviere@rezo.net*

Importance des zones humides

Les zones humides et les tourbières jouent un rôle majeur pour notre planète. Les tourbières constituent 70 à 75 % des zones humides dans le monde. Elles couvrent 4 millions de km² ou 3 % de la surface des terres. Elles recèlent 10 % des ressources en eau et 30 % du carbone des sols. Ces écosystèmes ont accumulé et continuent d'accumuler des matériaux organiques saturés en eau, anoxique, acide ou alcalin. On trouve des tourbières aux tropiques comme aux pôles, du niveau de la mer jusqu'aux plus hauts sommets alpins.

Usage raisonné des tourbières

L'usage raisonné des tourbières implique qu'aujourd'hui comme demain, l'humanité puisse bénéficier de leurs ressources naturelles et vitales. Les tourbières sont ainsi d'importants écosystèmes offrant une grande diversité biologique. Ce sont des puits de carbone et d'eau douce. Leur capacité totale en carbone égale celle de notre atmosphère et dépasse celle des forêts mondiales. Elles sont étroitement liées à des valeurs sociales et économiques pour des communautés humaines à travers le monde. Elles naissent, vivent et meurent ; elles se sont réduites de 10 à 20 % depuis 1800 en raison des changements climatiques et des activités humaines : énergie, agriculture et forêts, industrie, tourisme.

En Europe, l'agriculture en a été le principal bénéficiaire sur 125.000 km². On estime à plus de 150.000 km² les surfaces de tourbières drainées pour usage forestier. Quant à l'énergie, on estime à 21 millions de tonnes de tourbe annuels transformées en 6 millions de tonnes équivalent pétrole. L'horticulture mondiale utilise environ 40 millions de m³ de tourbe. Ressources vitales locales comme mondiales, les tourbières sont de plus en plus perçues comme de la plus grande importance environnementale. L'usage raisonné des tourbières implique une approche particulière, éloignée de priorités économiques étroites au profit d'une vision intégrée, globale et planifiée, impliquant toutes les parties pour prendre en compte tous les impacts sur l'écosystème dans leur ensemble. Il faut amener chacun à garantir le droit des futures générations, à partir d'initiatives comme par exemple l'adoption et la promotion de la Convention de Ramsar (Convention pour la conservation et l'utilisation raisonnée des zones humides et leurs ressources) et l'application des thèmes sur l'usage raisonné des tourbières, l'application de la Global Peat Initiative (GPI) avec le soutien de Wetlands International et de ses partenaires, la définition plus précise des critères d'identification et de protection des tourbières à des fins de conservation.

Le Comité Français des Tourbières et de la Tourbe

Notre pays n'a jamais disposé de grandes tourbières en exploitation comme dans les pays d'Europe du Nord. Cependant, nous nous devons d'avoir un regard et une réflexion élargis à un environnement « global ». Cette conviction est à l'origine de la création en 2005, du Comité Français des Tourbières et de la Tourbe, reconnu Comité français de IPS (*International Peat Society*). De cette réunion de compétences, entre scientifiques, chercheurs, représentants des Pouvoirs publics, industriels et simples passionnés, des actions sont engagées pour la promotion d'une utilisation raisonnée et d'une préservation de ces espaces humides dont notre humanité a tant besoin et qui sont, pour certains, en grand danger. Le CFTT est une association (loi 1901) de représentants des pouvoirs publics, de scientifiques,

d'industriels et des sympathisants agissant dans le domaine de la tourbe et des tourbières. Il vise à promouvoir :

1. la collaboration entre les instituts de recherches, les sociétés, les autres organisations et les individus participant à l'étude, la conservation, la restauration, la réhabilitation et l'utilisation raisonnée des tourbières,
2. les connaissances et la compréhension par grand public et les autorités du rôle des tourbières,
3. le conseil aux autorités et organisations dans les politiques publiques relatives à l'utilisation des tourbières,
4. la recherche, les études, la conservation et l'utilisation raisonnée des tourbières et de la tourbe en France,
5. le développement de techniques environnementales et leur application lors de l'utilisation industrielle des tourbières et de la gestion future des zones exploitées,
6. la classification, le contrôle qualité et la standardisation de la tourbe et des produits tourbeux.

International Peat Society (IPS)

IPS est une organisation internationale, non gouvernementale et à but non lucratif, fondée en 1968 au Québec. IPS vise à la conservation des tourbières et à leur exploitation raisonnée par l'échange d'informations, la connaissance scientifique, technique et culturelle des tourbières et de la tourbe. Au 31 décembre 2004, IPS comptait 1.371 membres de 41 pays différents et organisés en 21 comités nationaux.

Dans le souci du développement durable, IPS cherche à atteindre les objectifs suivants :

1. A l'égard de ses membres : fournir information et connaissances profitables pour leurs besoins de scientifiques, d'industriels ou de responsables de l'environnement
2. A l'égard des institutions publiques : instaurer et faire vivre les échanges avec toutes institutions nationales et internationales pour valoriser les tourbières et leur usage raisonné
3. A l'égard de la recherche et du développement : encourager la recherche sur les tourbières et la tourbe, et faire partager ces connaissances
4. A l'égard des instituts d'information et de relations publiques : créer un échange d'informations au sein de la communauté et vers le grand public
5. A l'égard des partenariats : promouvoir tous partenariats au profit des tourbières .
6. A l'égard du financement des actions : obtenir les sources de financement afin d'atteindre les objectifs de IPS

IPS est membre de la Fondation Européenne de l'Energie (EEF) et coopère avec la Société Internationale pour les Sciences de l'Horticulture (ISHS), le Groupe International de Conservation des Zones Humides (IMCG), la société des Scientifiques des Tourbières (SWS) et la Global Peatland Initiative (GPI). Le Président de IPS est actuellement Mr Markku MÄKELÄ du Bureau géologique de Finlande.

Les activités de IPS sont conduites au sein de huit commissions : I – Etudes, classification et conservation des tourbières, II – Utilisation industrielle des tourbes en horticulture et pour l'énergie, III – Utilisation de la tourbe en agriculture, IV – Caractérisation chimique, physique et biologique des tourbes, V – Régénération des tourbières après usage, VI – Médecine et thérapie par les tourbes, VII – Ecologie des tourbières arborées, VIII – Aspects culturels des tourbières. En 2005, un groupe de travail Tourbières et Climat s'est formé comprenant des experts extérieurs à IPS et des membres des huit commissions.

L'organisation édite une revue « Peatlands International ». Le prochain congrès international de IPS est annoncé en Irlande à Tullamore, en 2008, sur le thème : « L'avenir des tourbières – après leur usage raisonné ».

Modélisation de la pédogenèse : un état des lieux

Samouëlian Anatja et Cornu Sophie

INRA, UR0272 Science du Sol, Centre de recherche d'Orléans, BP 20619, F-45166 Olivet Cedex. Anatja.Samouelian@orleans.inra.fr, Sophie.Cornu@orleans.inra.fr

1-Introduction

L'Union Européenne dans sa communication « Vers une stratégie thématique pour la protection des sols », du 16 avril 2002, reconnaît que les sols sont une ressource non renouvelable soumises à différentes menaces (érosion, pollutions) qu'il s'avère donc urgent de protéger afin qu'ils puissent continuer à assurer, sur le long terme, leurs fonctions. Or les sols évoluent en permanence sous l'action de flux de matière et d'énergie. Leur protection à long terme nécessite donc de pouvoir prédire cette évolution. Dans le cadre de la préservation du patrimoine sol, la prévision de l'évolution future des sols, sous l'effet de variables de forçage comme le changement climatique ou l'impact de l'homme, constitue donc un enjeu scientifique majeur recoupant des préoccupations sociétales actuelles. Afin de pouvoir faire des prévisions de l'évolution des sols à l'échelle du siècle en tenant compte de différents scénarios (climatiques ou usage des sols), il est à l'heure actuelle nécessaire de développer des modélisations de l'évolution des sols. Cela revient à faire évoluer au cours du temps la répartition et la composition de la phase solide. Il est alors nécessaire de pouvoir tenir compte des évolutions dues aux processus géochimiques, physiques et biologiques. Or, il existe dans la littérature des modèles couplés géochimie – transferts d'eau et de solutés qui permettent la prise en compte des interactions à l'interface solide – solution. Ce travail présente une analyse critique de ces modèles et leur possible adaptation à une problématique d'évolution des sols.

2- Modélisation couplée géochimie – transfert d'eau et de solutés

2.1 Le module géochimique

Quelque soit le modèle choisi, le module est renseigné par les compositions chimiques initiales de la phase aqueuse, de la phase solide, et par les conditions physico-chimiques du milieu. Cette description initiale du milieu permet le calcul de la spéciation chimique et des indices de saturation à l'équilibre thermodynamique. Dans cette première approche, les compositions et proportions des phases liquide et solide n'évoluent pas. Mais il n'est souvent pas possible de considérer les sols comme à l'équilibre. Il s'avère donc indispensable de prendre en compte les cinétiques de réactions géochimiques, de calculer les quantités de minéraux dissous ou précipités et ainsi de permettre une évolution géochimique des deux phases liquide et solide.

2.2 Le module de transfert d'eau et de solutés

On distingue les modèles qui fonctionnent en milieu uniquement saturé de ceux qui fonctionnent en milieu saturé et non saturé. Dans le premier cas, les modèles reposent sur la loi de Darcy, dans le second cas ils résolvent l'équation de Richards. Néanmoins, dans les sols, les transferts ont lieu dans leur grande majorité en condition non saturées.

Les transports de solutés sont pris en compte par l'équation de convection - dispersion. Une partie d'eau immobile peut également être considérée dans laquelle les transferts ne s'effectuent que par diffusion.

2.3 Les conditions d'adaptation à la problématique de la pédogenèse

Nous avons cerné deux adaptations majeures : i) les bases de données du module de géochimie et ii) les interactions et rétroactions entre les phases solide et liquide.

Les modules géochimiques utilisent des bases de données contenant les constantes de dissociations des espèces aqueuses, les produits de solubilité des minéraux et les constantes cinétiques des interactions eau - minéral et eau - matières organiques. Ces bases de données ont été établies pour des phases minérales pures et bien cristallisées, issues la plupart du temps de gisements. Or les minéraux du sol sont généralement mal cristallisés, contiennent de nombreuses impuretés, et présentent de ce fait des réactivités bien supérieures à celles des phases bien cristallisées. Il est donc nécessaire d'adapter les bases de données déjà établies aux minéraux des sols et de les compléter en ce qui concerne les matières organiques.

A cette difficulté s'ajoute la nécessité d'intégrer les phénomènes d'interactions et de rétroactions entre les phases solide et liquide tant en ce qui concerne l'évolution de la composition des phases solides que celle de leur assemblage et des propriétés physiques qui en découlent. Par exemple, les processus de précipitation/dissolution influencent les propriétés de transferts.

2.4 Les processus mal ou peu modélisés: transfert de particules et processus biologiques

Le lessivage, transfert massif de particules dans les horizons de subsurface, est un des processus pédogénétique majeur. Il est à l'origine de l'ensemble des sols lessivés soit environ 20% des sols d'Europe. Ce processus reste cependant assez mal connu et la modélisation du transport particulaire n'est à l'heure actuelle pas encore suffisamment développée. Le transport de particules est essentiellement associé aux préoccupations de préservation de l'environnement en se focalisant sur les transports de micropolluants vers les aquifères.

Les processus biologiques regroupent aussi bien la bioturbation (c'est-à-dire les transferts verticaux de particules par la faune des sols), le recyclage biogéochimique des éléments chimiques, et les réactions chimiques conditionnées par l'activité microbienne. L'ensemble de ces processus n'est que très peu représenté dans les modélisations mécanistes actuelles. Dans le meilleur des cas, ils ne se rencontrent que sous forme d'une constante ou d'un coefficient empirique.

Conclusions

Le problème de la validation des modèles de pédogenèse se pose. En effet lorsqu'ils sont utilisés pour prédire une évolution des sols, la référence de validation n'existe pas encore. Les validations qui existent actuellement s'appuient sur les évolutions déjà passées, auxquelles on a accès par le biais des chrono-séquences notamment et les suivis de la qualité des eaux sur de longues périodes. A notre connaissance, ces dernières sont rares pour les éléments majeurs des sols, ce qui rend difficile l'utilisation et la paramétrisation de modèles couplés géochimie-transfert.

Néanmoins, la modélisation numérique est un outil cognitif dans la mesure où il permet de vérifier si les hypothèses de fonctionnement mises en oeuvre permettent de retranscrire la réalité. C'est par un aller-retour modèle/expérience/observation que les difficultés liées à la modélisation des processus, au paramétrage, et à la validation pourront être levées.

Remerciement

Cette synthèse bibliographique est issue du Workshop « Modelling of pedogenesis » qui c'est tenue du 2-4 Octobre à Orléans, financé par l'INRA, l'Université d'Orléans, la région Centre, l'AFES, et le conseil général du Loiret.

Le sentier des sols de la Vallée Noble à Osenbach Un projet pédagogique intégré

D. Schwartz

*Image et Ville, UMR7011 CNRS/ULP, 3 rue de l'Argonne, 67083 Strasbourg cedex
dominique.schwartz@lorraine.u-strasbg.fr*

Historique du projet

Le premier objectif était de créer un outil pédagogique pérenne à destination des étudiants. Le projet s'est ensuite étoffé. Après une étude de faisabilité, le dossier a été transmis par la municipalité d'Osenbach à la Communauté de Communes de la Vallée Noble en mai 2004. Le temps écoulé depuis a été consacré à affiner le projet et rechercher des subventions. La réalisation pratique est en cours depuis 2006 (prélèvements de monolithes de sols, confection des posters).

Objectifs du sentier des sols

- Offrir à un public varié un sentier d'initiation à l'environnement sur un thème original.
- Être, à son échelle, un outil de développement culturel et économique local.
- Inscrire l'action dans la durée par la création d'une association chargée de l'animation.

Les nombreux atouts du projet

À l'inverse des sentiers géologiques, botaniques ou viticoles, le concept est original ; la gamme de sol est très variée grâce à la diversité des roches-mères. Le cadre paysager est remarquable. Osenbach est un village montagnard typique, sans excroissances péri-urbaines. L'occupation du sol est très variée : vergers, prés, cultures, vignes, forêts de feuillus et de résineux se succèdent. Le potentiel de fréquentation est par ailleurs élevé. L'Alsace est une région à forte densité de population traditionnellement ouverte à la découverte de la nature. L'accès au village est rapide, tout en étant dépaysant. Le sentier est situé au coeur d'une zone comprenant de très nombreux établissements pour lesquels le sol présente un intérêt fort : écoles, lycées, universités ou organismes professionnels.

Types de public attendu.

Nous avons identifié plusieurs types de publics : habitants du secteur désirant mieux connaître leur cadre de vie, public régional sensible aux thématiques environnementales, scolaires dans le cadre de l'initiation à l'environnement, étudiants et professionnels dans le cadre de leur formation initiale/continue, tourisme vert. L'ensemble de ce public pourrait représenter de 5000 à 6000 visiteurs/an.

Le sentier : cahier des charges, tracé, caractéristiques

En amont du tracé du sentier, nous nous sommes fixés le cahier des charges suivant : éviter les zones faisant l'objet de mesures de protection pour leur flore ; utiliser le réseau de chemins et sentiers existant ; limiter l'impact paysager ; éviter les difficultés de marche ; valoriser ou intégrer les ressources locales (beauté des paysages, camping, commerces,...) ; accès libre, d'où la nécessité de concevoir des panneaux se suffisant à eux-mêmes.

Le tracé retenu est celui d'un sentier en boucle d'une longueur d'environ 5,5 km. Le point de départ est fixé au niveau du camping d'Osenbach. Ce choix correspond à plusieurs objectifs : possibilité de parking et de manœuvres pour tous types de véhicules ; offrir aux occupants du camping une activité ludique à portée immédiate ; à l'inverse, faire découvrir le camping aux visiteurs du sentier ; moindre nuisance pour les riverains ; départ immédiat en forêt,... Le temps total de parcours est variable. De deux heures pour un visiteur (très) pressé, il atteindra 3 heures avec une lecture attentive des panneaux. Pour les jeunes scolaires, il faudra compter une bonne demi-journée.

Le sentier proposera 3 types de panneaux :

8 panneaux porteront sur les sols observables sur le tracé (rendzine, sol brun calcaire sur calcaire dur, sol brun eutrophe sur alluvions, sol brun acide sur formation de pente granitique, sol brun acide sur formation de pente gréseuse, sol hydromorphe, sol peu évolué colluvi-alluvial sur paléosol, anthroposol). Cinq panneaux porteront sur des sols non observables sur le tracé mais caractéristiques de certaines régions bien typées d'Alsace (sol brun calcaire sur loess, podzol vosgiens, rankers cryptopodzoliques, sols hydromorphes organiques du Ried , paléo-sol rouge méditerranéen de la Hardt). S'y ajouteront environ 15 panneaux thématiques (pédogenèse, constituants des sols, cycles biogéochimiques, vie dans les sols, rapports sols-plantes, étude du sol et reconstitution de l'histoire des paysages, sols et terroirs, fertilité, l'eau dans les sols,...).

Le sentier : plusieurs niveaux de lecture, plusieurs niveaux d'utilisation.

Il est prévu de faire en sorte que le sentier puisse être abordé de plusieurs manières différentes : lecture des seuls panneaux (= l'essentiel), vente d'une brochure de base reprenant in extenso le texte des panneaux, ce qui permettra aux personnes intéressées de repartir en conservant l'information, ultérieurement confection d'un ouvrage plus détaillé, visites guidées sur demande (groupes divers), ou planifiées (animation scolaire), visites professionnelles avec des spécialistes.

En guise de conclusion...

Toutes les bonnes volontés désirant apporter une aide quelconque sont les bienvenues. L'ouverture du sentier est programmée pour 2008. Une association est en cours de constitution.

Un point sur la réactivité des rouilles vertes et de la fougérite dans l'environnement

Trolard Fabienne¹ et Bourrié Guilhem¹

1 : INRA, UR 1119 Géochimie des Sols et des Eaux, F 13545 Aix-en-Provence, France, trolard@aix.inra.fr, bourrie@aix.inra.fr

Introduction :

La fougérite, de la famille des rouilles vertes, est le constituant responsable de la couleur bleu-vert des horizons des sols hydromorphes, critère universel de diagnostic des « propriétés gleyiques ». C'est un hydroxyde double lamellaire de Fe(II), Mg(II) et Fe(III) de très petite taille dont l'occurrence est contrôlée par les conditions de milieu (Trolard, 2006). Minéral précurseur de la plupart des oxydes de fer (s.l.), la fougérite peut interagir avec de nombreux anions et cations de l'environnement et modifier ainsi leur mobilité ou leur propriété. Par sa structure en feuillets, la fougérite peut agir comme piège anionique et/ou réactif abiotique d'oxydo-réduction pour certains métaux et métalloïdes, tels que l'azote, le chrome, l'arsenic, le sélénium, le cuivre, l'or et l'argent. Ainsi la prise en compte de la réactivité spécifique de la fougérite, lorsqu'elle se forme dans les sols et les sédiments, nécessite aussi une révision des interactions possibles entre les cycles biogéochimiques des éléments cités ci-dessus.

Les rouilles vertes et la fougérite, des pièges anioniques :

La structure des rouilles vertes ou fougérites se caractérise par un empilement de feuillets de type brucite dont les sites octaédriques sont occupés par Fe^{3+} , Fe^{2+} ou Mg^{2+} . Le fait qu'une partie du fer est à la valence 3 donne une charge positive au feuillet, qui est compensée par introduction d'anions interfoliaires. Les anions peuvent être inorganiques, comme Cl^- , OH^- , SO_4^{2-} , CO_3^{2-} ... ou organiques comme $\text{C}_2\text{O}_3^{2-}$... Ces anions présents dans la solution du sol seront retenus par la structure cristallisée lorsqu'elle se forme et sont piégés tant que les conditions de milieu restent stationnaires. Ils sont libérés si le milieu devient plus réducteur, i.e. la fraction de Fe^{3+} diminuant la charge positive du feuillet diminue également. Les anions sont aussi libérés si le milieu devient plus oxydant. A partir de $\text{Fe(III)}/\text{Fe}_{\text{total}} > 1/3$, les ions Fe^{3+} peuvent être proches voisins, ce qui entraîne une réaction d'oxolation (Jolivet, 1994) et déstabilise les liaisons $\text{Fe} - \text{OH} - \text{Fe}$, transformant les rouilles vertes et fougérites en oxyhydroxydes de fer telles que la goéthite ou la lépidocrocite.

On montre également que l'enthalpie de formation des rouilles vertes est une fonction linéaire de l'électronégativité de l'anion interfolaire (Bourrié *et al.*, 2004). Cette propriété a pour conséquence de déterminer une sélectivité différentielle entre les différents anions suivant la succession : $\text{Cl}^- < \text{OH}^- < \text{SO}_4^{2-} < \text{CO}_3^{2-} < \text{oxalate}$, stabilisant de manière croissante la structure des rouilles vertes, et permettant l'échange d'anions interfoliaires.

A Fougères, les tests d'équilibre minéraux-solution montrent que la solution du sol est toujours sous-saturée lorsque l'anion interfolaire est Cl^- , toujours à l'équilibre ou sur-saturée lorsque OH^- est l'anion interfolaire. Avec les anions carbonate et sulfate, les solutions sont sous – ou sursaturées en fonction des saisons ; les valeurs minimales de $\log \text{IAP} - \log \text{K}$ sont observées en été (Féder *et al.*, 2005).

La présence, dans l'interfolaire d'une rouille verte, d'autres anions comme le nitrate, le sélénate, le phosphate, le citrate ou le chromate déstabilise spontanément la structure du minéral par des réactions d'oxolation, e.g. avec le phosphate qui conduit à la vivianite, ou des réactions abiotiques d'oxydo-réduction.

Les rouilles vertes et la fougérite, des réactifs abiotiques d'oxydo-réduction :

Sur l'échelle classique, la succession admise des couples redox est, par ordre décroissant de potentiel à pH = 7, N(V)/N(VI), Fe(III)/Fe(II) et S(VI)/S(-II)... La position du couple Fe(III)/Fe(II) est fondée sur l'hypothèse que le potentiel est contrôlé par le couple « oxyde » ferrique/ Fe^{2+} à l'équilibre. Mais dès 1992, Stumm et Schulzberger soulignaient que la réduction des oxydes ferriques était possible sur l'ensemble du domaine de stabilité de l'eau.

Des expériences de laboratoire et des calculs d'équilibres thermodynamiques permettent de prédire les interactions entre les rouilles vertes et des éléments chimiques étrangers.

Rouilles vertes, fougérite et nitrate. – Hansen et al. (1996, 2001) montrent que les rouilles vertes – Cl et – SO_4 réduisent le nitrate en ammonium de manière stoechiométrique en quelques heures, les rouilles vertes s'oxydant en oxydes ferriques (s.l.). Les calculs thermodynamiques (Trolard et Bourrié, 1999) montrent que la réduction du nitrate se réalise largement avant la réduction des oxydes ferriques. Par exemple à pH = 6, la réduction des rouilles vertes précède la réduction du nitrate, alors qu'à pH = 8,5, la réduction des rouilles vertes se réalise après la réduction du nitrate. Il en résulte qu'il y a compétition possible entre les rouilles vertes et le nitrate comme accepteur final d'électron et que la présence de fougérite dans les sols peut être un inhibiteur de la dénitrification.

Rouilles vertes, fougérite et sélénate. – Le sélénate (Se^{VI}) est réductible par les rouilles vertes en Se^0 ou Se^{-II} (Refait et al., 2000). Ceci représente la principale voie de réduction abiotique à considérer dans les environnements naturels, sols et sédiments. Cette réaction induit un fractionnement isotopique du rapport $^{80}Se/^{76}Se$ avec un déplacement de $7,36 \pm 0,24$ ‰ des isotopes légers du sélénate dissous qui est préférentiellement consommé lors de la réduction par les rouilles vertes – SO_4 (Johnson et Bullen, 2003). La réduction abiotique du sélénate induit un fractionnement isotopique plus important que celui observé lorsque la réduction est réalisée par des bactéries.

Rouilles vertes, fougérite et métaux et métalloïdes. – De nombreux métaux et métalloïdes, e.g. Cu, Hg, Au, Cr, As ont de multiples états de valence dans le domaine redox de stabilité de l'eau. Leurs propriétés chimiques sont souvent très variables selon leur état de valence. L'introduction de rouilles vertes dans des solutions aqueuses d' $AgCH_3COO$, $AuCl_n(OH)_{4-n}$ ou $HgCl_2$ montre que Ag^I , Au^{III} , Cu^{II} et Hg^{II} sont réduits en Ag^0 , Au^0 , Cu^0 et Hg^0 qui forment alors des nanoparticules (Loughlin et al., 2003). Les rouilles vertes peuvent aussi réduire Cr^{VI} en Cr^{III} et se transformer en goethite chromifère (Skovbjerg et al., 2006).

Références :

- Bourrié G. et al. 2004. - Clays & Clay Minerals, 52, 382-394.
Feder F. et al. 2005. - Geochim. Cosmochim. Acta, 69, 4463-4483.
Hansen et al. 1996. - Environmental Sci. & Technology, 30, 2053-2056.
Hansen et al. 2001. - Applied Clay Science, 18, 81-91.
Johnson T.M. et Bullen T.D. 2003. - Geochim. Cosmochim. Acta, 67, 413-419.
Jolivet J.P. 1994. - De la solution à l'oxyde. Editions du CNRS.
Loughlin et al. 2003. - Chemosphere, 53, 437-446.
Refait P. et al. 2000. - Environmental Sci. & Technol., 34, 819-825.
Skovbjerg L.L. et al. 2006. - Geochim. Cosmochim. Acta, 70, 3582-3592.
Stumm W., Schulzberger B. 1992. - Geochim. Cosmochim. Acta, 56, 3233-3257.
Trolard F., Bourrié G. 1999. – CR Acad. Sci. Paris, 329 IIa, 801-806.
Trolard F. 2006. - C.R. Géoscience, 338, 1158-1166.

Informations sur le facteur temps dans la pédogenèse des sols de la steppe algérienne par l'apport des datations des croûtes, des encroûtements calcaires et d'un horizon noir enfoui

Application aux zones steppiques de Diar El Chioukh et de Djelfa, Algérie.

Hassini Tsaki⁽¹⁾, Laurent Bock⁽²⁾, Jean Marie Marcoen⁽²⁾, Laurent Bock⁽²⁾, Daniel Lacroix⁽²⁾, Léon Mathieu⁽²⁾, Marie Dauchot-Dehon⁽³⁾, Patrick Engels⁽²⁾

(1) Laboratoire d'Ecopédologie, Département de Biologie, Faculté des Sciences Université d'Oran Es Sénia (Algérie 31 000) E.mail : hassinitsaki@yahoo.fr

(2) Laboratoire de Géopédologie, Unité Sol-Ecologie-Territoire, Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux, Avenue maréchal Juin, 27 Gembloux B-5030 (Belgique) E.mail : geopedologie@fsagx.ac.be

(3) Institut Royal du Patrimoine Artistique, Bruxelles (Belgique)

Pour vérifier si la datation des carbonates et des substances humiques permet d'établir une chronologie de la mise en place des matériaux en conformité avec leur situation dans le modelé du paysage. On a choisi des échantillons des couches noires enfouies dans la terrasse qui est en position de "Gharbien" ancien en rive droite de l'Oued El Mellah (coupe située à 4 Km au Nord de la ville de Djelfa) et de deux séries d'étagements de glacis scellés par des croûtes calcaires situés à l'Est de Djelfa (série quaternaire du bassin d'El Oguilla à Diar El Chioukh (Fig. 1) et coupe de la Garra de l'aéroport de la haute surface Moulouyenne de la dépression de Djelfa appartenant aux steppes de l'Atlas saharien).

Les résultats montrent que si on ne peut retenir d'une manière absolue, les valeurs données par les datations au ¹⁴C comme âges réels des formations superficielles calcaires, il n'en demeure pas moins que celles-ci nous aident d'une part à justifier la logique des dépôts quaternaires in situ et d'autre part à vérifier la succession dans l'espace et le temps des formes qui leurs sont corrélatives. Ces datations des accumulations calcaires ont révélé en effet que :

1. Les "âges" (ou plus précisément des TRMA – Temps de Résidence Moyen Apparent), d'un niveau étagé à l'autre, sont en conformité avec la succession et position des dépôts dans le modelé avec cependant des remaniements dont les effets ont été plus accentués sur les glacis jeunes que sur les anciennes surfaces. D'où la nécessité de retenir la topographie comme un paramètre de correction notable dans l'interprétation des résultats.

2. La *dureté* et la *zonation* des croûtes ne peut être retenue comme indicateur absolu et significatif des âges des dépôts calcaires.

3. L'encroûtement de base est d'âge plus ancien que la croûte dure, zonaire de surface.

Cela veut dire qu'il y a une succession des accumulations calcaires dans le temps...Ce qui nous permet de dire que les croûtes et encroûtements calcaires correspondent vraisemblablement à des "paléohorizons" et à des "paléodépôts" !

Fig. 1 : Localisation et positions relatives des échantillons de croûtes et encroûtements calcaires de la série quaternaire de Diar El Chioukh

Echantillon	Matériau	Etagement géomorphologique relatif (**)	Perte en poids (%)	Datation ¹⁴ C
C.13 / b DC I / 0 DC I / 00 DC I / 000	Encr. calc. de base Encr. Friable Croûte calc. Dure Croûte calc. zonaire	Butte témoin de l'ancienne surface du Quaternaire ancien "Saléto-moulouyen"*	60,4 28,8 50 28,9	Sup. à 47 000 B.P 31 210 ± 1 265 B.P 31 595 ± 1 295 B.P 22 190 ± 430 B.P
C.13 / 1	Croûte tuffeuse blanchâtre	Croûte en position de contre-bas de la butte du Quat. ancien "Saléto-moulouyen"*(niveau de remaniement calc. probable)	25,8	14 910 ± 180 B.P
C.107 / 1 C.52	Croûte dure blanchâtre Croûte dure saumonée	Niveaux relatifs "amiriens"	33,8 24,1	20 855 ± 355 B.P 25 085 ± 600 B.P
DC II / 3 C.88	Encroûtement friable saumoné Encroûtement friable blanc	Glacis "tensiftiens"	17,8 65,6	11 735 ± 140 B.P 10 565 ± 120 B.P

(**): coupe de localisation des étagements et positions relatives, cf. Fig. 1

(*) : correspondant au Moulouyen I-II, selon la nouvelle chronologie du Quaternaire marocain (RAYNAL J.P. et al., 1986)

Tab. 1 : Valeurs des datations au ¹⁴C des croûtes et encroûtements calcaires de la séquence de Diar El Chioukh

Fig. 2 : Localisation et positions relatives des échantillons de la série quaternaire de la dépression de Djelfa.

Echantillon	Matériau	Etagement géomorphologique relatif (**)	Perte en poids (%)	Datation ¹⁴ C
DJ II / 7 DJ II / 4 DJ II / 2	Encr. friab. de base Croûte calc. tuffeuse Croûte dure et zonaire de surface	Butte témoin de la haute surface "moulouyenne"	23,2 45,5 41,78	Sup. à 48 000 B.P 36 775 ± 2 770 B.P 34 370 ± 2 085 B.P
DJ I / E1	Matière humique de l'horizon noir ancien	Epan dage "gharbien" de l'Oued El Mellah	(***)	7 970 ± 370 B.P

(**): coupe des étagements et position relatives, cf. Fig. 2

(***) : pour remplir le compteur à bonne pression (710 mm Hg) il a été rajouté 74 % d'anthracite mort à l'échantillon

Tab. 2 : Valeurs des datations ¹⁴C des croûtes, encroûtements calcaires et horizon noir ancien de la série quaternaire de Djelfa

Evolution régressive des sols des zones humides de l'Algérie nord orientale (cas Nechaa Righia w. El Taref)

Zanache Habiba.; Benslama Mohamed.; Ibncherif Hayette.; Amoura Mounia.

Laboratoire de Biologie végétale et Environnement, Département de biologie, Faculté des Sciences, Université Badji Mokhtar Annaba Algérie
Téléphone : 038 875015 e-mail : Zanachabiba@yahoo.fr.

INTRODUCTION

Les zones humides du Nord-Est Algérien se répartissent depuis l'Est du Djebel Fil Fila (long. E. 7°10') jusqu'à l'Ouest de Kef Seghleb (ex. Cap Roux) (long. E.8°30') et sont toutes situées au nord de la latitude (36° 05').

A l'extrême Est se développe le complexe d'El-Kala formé de plusieurs sites dispersés entre l'Oued Mafragh et le lac Tonga. Cet ensemble couvre une surface de 957ha ou Aulnaie de Righia couvre 300ha ;

La végétation est généralement dense et diversifiée où domine l'aulne glutineux, apporte au sol une quantité importante de débris végétaux de toutes natures (Feuilles, rameaux, fruits, etc...) constituent la source essentielle de la matière organique, qui en présence de l'eau, les processus biologiques de décomposition et d'humification sont freinés, de sorte qu'une couche épaisse noirâtre s'accumule à la surface constituée surtout de débris organiques peu transformés donnant naissance à des formations tourbeuses, dont l'évolution est sous le contrôle direct du niveau de la nappe.

PRESENTATION DE LA NECHAA RIGHIA

La Nechâa Righia est située entre le bassin versant du lac Oubeïra et celui de la plaine de la Mafragh, occupant ainsi une surface de 300 Ha . (Habbache,1991). Ses coordonnées géographiques sont : 36° -50'N et 008°-11'E avec une altitude de 25m.

La NECHAA RIGHIA se caractérise par la diversité de ces milieux physiques d'une part et par la diversité biologique d'autre part.

Exploitation et évolution des sols organiques de la Nechaa Righia.

La présence d'eau liée à un sol profond, léger, fertile, riche en matière organique sont autant de facteurs attractifs pour le développement d'une agriculture consommatrice d'eau et de matière organique et cherche un rendement immédiat.

Le processus d'exploitation et de dégradation peut être présenté selon les étapes suivantes :

Etape N° 1 : Pompage de l'eau pour irriguer les cultures

Etape N°2 : Incendies des bordures de la Nechaa et abattage des arbres.

Etape N°3 : Travail du sol par un labour des lisières.

Etape N°4 : Mise en cultures essentiellement des cultures d'été.

Étapes N°5 : Exploité, au plus pendant une durée de 5ans, ces sols complètement épuisés.

Par ce processus cette aulnaie perd 5 à10 ha et parfois jusqu'à 20 ha /an.

Le suivi des propriétés physico-chimiques des sols de la Nechaa Righia a permis d'évaluer le niveau de la nappe, la teneur en matière organique et la texture.

Le suivi de l'évolution des sols de la Nechaa righia à travers des mesures effectuées de 1996 jusqu'à 2003 sur des propriétés des sols (Matière organique, teneur en sable, pH, humidité et épaisseur de la couche organique) selon un tansect qui démarre du centre de la Nechaa vers la dune au Nord.(Un tansect Sud- Nord).

Résultats et discussion

Les résultats obtenus montre que la matière organique du sol a subi une très forte dégradation.

Figure 1) La dégradation de la matière organique est accompagnée par une très forte accumulation de sable. Cette évolution est peu visible au centre de la Nechaa et devient nette à l'extérieur de la Nechaa (Figure 2)

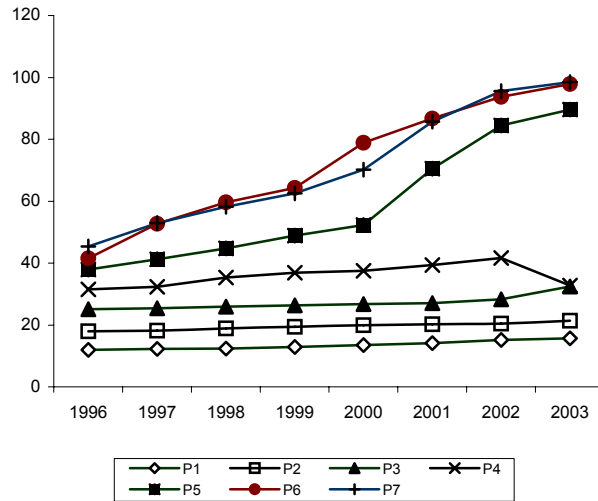
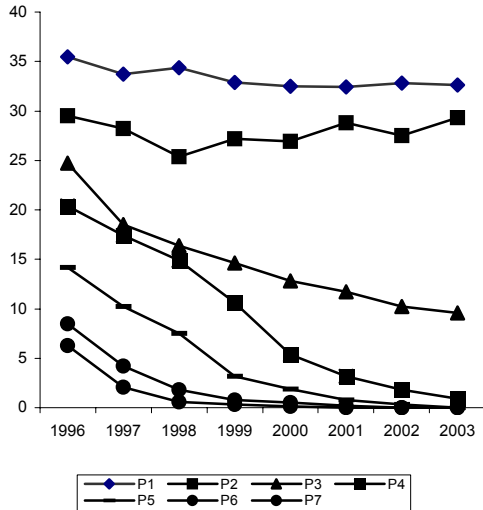


Figure 1 : Evolution de la M.O

Figure2 : Evolution de la teneur en sable

Les valeurs de l'acidité du milieu suivent le même chemin car on passe d'un pH acide au centre à un pH neutre à la bordure de la Nechaa (figure 3).

Le suivi de l'humidité du sol montre une très forte dessiccation des sols de l'extérieur de la Nechaa alors que ceux du centre gardent une humidité assez forte (figure 4).

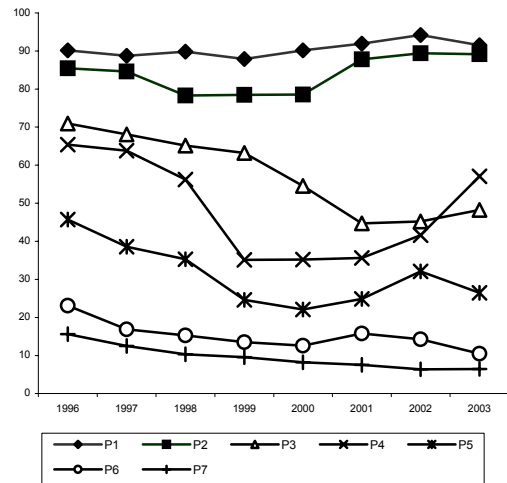
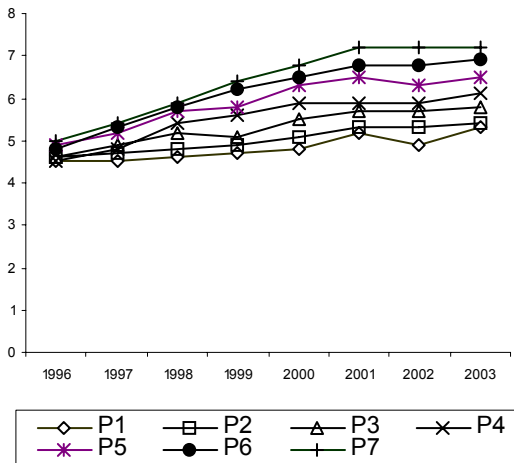


Figure3 : Evolution du pH

Figure5 : Evolution de l'Humidité

Discussion et conclusion :

Les zones humides sont des milieux très hautement productifs, ils sont très fragiles toute perturbation entraîne leur disparition.

En Algérie, et malgré l'effort fourni par les administrations chargées de la gestion de ces milieux, la pression exercée par une population souvent à la recherche d'un gain rapide et facile, est tellement forte; ce qui explique la mise en culture de ces milieux par des méthodes souvent primitives.

THEME 3 CARTOGRAPHIE DES SOLS

COMMUNICATIONS ORALES

Caractérisation rapide des sols de l'exploitation agricole : une méthode associant la connaissance de l'agriculteur à un référentiel régional

Scheurer Olivier¹, Roudaut Jean-Philippe^{1,2}, David Peschard²

1 : Département des Sciences Agronomiques, Institut polytechnique Lasalle Beauvais , rue Pierre Waguet 60026 Beauvais Cedex , olivier.scheurer@lasalle-beauvais.fr

2 : Agrotransfert Picardie, Domaine de Brunehaut 80200 Estrées-Mons

Introduction

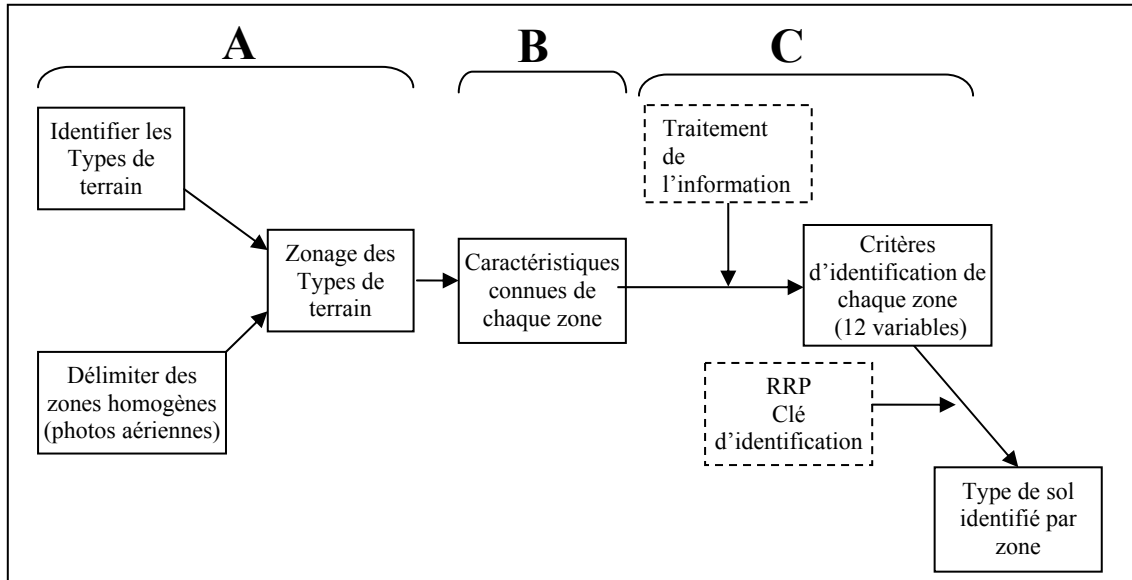
L'élaboration d'une démarche de management environnemental dans l'exploitation agricole nécessite un diagnostic préalable qui identifie les aspects environnementaux à améliorer en priorité et les moyens d'action. Ce diagnostic doit notamment évaluer la sensibilité du milieu à l'impact des pratiques agricoles, qui dépend en partie des caractéristiques du sol. Pour aider les agriculteurs et leurs conseillers dans cette démarche, Agrotransfert Picardie a développé un outil de Diagnostic Agri-Environnemental Géographique (DAEG). Pour évaluer la sensibilité du milieu, les variables « sol » à renseigner concernent l'horizon de surface (texture, matière organique, teneur en calcaire, pierrosité) et l'ensemble du solum (profondeur utile, réserve utile maximale, capacité de stockage en eau). L'unité spatiale d'analyse est la parcelle. Certaines de ces variables –notamment la profondeur- ne sont pas d'un accès immédiat. Pour pallier cette lacune et répondre à des contraintes de coût et de délai, une méthode a été conçue et évaluée dans le contexte de la Picardie. Elle vise à identifier des types de sol au niveau parcellaire, sans recourir à des investigations de terrain, en se basant sur la connaissance de l'agriculteur, couplée à un référentiel pédologique régional. Les variables indicatrices de la sensibilité du milieu sont par la suite extraites du référentiel régional.

Méthode

La méthode est résumée dans le schéma ci-dessous. Les étapes A et B sont réalisées au cours d'un entretien avec l'agriculteur. Elles débutent par l'inventaire des « types de terrain » tels que l'agriculteur les identifie sur son exploitation, puis la délimitation de zones homogènes sur photos aériennes, pour l'ensemble du parcellaire ; on constitue ainsi des groupes de zones affectées au même « type de terrain ». L'unité spatiale d'analyse est la zone, définie au niveau parcellaire ou infra-parcellaire. Les informations mobilisées pour caractériser chaque zone (étape B) sont issues des observations de l'agriculteur et de ses analyses de terre. Le traitement des données (étape C) est opéré par l'enquêteur : il définit la position topographique et la pente dominante de chaque zone à partir du fond topographique IGN et complète les informations manquant sur certaines zones par extrapolation à partir des zones du même « type de terrain » mieux connues par l'agriculteur. A l'issue de ce traitement, chaque zone est normalement renseignée selon 12 variables correspondant aux critères de la clé d'identification des sols associée au référentiel pédologique régional.

Evaluation

La méthode a été testée dans 11 exploitations picardes (Oise pour l'essentiel) de polyculture ou polyculture-élevage, choisies pour leur diversité selon 2 critères : complexité du milieu, connaissance supposée de ses terres par l'agriculteur. La validation de la qualité des données obtenues s'est faite par sondages à la tarière dans 6 zones par exploitation.



Résultats

La collecte des données (étapes A et B) dure entre 3 et 4 heures. Le nombre de types de terre caractérisés varie de 5 à 38 par exploitation (médiane = 16), répartis sur 15 à 69 zones (médiane = 35). Dans 9 exploitations sur 11, la méthode a permis de rattacher plus de 50 % de la SAU (52 à 85 %) à un type de sol du référentiel. Les surfaces non rattachées correspondent en général à des types de sol non identifiés dans le RRP ou à des situations où l'information obtenue conduit à plusieurs types de sol possibles.

La texture d'une zone sans analyse de terre est exactement évaluée dans 55 % des cas ; les forts écarts entre estimation et observation sont peu fréquents (20 % des cas). Ces derniers correspondent à des zones de prairie ou aux milieux pédologiquement complexes. La profondeur du substrat est correctement évaluée dans plus de 2 cas sur 3, notamment grâce aux observations de l'agriculteur lors des prélèvements pour l'analyse du reliquat azoté. La teneur en calcaire et la pierrosité sont correctement estimées dans plus de 8 cas sur 10. Les groupes de zones rattachées à un même « type de terrain » par l'agriculteur semblent relativement homogènes : pour chaque critère, 2 zones d'un même groupe s'avèrent identiques dans plus de 3 cas sur 4 ; les écarts observés correspondent le plus souvent à des modalités voisines du critère testé.

Conclusion

La capacité des agriculteurs à différencier les sols de leur exploitation et à former des groupes de parcelles homogènes est confirmée. Cette connaissance est en général complétée par la pratique des analyses de terre et des mesures de reliquat azoté. La collecte et le traitement de cette information permet de rattacher la majorité des parcelles à un référentiel régional. La fiabilité du résultat varie selon le contexte de l'exploitation. La sensibilité du DAEG à des erreurs de rattachement mériterait d'être étudiée.

Intérêt d'une approche basée sur la détermination des limitations intrinsèques des sols dans le cadre de l'évaluation de leur aptitude à l'épandage de déchets organiques.

Bah Billo, Legrain Xavier, Genot Valérie, Colinet Gilles, Bock Laurent

Laboratoire de Géopédologie, FUSAGx, Passage des Déportés 2, B-5030 Gembloux, bah.b@fsagx.ac.be

1. Introduction

Actuellement, les préoccupations environnementales sont devenues indissociables des considérations socio-économiques liées à l'usage de l'espace rural. Un des aspects du problème concerne les possibilités de valorisation des déchets organiques (effluents d'élevage, boues résiduelles, etc.) en agriculture. En effet, les actions améliorantes recherchées - structure du sol et source d'éléments nutritifs - peuvent s'accompagner d'effets non désirés – déséquilibres physico-chimiques et/ou biologiques.

Cette étude de faisabilité d'une cartographie des limitations intrinsèques des sols à l'épandage de matières organiques résiduelles se base sur la Carte Numérique des Sols de Wallonie (CNSW) à l'échelle 1:20.000. Sans être une carte d'aptitude à l'épandage, une carte des contraintes « sols » n'en constituerait pas moins un outil d'aide à la décision en matière de valorisation de déchets organiques.

2. Matériels et méthodes

L'évaluation repose uniquement sur des critères intrinsèques aux sols (texture, drainage naturel, développement de profil, épaisseur, pierrosité, nature de la charge en éléments grossiers et du substrat géologique éventuellement sous-jacent, etc.) fournis par la CNSW. Le raisonnement est formalisé par l'élaboration d'une clef d'interprétation, le long de laquelle les caractéristiques du sol sont évaluées en terme de limitation par rapport à la percolation, la rétention, la minéralisation, le ruissellement, l'écoulement hypodermique et l'érosion.

Le critère « drainage naturel » constitue le paramètre d'entrée de la clef. Si ce dernier permet avant tout d'estimer la dynamique de l'eau, vecteur des transferts d'éléments, dans le profil de sol, il peut également être interprété comme un indice pédoclimatique pour la minéralisation de la matière organique. Notamment, un drainage naturel très ralenti, dû soit à la présence d'un horizon particulier ou d'un substrat imperméable à faible profondeur, soit à une situation en position de vallée alluviale (proximité par rapport à la nappe alluviale), peut également être interprété comme un risque d'accumulation des déchets organiques épandus et donc de pollution du sol et des eaux de surface, ou comme un risque de transfert vers les eaux de profondeur - nappe alluviale et eaux souterraines. Lorsque le drainage naturel est favorable, les autres critères sont pris en compte et évalués en terme de percolation plus ou moins excessive, de volume utile et de risque d'érosion.

Par ailleurs, certains sols ont été exclus d'office du fait de leur position particulière dans le paysage (sols en zone alluviale ou sols sur fortes pentes, sur affleurements rocheux, ...), ou parce qu'il n'ont pas été caractérisés morphologiquement lors du levé de la carte des sols (par exemple les terrains remaniés, les fosses d'extraction, les zones de sources, etc.).

3. Résultats

10 groupes de sols sont définis selon le type et l'intensité des limitations, allant des sols sans limitation intrinsèque à ceux exclus d'office. Les sols sans limitation sont constitués en majorité des sols limoneux à drainage naturel favorable, suffisamment épais (> 125 cm de profondeur), avec une charge caillouteuse inférieure à 5%. Ils présentent une capacité filtrante correcte du fait de leur drainage favorable et de leur volume important. A l'inverse, les sols à drainage très déficient, ceux à texture sableuse, les sols peu épais (< 40 cm) et/ou très caillouteux (> 50% en éléments grossiers), présentent les limitations les plus sévères.

L'évaluation sur base de critères pédologiques intrinsèques montre que les sols sans limitation se retrouvent majoritairement en Région limoneuse, la plus apte du point de vue agricole. Il semble donc exister une corrélation entre l'absence de limitation intrinsèque à l'épandage et l'aptitude agricole.

4. Conclusions et perspectives

L'évaluation réalisée à ce niveau n'est qu'une étape dans le processus décisionnel pour l'épandage étant donné que seuls des critères intrinsèques aux sols sont pris en considération. Des critères extrinsèques aux sols tels que des données dérivées du Modèle Numérique de Terrain (pente, concavité, convexité, etc.), le climat, l'occupation du sol, les pratiques culturales, le type de déchet organique, la proximité par rapport aux eaux de surface (cours d'eau, plans d'eau, zones humides, etc.), l'habitat, la situation en zone karstique ou en zone de prévention de captage, etc., devront également être considérés à l'aval afin d'assurer un diagnostic plus poussé.

En outre, l'évaluation pourra ultérieurement intégrer des données quantitatives telles que le pourcentage de carbone organique total et la capacité d'échange cationique, disponibles dans les bases de données régionales.

Quelle précision de modélisation de bilan hydrique à l'échelle régionale en fonction de la résolution spatiale des données de cartographie pédologique?

Voltz Marc¹, Leenhardt Delphine²

1: INRA, Laboratoire d'étude des Interactions Sol-Agrosystème-Hydrosystème, UMR LISAH AgroM-INRA-IRD, place Viala, 34060 Montpellier Cedex 1, France, voltz@ensam.inra.fr

2: INRA, Agrosystèmes et Développement Territorial, UMR AGIR INRA-ENSAT BP 52627, 31326 Castanet Tolosan cedex, France, Delphine.Burger-Leenhardt@toulouse.inra.fr

Introduction

L'utilisation de modèles environnementaux à l'échelle régionale nécessite dans la plupart des cas la connaissance de la variabilité spatiale de différentes propriétés de sols. Pour estimer cette dernière, les informations cartographiques issues des prospections pédologiques sont souvent utilisées : stratification de l'espace en unités cartographiques de sol, caractéristiques mesurées ou estimées du sol sur des profils représentatifs des unités cartographiques. Dans ce travail, nous avons étudié l'influence de la résolution et échelle spatiale d'acquisition de ces informations sur la précision de simulation du bilan hydrique du sol sur un secteur d'étude, regroupant une grande partie de la variabilité régionale des sols de la plaine languedocienne. Trois échelles cartographiques ont été comparées 1/10 000, 1/25 000 et 1/100 000.

Matériel et Méthodes

Pour évaluer l'approche cartographique dans son ensemble, ainsi que l'intérêt respectif des deux types d'informations qu'elle apporte, il est intéressant de la comparer à deux approches alternatives. La première repose sur un échantillonnage aléatoire stratifié: on tire au sort le profil de référence au sein de chaque unité de sol. Dans cette approche, seule la stratification réalisée par le pédologue est exploitée; aussi la comparaison de sa précision avec celle de l'approche cartographique stricte nous renseigne sur l'apport d'un échantillonnage dirigé sur les profils de référence choisis par le pédologue. La seconde approche correspond à un échantillonnage aléatoire pur: les sites d'échantillonnage sont tirés au sort à l'échelle de la surface d'étude et la valeur moyenne des mesures sur l'ensemble des sites est supposée valide pour tout point de la surface. On fait ainsi abstraction de toute information pédologique.

La comparaison des trois approches pour la paramétrisation de modèles de bilan hydrique a eu lieu sur un secteur-test de 1328 ha, localisé dans la moyenne vallée de l'Herault et composé de trois sous-secteurs représentatifs de la variabilité pédologique existante dans la plaine languedocienne (figure 1). Les sols du secteur ont été cartographiés à trois échelles différentes, 1/10 000ème, 1/25 000 et 1/100 000ème; ce qui amène à distinguer sur le secteur test respectivement 60, 29 et 19 unités de sol. Pour chaque cartographie, un profil de référence par unité de sol est déterminé par le pédologue. Nous avons évalué, sur le secteur-test décrit ci-dessus, la propagation d'erreurs d'estimation des données d'entrée sol au travers de la simulation du bilan hydrique avec deux modèles de degré de simplification différent. Ces deux modèles ont été définis et développés sur la base d'une classification préalable des types de modèles les plus courants. Les différences principales entre les deux modèles concernent le nombre de données d'entrée sol nécessaires (réserve utile RU, relation pression-teneur en eau $h(\theta)$, conductivité hydraulique à saturation K_{sat}), l'existence ou l'absence d'une séparation entre processus d'évaporation et de transpiration, la représentation du drainage et la complexité de la fonction d'extraction racinaire.

Tableau 1 : Erreurs quadratiques moyenne de simulation de l'évapotranspiration cumulée (en cm²) et du stock en eau à la fin de la saison de végétation (en cm²) pour les 3 approches d'estimation spatialisée des propriétés hydrauliques des sols. Le nombre total d'observations utilisées pour chaque méthode de spatialisation a été respectivement de 23, 18, et 13 pour les échelles cartographiques du 1/10 000, 1/25 000 et du 1/100 000.

Méthode d'estimation des propriétés du sol	Méthode cartographique traditionnelle	Échantillonnage aléatoire stratifié	Echantillonnage aléatoire simple	
Erreurs quadratiques (mm ²)				
<i>Evapotranspiration</i>				
Ms	1/10 000	13.3	18.1	21.6
	1/25 000	13.5	19.9	21.9
	1/100 000	18.1	19.9	22.3
Mc	1/10 000	15.4	17.5	20.3
	1/25 000	14.9	18.1	20.5
	1/100 000	21.2	22.3	20.9
Stock en eau à la fin de la saison de végétation				
Ms	1/10 000	22.0	15.2	30.4
	1/25 000	22.3	17.6	30.7
	1/100 000	32.7	32.8	31.3
Mc	1/10 000	24.4	18.6	29.8
	1/25 000	25.3	18.6	30.2
	1/100 000	32.1	34.1	30.8

Résultats

Un premier résultat attendu de ce travail est que l'utilisation de cartes des sols ne sera pertinente pour la paramétrisation des modèles de bilan hydrique que si la classification des sols a permis une stratification efficace de la variabilité spatiale des propriétés hydrauliques du sol. Notre étude indique ainsi que les échelles cartographiques détaillées au 1/10000^{ème} et au 1/25000^{ème} sont opérationnelles dans cet objectif, au contraire du 1/100000^{ème}. Ce résultat est à souligner dans la mesure où de nombreux travaux utilisent des données pédologiques cartographiées à des résolutions bien plus grossières que le 1/100 000^{ème} pour alimenter les modélisations environnementales. Or nous voyons dans ce cas-test, qu'en comparaison d'une approche cartographique à faible résolution une approche par échantillonnage aléatoire simple est de précision équivalente, alors qu'elle ne repose que sur une simulation de bilan hydrique effectuée avec des propriétés de sol moyennes estimées par moyenne arithmétique des propriétés mesurées aux différents points d'échantillonnage.

Un deuxième résultat concerne l'utilisation des limites de sols définies par l'approche cartographique pour effectuer des échantillonnages stratifiés spatialement. Dans le cas où la stratification pédologique aboutit à une variance inter-classes pédologiques importante et à une variance intra-classe faible, un simple échantillonnage aléatoire au sein de chaque classe apparaît suffisant, le choix dirigé de profils représentatifs étant alors superflu. Dans le cas opposé avec une variance intra-classe importante, le choix du profil représentatif devient essentiel car il permet de mieux estimer la moyenne intra-classe des propriétés de sol.

Enfin, l'étude indique que les stratégies optimales d'échantillonnage ne semblent pas dépendre de la nature du modèle de bilan hydrique. Nous avons obtenu des résultats très comparables entre les deux modèles en termes de hiérarchisation des différentes stratégies d'estimation de leurs propriétés d'entrée.

Structures spatiales et datation des stocks de carbone dans des paysages forestiers et bocagers de plaine

Walter Christian¹, Stéphane Follain¹, Bonté Philippe², Forgeard Françoise³, Legout Arnaud⁴, Marguerie Dominique⁵, Nys Claude⁴

1 : INRA - Agrocampus Rennes, UMR SAS, 65 rue de St Briec, 35042 Rennes, christian.walter@agrocampus-rennes.fr

2 : CEA-CNRS Gif sur Yvette - UMPRI572 : Sciences du Climat et de l'Environnement

3 : CNRS - Université de Rennes 1, UMR Ecobio

4 : INRA Nancy - UR Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers, 54280 Champenoux.

5 : Université Rennes 1/ CNRS - UMR 6566 Civilisations Atlantiques et Archéosciences

Introduction

L'objectif de la présentation sera de restituer les principaux résultats d'un programme ECCO-PNBC de l'INSU, visant à mieux caractériser les structures spatiales des stocks de carbone de paysages bocagers ou forestiers. Ce projet s'est attaché à quantifier et à dater à l'échelle d'un paysage les stocks de carbone dans les différents compartiments (sol, litière, biomasse) constitutifs d'écosystèmes forestiers et bocagers. On a cherché à identifier les facteurs prépondérants des variations spatiales des stocks de carbone au sein du paysage, ainsi que de leur évolution à long terme.

Deux objectifs scientifiques ont été développés :

1. développer une stratégie de changement d'échelle permettant d'estimer les stocks de carbone à l'échelle de paysages forestiers et bocagers, par couplage de mesures locales avec des cartographies des déterminants majeurs des stocks de carbone dans la biomasse et les sols ;
2. identifier par des approches de datation la dynamique des processus ayant conduit à l'organisation spécifique des sols observée dans les paysages bocagers de l'Ouest de l'Europe.

Matériel et méthodes

Le programme s'est fondé sur deux « sites ateliers » labellisés, l'un en forêt (site Atelier Hêtre de plaine de Fougères- ORE Forêt), l'autre en milieu cultivé (« site Montours » de la zone atelier « Bretagne Continentale»). Ces deux sites ateliers sont tous deux situés dans le nord de l'Ille-et-Vilaine sur un même substrat granitique recouvert d'un dépôt de limon éolien.

Sous forêt, la variabilité spatiale des stocks de carbone dans les différents compartiments (sols/humus/végétation arbustive/végétation arborée) a été analysée à deux échelles, pour quantifier l'effet de déterminants jugés majeurs sur le stockage de carbone :

- à l'échelle du versant : deux versants (~1 ha) présentant des gradients d'hydromorphie très différents, caractéristiques des situations du massif forestier, ont été étudiés ;
- à l'échelle du massif forestier (1600 ha).

En milieu bocager, une cartographie haute résolution a été établie sur la base de trois plans d'échantillonnage : (i) un échantillonnage systématique à la tarière selon une grille triangulaire de 25 m de côté; (ii) un échantillonnage à la tarière selon des transects perpendiculaires au réseau bocager, à des distances fixes du talus ; (iii) 10 tranchées continues d'au moins 20 m de longueur, creusées perpendiculairement aux talus.

Résultats et discussions

La figure 1 regroupe les résultats de l'évaluation conjointe des stocks de carbone dans les compartiments sol/humus/végétation, exprimés pour une surface élémentaire, dans les deux types de paysage. En milieu forestier, les stocks médians de carbone dans les sols et

dans la végétation sont du même ordre (15 kgC.m^{-2}), mais la variabilité des stocks est beaucoup plus forte dans la végétation. Les humus constituent un stock plus faible, de l'ordre de 2 kgC.m^{-2} , corrélé positivement au stock dans la végétation, mais apparaissant indépendant du stock dans les sols.

Dans le paysage bocager, les stocks de carbone dans les sols sont légèrement supérieurs à ceux sous forêt (16 kgC.m^{-2}) avec une variabilité plus forte. Les stocks dans les arbres des haies représentent à l'échelle du paysage une quantité médiane faible ($1,5 \text{ kgC.m}^{-2}$), avec une très grande hétérogénéité spatiale. L'âge du peuplement constitue le principal facteur explicatif des stocks de carbone en forêt de Fougères en raison de son incidence très forte sur les stocks dans la végétation. Cet effet est significatif dans les trois sous-compartiments de la végétation (ligneuse, bois mort et sous-bois). Pour les sols, l'hydromorphie constitue le principal facteur de variabilité des stocks de carbone.

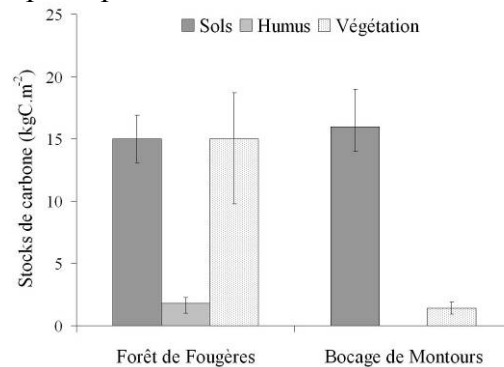


Figure 1 : Comparaison des stocks de carbone (médiane, quartiles) dans les compartiments sol/humus/végétation de la forêt de Fougères et du bocage de Montours.

L'analyse des activités ^{137}Cs sur le site d'étude montre une redistribution importante du césium au cours des dernières décennies, et confirme l'existence de processus récents d'érosion/sédimentation. Néanmoins, la profondeur du signal ^{137}Cs est généralement très inférieure à celle des épaisissements des horizons organo-minéraux, ce qui exclue l'hypothèse des seuls effets de processus récents. La datation ^{14}C de charbons de bois confirme la prédominance de charbons de bois datés du dernier millénaire dans les horizons organo-minéraux et en général la présence de charbons plus anciens dans les horizons sous-jacents.

Conclusion et perspectives

Une méthode originale d'estimation des stocks de carbone à l'échelle d'un massif forestier a été développée : elle s'appuie sur des informations cartographiques préexistantes (type de peuplement, âge de peuplement) couplées à un échantillonnage limité, qui permettent des estimations avec une précision connue des stocks dans les compartiments sols/humus/végétation. La précision de cette approche peut être affinée en tenant compte de l'hydromorphie des sols, soit à partir d'un document cartographique existant, soit par modélisation topographique.

L'estimation des stocks de carbone dans un paysage bocager a montré que ces systèmes présentaient des potentiels de stockage en carbone importants, liés à la biomasse des arbres des haies, mais surtout à l'importance du stockage de carbone dans les horizons profonds des sols. L'utilisation conjointe des techniques de datation a confirmé que ces stocks sont liés à une modification profonde de l'organisation des horizons organo-minéraux, postérieure à la mise en culture (Follain, 2005).

Follain S., 2005 - Effet du réseau bocager sur l'organisation des sols. Redistributions des sols et stockage en carbone. *Thèse Université Rennes I/Agrocampus Rennes.*

Utilisation de la régression par les moindres carrés partiels en cartographie des ETM dans les sols et les sédiments de ruisseaux

H. Bourennane⁽¹⁾, **D. King**⁽¹⁾, **D. Baize**⁽¹⁾, **S. Cornu**⁽¹⁾, **Y. Itard**⁽²⁾, **I. Salpeteur**⁽²⁾

INRA Unité de Science du Sol, BP 20619 Olivet 45166 Cedex, France

BRGM: 3, avenue Claude Guillemin BP 6009 Orléans 45060 Cedex2, France

Email: Hocine.Bourennane@orleans.inra.fr

Résumé

Il est d'usage courant de vouloir expliquer et prédire le comportement d'une ou plusieurs variables (les variables expliquées ou réponses) par des indicateurs plus faciles à mesurer ou à contrôler (les variables explicatives). Cependant, les variables explicatives présentent souvent un très fort degré de colinéarité (variables redondantes). De plus, lorsqu'il s'agit de modéliser un vecteur de variables réponses à partir d'un grand nombre de variables explicatives, la régression multiple par les moindres carrés ordinaires peut s'avérer peu efficiente, voire inadaptée. Il est alors plus pertinent d'appliquer la régression des moindres carrés partiels (RMCP).

L'objectif de ce travail est de modéliser et de cartographier la signature géochimique globale des éléments traces métalliques (ETM) à partir de variables pédologiques (VP) classiquement mesurées en cartographie. Il s'agit également de mieux comprendre l'origine des ETM et d'établir l'importance des contaminations éventuelles d'origine anthropique.

La zone d'étude couvre une surface de 550 km² et correspond au territoire de la carte IGN de La Châtre à l'échelle du 1/50.000. Situé en limite nord du Massif Central au contact entre terrains métamorphiques et sédimentaires, ce territoire présente une large diversité de matériaux géologiques et des teneurs en ETM localement assez élevées. Il a été choisi comme site pilote pour des études sur le fond pédogéochimique. De ce fait, nous avons disposé d'une information relativement abondante sur les sols et sur les sédiments de ruisseaux, à savoir 114 prélèvements dans les horizons de surface et 101 prélèvements dans les horizons de profondeur. Pour chaque prélèvement 7 ETM (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Tl, Zn) et 14 VP (les 5 fractions granulométriques, le carbone organique, la CEC, le pH et les teneurs totales en Fe, Mn, K, Ca, P, Mg) ont été déterminés. Par ailleurs, nous avons disposé de l'analyse de 9 éléments chimiques (Fe, K, Mn, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn, P) dosés dans 91 sédiments de ruisseaux prélevés aux exutoires des bassins versants déterminés sur la zone d'étude.

Dans une première étape, la modélisation du vecteur ETM *versus* VP a été réalisée par RMCP pour les horizons de surface puis, de façon séparée pour les horizons de profondeur. Dans une seconde étape, le vecteur ETM des horizons de surface a été modélisé par RMCP à partir de l'ensemble de l'information (ETM et VP) des horizons de profondeur afin d'identifier les sources potentielles d'ETM. Enfin, ont été examinés, dans une troisième étape les liens entre les teneurs en ETM des sédiments de ruisseaux et l'ensemble de l'information des horizons de sols (ETM et VP surface et profondeur).

La cartographie de la signature géochimique globale des ETM et des VP a été réalisée par krigeage ordinaire des variables latentes résultant de la RMCP. Cette cartographie a été réalisée pour les différents scénarios évoqués ci-dessus. Ainsi, pour chaque ETM, deux structures spatiales ont été inférées, respectivement, à partir de la signature globale des ETM et de celle des VP.

Pour les horizons de profondeur, les résultats montrent que les éléments majeurs (Fe, Mg, Mn) sont les variables les plus pertinentes parmi les VP dans la modélisation du vecteur

ETM. Cela signifie que les variations du vecteur ETM en profondeur sont principalement gouvernées par la composition minéralogique des sols.

Pour les horizons de surface, les VP les plus pertinentes dans la modélisation du vecteur ETM sont très similaires à celles identifiées dans la modélisation du vecteur ETM en profondeur. En effet, selon les résultats d'une validation croisée, 5 VP (Fe, Mg, Mn, CEC, CaCO₃) sur un total de 7 VP sont jugées significatives. Cela dit, le rôle des variables tels que P et CEC, mesurées en surface n'est pas négligeable. Ces 2 variables sont nettement sous l'influence de l'occupation des sols. Ainsi, pour cette première étape, la différenciation pédogénétique du secteur apparaît faiblement marquée entre les horizons de surface et ceux de profondeur.

Les résultats de la modélisation du vecteur ETM des horizons de surface par RMCP à partir de l'ensemble de l'information ETM et VP des horizons de profondeur indiquent que le vecteur ETM des horizons de surface est lié à l'ensemble des éléments du vecteur ETM des horizons de profondeur. Par contre, seulement 5 VP (sur un total de 14) des horizons de profondeur sont pertinentes (Fe, Mg, Mn, CEC, et pH).

Par ailleurs, dans cette étape la modélisation révèle que certaines VP des horizons de profondeur peuvent être plus pertinentes que les ETM des horizons de profondeur dans la modélisation des ETM des horizons de surface. En effet, le pH et la CEC, qui intègrent et reflètent divers processus pédologiques et anthropiques, sont les plus importantes variables des horizons de profondeur dans la modélisation du Ni, Cd, Cu et Tl des horizons de surface. Tandis que les teneurs en Cr, Zn et Pb des horizons de profondeur, respectivement, restent les variables les plus importantes dans la modélisation de Cr, Zn et Pb en surface.

Pour cette seconde étape, nous constatons aussi que les VP et les ETM des horizons de profondeur considérés conjointement permettent une très bonne prédiction des ETM des horizons de surface. Ceci est particulièrement vrai pour les ETM connus pour leur mobilité tel que Zn. Signalons enfin que la prédiction d'un ETM en surface à partir des valeurs de ce même ETM mesurées dans les horizons de profondeur est très médiocre. Cela montre tout l'intérêt d'une approche vectorielle comme la RMCP.

La cartographie des variables latentes résultant de la RMCP a permis d'inférer deux structures spatiales pour chaque ETM aussi bien en surface qu'en profondeur. Il a ainsi été possible de délimiter spatialement des anomalies géochimiques naturelles sur la zone d'étude. En outre, les résultats ont montré que pour 2/3 de la surface totale, l'inférence de la structure spatiale d'un ETM peut être réalisée à partir des vecteurs VP ou bien ETM indifféremment.

Les traitements concernant la troisième étape sont en cours. Il s'agit de modéliser les liens entre les ETM des horizons de surface et les éléments chimiques dosés dans les sédiments des ruisseaux. Les résultats seront présentés lors de la communication orale.

En conclusion, il apparaît que la régression des moindres carrés partiels convient parfaitement à l'analyse de données présentant un très fort degré de colinéarité, des valeurs manquantes et un grand nombre de variables. Les variations des teneurs en ETM aussi bien en surface qu'en profondeur sont principalement gouvernées par la composition minéralogique des sols. Cependant, des processus liés aux activités humaines peuvent contribuer de façon significative à expliquer les variations de certains ETM. Les ETM de surface peu mobiles tel que Ni peuvent être inférés à partir des ETM de profondeur, tandis que les ETM de surface connus pour leur mobilité tel que Zn, nécessitent une information complémentaire sur les VP pour des prédictions plus appropriées. Enfin, nous montrons que la structure spatiale d'un ETM peut être déduite à partir des VP sur un peu plus de 2/3 de la surface d'étude.

Utilisation de spectres de réflectance pour estimer les taux d'argile et de carbonate de calcium de la surface de sol : performances comparées des mesures de laboratoire, de terrain et par télédétection

Lagacherie Philippe¹, Baret, Frédéric², Feret, Jean Baptiste¹, Madeira-Netto Jose³, Robbez-Masson, Jean Marc⁴

1: INRA Laboratoire d'étude des Interactions Sol Agrosystème Hydrosystème (LISAH). UMR 1221 Montpellier,

2 : INRA Unité "Climat Sol et Environnement" (CSE), UMR1114, 84914 Avignon, France

3. EMBRAPA Brasilia Brasil

4 Agro Montpellier, Laboratoire d'étude des Interactions Sol Agrosystème Hydrosystème (LISAH). UMR 1221 Montpellier

Introduction

Notre connaissance des couvertures pédologiques reste encore fortement limitée par les coûts élevés que revêt l'acquisition de données sur les propriétés des sols. A ce titre, l'exploration de nouvelles techniques d'investigation (capteurs de terrain, télédétection) est sans doute une voie majeure de progrès pour la cartographie numérique des sols

Dans cette perspective, les spectres de réflectance des sols mesurés en laboratoire ont déjà démontré leur intérêt pour estimer une large gamme de propriétés de sol et ce à des coûts très inférieurs à ceux d'analyses classiques de laboratoire. Il serait encore plus intéressant de mesurer ces spectres directement sur le terrain, voire d'utiliser leur spatialisation (images hyperspectrales obtenues par télédétection) pour cartographier sur de grandes surfaces les propriétés des sols. Nous avons donc tenté de vérifier cette possibilité en prenant comme exemple deux propriétés usuellement déterminées en cartographie des sols, la teneur en argile et la teneur en carbonates de calcium. L'étude a porté sur la basse vallée de la Peyne, une petite région (80 km²) de la plaine viticole Héraultaise présentant une grande variabilité vis à vis des deux propriétés retenues.

Les données utilisées

Image Hymap : Le spectromètre aéroporté HYMAP fournit des spectres de réflectance de la surface du sol (domaine spectral 400 – 2500 nm, largeur de bande 19nm, intervalle d'échantillonnage 17nm). L'image utilisée dans cette étude a été acquise le 13 juillet 2003 avec une résolution spatiale de 5x5m.

Mesures « au sol » : 55 sites ont été échantillonnés entre 2003 et 2006. Les spectres de réflectance des échantillons de terre fine séchés et tamisés ont été déterminés par un spectroradiomètre portable ASD (domaine spectral 350–2500 nm, largeur de bande 19nm, intervalle d'échantillonnage 17nm). Les spectres de réflectance de la surface du sol ont été également mesurés in-situ sur 22 sites échantillonnés en 2005. Les taux d'argile et de carbonate de calcium des 55 échantillons ont été déterminés par analyse de sol classique.

Des mesures et simulations à des stades intermédiaires entre laboratoire, terrain et images télédétectées ont été réalisées pour identifier précisément les causes de dégradation des performances d'estimation entre ces stades.

Estimation des propriétés de sol : Les taux d'argile et de carbonate de calcium ont été estimés à partir de mesures de profondeur de pics d'absorption observés sur les spectres de réflectance à des longueurs d'ondes spécifiques (technique du « continual removal »). Pour les deux propriétés étudiées, les longueurs d'ondes ont été fixées après étude bibliographique respectivement à 2208 nm et 2341 nm.

Principaux résultats

Les estimations obtenues à partir de mesures de réflectance au laboratoire présentent des précisions élevées et conformes à la littérature quelle que soit la propriété de sol considérée.

	données	n	α	β	RMSE	R ²	RMSE _{Labo}
argile g/kg	Labo_2003	33	2437	-12	34	0.89	35
	Labo_2005	19	1887	54	50	0.82	51
	Labo_2003_2005	52	2128	26	42	0.86	42
	Field_2005	19	1644	85	55	0.78	60
	HYMAP_2003	33	2463	79	46	0.79	92
	HYMAP_2005	19	1791	151	55	0.77	123
	HYMAP_2003_2005	52	1906	130	52	0.77	104
CaCO3 g/kg	Labo_2003	33	8220	-34	35	0.97	35
	Labo_2005	19	9002	-61	56	0.94	57
	Labo_2003_2005	52	8480	-43	44	0.96	44
	Field_2005	19	6010	6	67	0.91	93
	HYMAP_2003	33	9499	-87	95	0.79	96
	HYMAP_2005	19	9237	68	99	0.79	156
	HYMAP_2003_2005	52	6893	30	114	0.69	122

Tableau 1: Résultats d'estimation des taux d'argile et de carbonate de calcium pour différents jeux de données obtenus au laboratoire (« labo »), sur le terrain (« field ») et par télédétection (« hymap »). n: nombre de sites, α et β : paramètres de la régression linéaire, RMSE, R²: erreur quadratique moyenne et coefficient de détermination des calibrations, RMSE_{Labo}: erreur quadratique moyenne obtenue en appliquant la régression linéaire calibrée sur Labo_2003_2005

Une dégradation modérée de la précision des estimations obtenues à partir de mesures de réflectance effectuées sur le terrain est observée. Elle est plus importante pour l'argile, surtout si l'estimation est réalisée avec une relation calibrée au laboratoire. Une analyse fine des causes de dégradation a montré que la perturbation majeure provenait de la pierrosité de surface. Par contre, la présence de crôutes structurales et l'humidité lors de la mesure ont peu d'impact sur la dégradation des performances d'estimation.

Les relations établies entre propriétés du sol et réflectances obtenues à partir d'images hyperspectrales restent largement significatives, en particulier pour le taux d'argile. On note cependant une dégradation notable des estimations lorsque la relation calibrée au laboratoire est utilisée (biais important pour l'argile, forte dispersion pour le Carbonate de calcium). Une analyse fine des causes de dégradation montre que la cause principale provenait de problèmes d'étalonnage du spectre de réflectance mesuré par le capteur HYMAP, les dégradations de résolution radiométrique et spectrale n'ayant qu'un impact modéré sur les estimations.

Conclusion

Les résultats d'estimation de taux d'argile et de carbonate de calcium obtenus en basse vallée de la Payne démontrent l'intérêt des mesures de réflectance pour acquérir rapidement des données sur le terrain et spatialiser les propriétés de la surface du sol. Ils laissent entrevoir l'utilisation généralisée de ces mesures grâce à la mise au point au laboratoire de fonctions de spectrotransfert qui, associées à des procédures de correction des problèmes identifiés dans ce travail, permettront à terme d'estimer la plupart des propriétés usuellement utilisées pour caractériser les couvertures pédologiques. Notons cependant que les résultats obtenus concernent pour l'instant des surfaces de sol nues observées en période sèche. Des travaux ultérieurs devront être entrepris pour étendre ces conditions d'observation et pour aborder la prédiction des propriétés de sol des horizons profonds.

Référence

Lagacherie, P., Baret, F., Feret, J.B., Madeira Netto, J.S., Robbez-Masson J.M. (2007) Clay and Calcium carbonate contents estimated from continuum removal indices derived from laboratory, field and airborne hyper-spectral measurements soumis à Remote Sensing of Environment

Spatialisation du fonctionnement hydrodynamique des sols à l'échelle parcellaire par résistivité électrique.

**Besson Arlène¹, Cousin Isabelle¹, Nicoulaud Bernard¹, Bourennane Hocine¹,
Pasquier Catherine¹, Dorigny Abel¹, Dabas Michel² et King Dominique¹**

1 : Unité Science du Sol, INRA, Avenue de la Pomme de Pin, 45166 Olivet, France

2 : Geocarta, 16 rue du Sentier, 75002 Paris, France

Introduction

Depuis quelques années, des travaux menés en géophysique de surface ont montré la faisabilité de la résistivité électrique pour aider à une segmentation de l'espace et contribuer ainsi à la cartographie des sols. De plus, cette méthode est non destructive et elle permet également d'imager l'évolution des flux d'eau dans les sols (Kemna et al., 2002; Barker and Moore, 1998). Cela dit les mesures électriques sont sous les influences directes ou indirectes de différents paramètres pédologiques eux mêmes en interactions complexes, rendant délicate l'interprétation du signal électrique. Notre objectif est de décrire précisément les variables pédologiques (pérennes et conjoncturelles) et de délimiter des unités de fonctionnement hydrique par un suivi temporel de résistivité électrique à l'échelle parcellaire.

Matériel et méthodes

Le site d'étude

Le site est une jachère de 2 ha située en « Petite Beauce » sur la commune de Villamblain (Loiret, France). Les sols sont argilo-limoneux, calcaires ou calciques -calcisols et calcosols (AFES, 1995)- reposant sur un calcaire localement cryoturbé, tendre ou dur.

Les acquisitions géophysiques

Le dispositif MUCEP (Multi Continuous Electrical Profiling) développé initialement au CNRS (Panissod et al., 1997) est mis en œuvre sur le site d'étude. Il permet l'acquisition en temps réel d'un grand nombre de points de mesure de résistivité électrique à l'échelle parcellaire. Il est composé d'un jeu d'électrodes roulantes, tractées (courant et mesure des différences de potentiel), couplé à un résistivimètre, d'un radar Doppler et d'un dGPS. Sur l'ensemble de la jachère, les différents passages du MUCEP (ou profils) sont espacés de 2m. Le long d'un profil et tous les 10 cm, trois mesures de résistivité électrique apparente sont enregistrées, correspondant, en théorie, à des épaisseurs investies par le courant de 0.5 (voie1), 1 (voie2) et 2 m (voie3). Chaque mesure électrique est corrigée de l'impact de la température (Keller and Frischknecht, 1966). Pendant l'année 2006, quatre prospections MUCEP ont été réalisées avec un pas de temps de 2 mois, la première datant d'Avril 2006.

Description pédologique et suivi des teneurs en eau

Lors de chaque prospection électrique, des échantillons de sol sont prélevés sur le site d'étude afin d'en déterminer, par méthode gravimétrique, leur teneur en eau pondérale (w). Décrits suivant le Référentiel Pédologique (AFES, 1995), 33 sites sont ainsi référencés sur le site d'étude. Les profondeurs échantillonnées sont systématiquement de 0-30, 30-50, 50-70 et 70-100cm, lorsque la profondeur maximale de sol le permet.

Traitement des données

Dans un premier temps, le traitement des données de résistivité électrique, pour chaque date, consiste (1) en une analyse géostatistique de la structuration spatiale et (2) en une interpolation par krigeage sur une maille de 1m. Dans un second temps et pour chaque campagne de mesures électriques, le signal électrique est décomposé en une composante régionale et une composante locale. La structuration spatiale de la variabilité temporelle des teneurs en eau est comparée à l'évolution spatio-temporelle de la composante locale du signal

électrique, tandis que, la composante régionale est mise en relation avec les propriétés pérennes des sols.

Premiers résultats

Les profils hydriques

L'analyse de la structuration spatiale des teneurs en eau et de son évolution temporelle est en cours. A partir d'un site situé au Nord de la jachère en calcisol argilo-limoneux développé sur un calcaire cryoturbé beige apparaissant dès 50cm, une première description des teneurs en eau et de leur évolution temporelle, nous permet de souligner (Figure 1): (1) la diminution des teneurs en eau quel que soit l'horizon, d'avril à août, (2) la remontée des teneurs en eau en octobre principalement pour les horizons de surface et (3) les faibles variations de teneurs en eau de l'horizon de calcaire cryoturbé.

La carte des sols

A partir de la description des 33 sites, une carte des sols de haute résolution est réalisée. 5 unités de sols sont distinguées, se différenciant principalement par leur profondeur, leur caractère calcaire ou calcique et la nature du matériau sous-jacent.

Les cartes de résistivité électrique

Les analyses des structururations spatio-temporelles de la composante régionale et résiduelle étant en cours, seuls sont présentés ici les premiers résultats de données électriques interpolées, obtenus pour les quatre dates à la profondeur théorique intermédiaire de 2m (voie3) (Figure 2). Pour chaque date, des zones de fortes valeurs électriques se distinguent localement au Sud de la jachère alors que sa partie Nord présente des valeurs beaucoup plus faibles. Ce zonage de résistivité retrouvé quelle que soit la date, est mis en relation avec la carte des sols obtenue. Il suggère l'importance de la composante régionale et donc de l'influence des propriétés pérennes sur la résistivité électrique. Cela dit, le suivi temporel de résistivité (Figure 2) montre une évolution des valeurs électriques inversement liée à celle des profils hydriques décrits. Ce fait souligne l'impact des variations de la propriété conjoncturelle-teneur en eau, sur les mesures électriques et donc la possibilité de cartographier le fonctionnement hydrique des sols à l'échelle parcellaire.

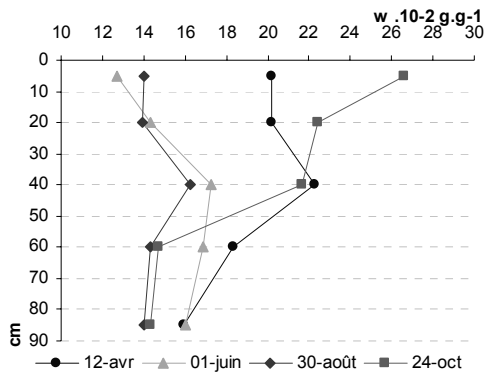


Figure 1 : Les profils hydriques

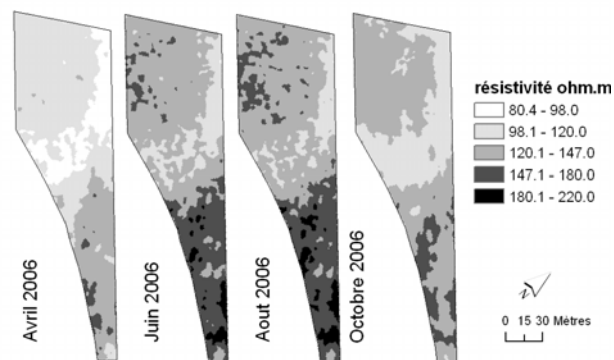


Figure 2 : Les cartes de résistivité (voie3) du site d'étude

Conclusion

En première approche, les résultats montrent la possibilité de cartographier le fonctionnement hydrique à partir de la résistivité électrique à l'échelle parcellaire. Les « unités de fonctionnement » issues du traitement multi-temporel des images seront comparées aux unités cartographiques de sols issues de la carte des sols afin de vérifier si il y a coïncidence ou non entre ces deux types d'unités.

AFES. 1995. Référentiel Pédologique. Baize, D. et Girard, M.C. (coord.), Paris: INRA ed., 332 p.

Barker, R., and J. Moore. 1998. The application of time-lapse electrical tomography in groundwater studies. *Leading Edge* 17:1454-1458.

Keller, G.V., and F.C. Frischknecht. 1966. *Electrical methods in geophysical prospecting*. Pergamon Press, Oxford, 517 p.

Kemna, A., J. Vanderborght, B. Kulesa, and H. Vereecken. 2002. Imaging and characterisation of subsurface solute transport using electrical resistivity tomography (ERT) and equivalent transport models. *Journal of Hydrology* 267:125-146.

Panissod, C., M. Dabas, A. Jolivet, and A. Tabbagh. 1997. A novel mobile multipole system (MUCEP) for shallow (0-3m) geoelectrical investigation: the "Vol-de-canards" array. *Geophysical prospecting* 45:983-1002.

Etude de la croissance d'une plantation de merisiers à l'aide de mesures de résistivité électrique des sols. Mise en évidence des facteurs limitants.

**Nicoullaud B¹, Dufour J², Bourennane H¹, Lelay C¹, Meslier C³,
Pasquier C¹, Verger M³ et Cousin I¹**

¹ INRA, UR 0272 Unité de Science du Sol, Centre d'Orléans, BP 20619, F-45166 Olivet Cedex, bernard.nicoullaud@orleans.inra.fr.

² INRA, UR 588 Unité d'Amélioration, Génétique et Physiologie Forestière, Centre d'Orléans, BP 20619, F-45166 Olivet Cedex, jean.dufour@orleans.inra.fr.

³ INRA, UE 995 Unité Expérimentale d'Amélioration des arbres forestiers, Centre d'Orléans, BP 20619, F-45166 Olivet Cedex, michel.verger@orleans.inra.fr.

Introduction

Les dispositifs expérimentaux utilisés par les améliorateurs forestiers ont pour objectif principal de comparer différentes variétés (critères de croissance et de comportement) et de contrôler l'hétérogénéité des conditions de croissance. La méthode des blocs de Fisher classiquement utilisée, conduit l'expérimentateur à délimiter de la façon la plus précise possible des zones de fertilité homogène, souvent fortement dépendantes des sols.

Les méthodes de cartographies habituellement utilisées par les pédologues permettent d'accéder directement à certains paramètres du sol recherchés mais sont en général lourdes à mettre en oeuvre. Depuis une dizaine d'année, de nouvelles méthodes de cartographie sont apparues apportant des outils supplémentaires, notamment les méthodes qui permettent de mesurer d'une façon quasi continue la résistivité électrique apparente du sol. L'objet de la présente étude est d'examiner l'apport d'une cartographie de la résistivité électrique du sol pour la délimitation de zones homogènes pertinentes et pour l'interprétation de l'essai.

Matériels et méthodes

Le site étudié est une parcelle de 2,4 ha, située sur la commune de Herry (Cher). Le substratum est constitué des calcaires du jurassique surmontés des dépôts des Sables et argiles du Bourbonnais et d'une couverture de limons des plateaux.

La parcelle s'étend sur une longueur de 378 m suivant une direction Est - Ouest, pour une largeur de 100 m. Un levé topographique de la parcelle réalisé à l'aide d'un tachéomètre montre que le dénivelé est faible (7 m). Chaque arbre a été géoréférencé à partir de ce levé.

Le dispositif expérimental permet de comparer la croissance en plantation de familles de pleins frères de merisier issus d'un plan de croisement demi diallèle entre 14 clones. Le dispositif est en blocs incomplets (30) à composition aléatoire, chacun d'eux étant constitué de 57 ou 58 plants. Les parcelles unitaires sont mono-arbre. Chacune des familles est représentée par 30 plants au maximum. La plantation a été réalisée au printemps 1992. La densité est de 714 plants à l'hectare (espacements 4 m X 3,5 m). La hauteur et le diamètre des arbres ont été mesurés à 1, 5, 6 et 10 ans et les données analysées de deux façons :

- par analyse de variance « classique » à deux facteurs contrôlés, (famille et bloc)
- par analyse de variance à un facteur (famille) sur les données corrigées des effets de terrain par la méthode Papadakis itérée (Papadakis 1937, Pichot, 1993).

Des mesures de résistivité ont été réalisées le 27 mai 2005 par la société GEOCARTA qui utilise un dispositif multi-électrodes mobile (ARP), composé en tête d'un dipôle émetteur de courant électrique suivi d'une série de trois dipôles récepteurs de mesure du potentiel électrique du sol dont l'écartement de chaque dipôle est respectivement de 0,5 m, 1m et 2 m.

Leur profondeur d'investigation est environ égale à leur écartement. Le système permet de réaliser des mesures de résistivité au pas de 20 cm quelle que soit la vitesse d'avancement. Les mesures ont été réalisées en faisant 25 transects entre les rangées d'arbres, avec un pas d'échantillonnage de 20 cm (au total 26623 mesures), puis géoréférencées. Après élimination des données aberrantes (perte de contact des électrodes), la valeur moyenne de la résistivité a été calculée pour chacune des voies pour chaque arbre sur une surface de 3,5 mX4m.

Trente deux sondages à la tarière ont été réalisés, géoréférencés et décrits, afin de comprendre la répartition spatiale des sols et de disposer d'un support à l'interprétation des mesures géophysiques. Cinq fosses pédologiques ont été ouvertes dans la parcelle afin d'échantillonner les principaux horizons. Une carte des sols a été tracée en fonction des observations de sols et des mesures de résistivités.

Résultats

Le tableau 1 présente les résultats des analyses de variance par la méthode des blocs et par la méthode Papadakis. Les effets blocs sont très hautement significatifs ce qui traduit la très forte variabilité des conditions de croissance à l'intérieur de la parcelle et un contrôle correct de cette hétérogénéité par le système des blocs. Les effets familles sont très hautement significatifs par les deux méthodes. On note cependant une augmentation assez nette de la valeur du F et une réduction de l'écart type résiduel par la méthode Papadakis par rapport à la méthode des blocs.

	Analyse en blocs		Analyse Papadakis	
	hauteur	diamètre	hauteur	diamètre
Valeur du F famille	4,6***	3,9***	5,3	5,0***
Valeur du F blocs	57,2***	55,9***		
Ecart type résiduel	54	33	45	28

Tableau 1 : Résultats des analyses de variance pour l'accroissement en hauteur et en diamètre de 5 à 10 ans

La mise en relation des paramètres de croissance corrigés des effets variétaux (méthode de Papadakis itérée) avec les mesures de résistivité électrique montre des corrélations hautement significatives quelle que soit la voie de mesure. Plus la résistivité est élevée et plus la croissance est forte, mais il semble que l'on atteigne un palier dans les fortes valeurs de résistivité. On note toutefois une forte dispersion de croissance dans les gammes de résistivité faibles. Dans cette gamme, pour des valeurs de résistivité équivalentes, les croissances des merisiers en sols de limons hydromorphes (luvisols dégradés, AFES, 1995) sont nettement inférieures à celles sur sols développés sur argile lourde (brunisol hydromorphe). L'analyse des résultats montre i) que la croissance des merisiers est d'autant plus faible que les sols sont hydromorphes et ii) que dans les sols faiblement hydromorphes, cette croissance est d'autant plus élevée que les sols sont profonds.

Conclusion

Cette étude montre que des mesures spatialisées de résistivité apparente sont très intéressantes pour aider à la définition de zones d'isocomportement d'un peuplement forestier. Toutefois un diagnostic sur les sols présents dans la parcelle reste nécessaire car des zones de même résistivité peuvent correspondre à des sols différents présentant des contraintes spécifiques pour le peuplement étudié.

Bibliographie :

- AFES, 1995. Référentiel Pédologique – Principaux sols d'Europe, Paris, INRA ed., col. Techniques et Pratiques. 332p
- Papadakis J 1937. Méthode statistique pour des expériences en champ. Thessalonique, Institut d'Amélioration des Plantes, Bull. Sci. 23, 30p
- Pichot C 1993. Variabilité au stade adulte chez *Populus Trichocarpa* Torr & Gray et prédiction juvénile-adulte chez *Populus Trichocarpa* et *Populus deltoides* Bartr, thèse INAPG, 235p.

Apport de la résistivité électrique pour l'estimation spatialisée de la lame d'eau drainée à l'échelle parcellaire

Cousin Isabelle¹, Nicoullaud Bernard¹, Lefebvre Marie-Pierre¹, Dorigny Abel¹, Moeys Julien^{1,2}, Pasquier Catherine¹, Courtemanche Pierre¹, Giot Guillaume¹, Bobachev Alexey^{1,3}, Coquet Yves²

1 : INRA, Unité de Science du Sol, Centre d'Orléans, BP 20619, F-45166 Olivet Cedex

2 : UMR INRA-INAPG Environnement et Grandes Cultures, BP 01, F-78850 Thiverval-Grignon

3 : Department. of Geophysics, Geological Faculty, Moscow State University, Leninskie gory, Moscow, GSP-2, 119992, Russie

Introduction

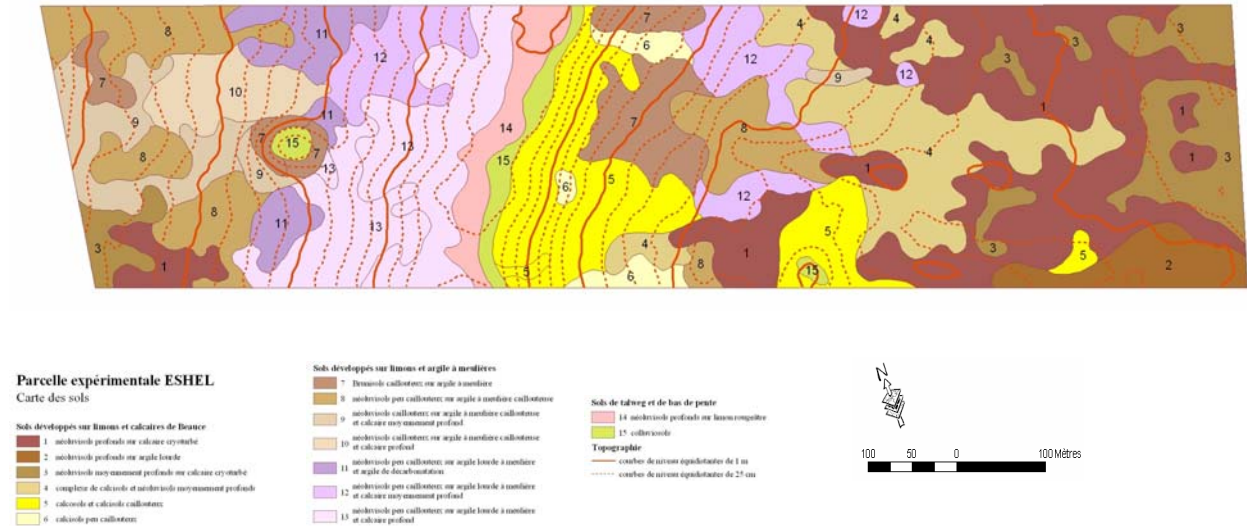
En Beauce, zone de cultures intensives, on observe depuis de nombreuses années une dégradation de la qualité des eaux souterraines par l'accroissement des teneurs en nitrate et en produits phytosanitaires. Dans le cadre de la directive européenne 2000/60/CE, il convient de disposer d'outils permettant une évaluation spatialisée du risque de transfert de ces produits vers la nappe, y compris à l'échelle parcellaire. Les travaux présentés ici concernent l'estimation quantitative de la lame d'eau drainée à la base du sol sur une parcelle hétérogène. La démarche, classique, a consisté à réaliser une carte des sols précises, mesurer les propriétés hydrodynamiques des horizons de sol représentatifs de la parcelle, et estimer, par modélisation, la lame d'eau drainée au cours d'une année hydrologique. L'originalité du travail réside dans l'utilisation de la résistivité électrique, une technologie non destructive pour caractériser, à deux échelles, l'hétérogénéité du milieu.

Matériel et méthodes

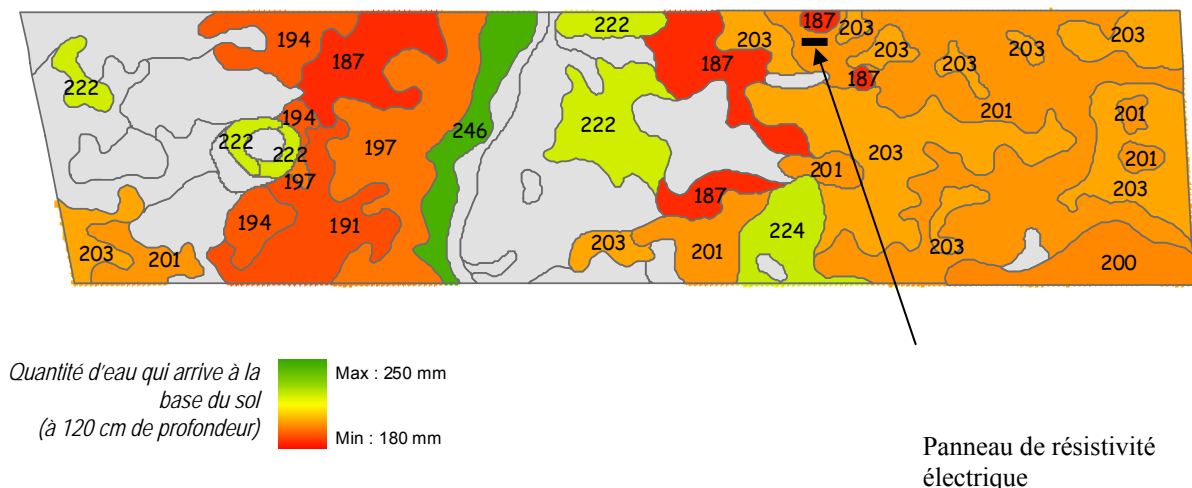
Les travaux s'appuient sur une parcelle d'une vingtaine d'hectares située à Ouarville, en Beauce Chartraine. La carte des sols a été réalisée sur la base d'une prospection géophysique par MUCEP (dispositif tracté de mesure de la résistivité électrique à trois profondeurs), d'un modèle numérique d'altitude réalisé par GPS, et de l'analyse de 180 sondages pédologiques. Des échantillons de sol non perturbés ont été prélevés dans les horizons de cinq fosses pédologiques et l'on a déterminé leurs propriétés hydrodynamiques au laboratoire par la méthode d'évaporation de Wind. Chaque UTS de la carte des sols a été représentée par un profil pédologique synthétique. Le drainage annuel à la base de chaque UTS a été simulé grâce au modèle Hydrus 1D sur la base d'un scénario climatique réel (pluie et évapotranspiration issues de la station de Bricy, en Beauce). Nous avons ensuite analysé la variabilité locale de la quantité d'eau drainée, à l'intérieur d'une unité de sol. Les sondages à la tarière ayant montré une très grande variabilité à courte distance du substrat, la variabilité locale a été déterminée à partir d'une prospection géophysique par panneau électrique sur une trentaine de mètres, à une résolution de 10 cm. La lame d'eau drainée a ensuite été recalculée ponctuellement.

Résultats et discussion

Malgré sa faible surface, la parcelle analysée est très hétérogène, les sols s'étant développés dans un limon déposé soit directement sur le calcaire, soit sur une couverture d'argile à meulière (Figure ci-dessous).



La deuxième carte (ci-dessous) présente l'expression cartographique de la quantité d'eau qui arrive annuellement à la base du sol. Certaines unités cartographiques, constituées de sol très caillouteux pour lesquels la détermination expérimentale des propriétés hydrodynamiques par la méthode de Wind n'a pas été possible, ne sont pas renseignées. On constate néanmoins la très grande hétérogénéité de la parcelle, avec un écart de l'ordre de 30 % sur le drainage entre les zones les moins filtrantes (187 mm dans les néoluvisols sur argile – UTS 12) et les plus filtrantes (246 mm pour les néoluvisols profonds sur limon – UTS 14).



Le panneau de résistivité électrique réalisée sur l'unité de sol 1 (voir carte ci-dessus) met en évidence que la succession des horizons, de même que leur épaisseur, varie à très courte distance. La quantité d'eau qui arrive à la base du sol, calculée par l'application du modèle HYDRUS 1D à différentes positions le long du transect, varie de 202 à 223 mm/an. Les points de drainage élevés représentent autant de zones de fuite potentielles vers la nappe.

THEME 3 CARTOGRAPHIE DES SOLS

AFFICHES

Qualité des sols en Midi-Pyrénées

Premiers résultats du RMQS (Réseau de Mesures de la Qualité des Sols)

Canut Aurore¹, Bur Thomas¹, Grialou Marielle¹, Jolivet Claudy², Probst Jean-Luc¹, Revel Jean-Claude¹ et Guiresse Maritxu¹.

1 : EcoLab – Laboratoire d'écologie fonctionnelle UMR 5245 (CNRS-UPS-INPT), ENSAT, Hydro-bio-géochimie des Bassins Versants, avenue de l'Agrobiopole 31326 Castanet Tolosan, aurore.canut@ensat.fr

2 : INFOSOL, INRA Orléans, Réseau de Mesures de la Qualité des Sols, Avenue de la Pomme de Pin 45166 Olivet, Claudy.Jolivet@orleans.inra.fr

Contexte :

Les activités anthropiques perturbent l'évolution naturelle des sols, ressource naturelle non renouvelable, et conduisent souvent à une dégradation de leur qualité. Le contexte législatif actuel met l'accent sur une prise de mesures efficaces pour les protéger durablement (proposition d'une Directive Cadre sur les Sols). La première étape vers une meilleure gestion de cette ressource est l'établissement d'un outil permettant une évaluation et un suivi de la qualité des sols, celui-ci est en cours de réalisation grâce au RMQS.

Présentation du RMQS en région Midi-Pyrénées :

Le RMQS est un programme national financé par le Groupement d'Intérêt Scientifique Sol et coordonné par l'Unité Infosol de l'INRA d'Orléans. Ce réseau vise à établir un bilan de l'état des sols et de leurs évolutions afin de mieux les préserver. Afin d'être représentatif des types de sols et de leurs occupations, et de permettre une couverture régulière du territoire national, les sites du réseau sont répartis selon une grille systématique avec un maillage de 16 km². En France, ce réseau comprend un total de 2180 sites dont 178 répartis sur l'ensemble de la région Midi-Pyrénées. Parmi ces sites, 53 sont des sites forestiers et font partie du Réseau Européen de Suivi des Dommages Forestiers (ICP Forest niveau 1) et sont mis en place par l'IFN, 5 ne seront pas installés car ils sont situés en zone montagneuse ou en zone trop urbanisée. Les 120 sites restants sont en zones agricoles et sont suivis par l'ENSAT (Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie de Toulouse). Il est prévu que tous les prélèvements et les observations sur le terrain soient achevés en décembre 2007, les résultats analytiques ne sont donc pas encore disponibles. Par conséquent, ne seront présentées dans ce travail que les premières observations de terrain.

Types de sols rencontrés en Midi-Pyrénées :

La majorité des matériaux parentaux (> 75%) rencontrés dans la région Midi-Pyrénées proviennent du démantèlement des Pyrénées pour la partie Ouest et Sud (Molasse du Tertiaire, Calcaire et Alluvions du Quaternaire) alors qu'ils sont issus de matériaux plus anciens dans la partie Nord et Nord Est vers le Massif Central (Calcaire du Secondaire et Schistes). La Molasse représente à elle seule un tiers de ces dernières. Les principaux types de sols observés dans la région sont les Calcosols et Calcisols, les Brunisols, et les Luvisols. A eux seuls, ils représentent plus de 60% des sols rencontrés dans la région. Certains types de sols se développent sur des matériaux parentaux bien particuliers :

- les Calcosols sont principalement issus de Molasse, de Calcaire et de Colluvions
- les Calcisols sont en majorité issus de Molasse mais aussi d'Alluvions du Quaternaire
- les Luvisols sont principalement issus d'Alluvions du Quaternaire et peuvent être issus dans de rares cas, de Molasse et de Schistes.

En revanche, on retrouve certains types de sols sur des matériaux parentaux de nature différente comme par exemple les Brunisols qui sont principalement issus de Schistes et de Molasse acide. On peut également les retrouver au niveau de toutes les roches mères présentes dans la région (sauf le calcaire et le basalte).

D'autres types de sols sont attribués à des matériaux parentaux bien spécifiques comme par exemple les Aluandosols exclusivement issus de Basaltes.

Occupation du Sol :

Les 120 sites du RMQS Midi-Pyrénées suivis par l'ENSAT sont principalement des sites implantés sous grandes cultures, sous prairies permanentes et sous prairies temporaires. Les vignes, vergers et arboricultures sont minoritaires. La répartition des grands types d'occupation des sols observés lors de la mise en place du RMQS Midi-Pyrénées correspond bien à celle déterminée par l'AGRESTE en 2005, mis à part pour la proportion des vignes et des grandes cultures qui apparaît respectivement surestimée et sous estimée par le RMQS. Ces différences devraient diminuer au fur et à mesure de l'avancement du RMQS. En effet, les sites en vignes de la région ont presque tous été prélevés pendant l'année 2006 au détriment des sites en grandes cultures. La répartition des grands types d'occupation des sols observée par le RMQS à la fin 2007 devrait donc se rapprocher des données AGRESTE.

pH des horizons de surface :

Actuellement les valeurs de pH à disposition sont celles déterminées sur le terrain par le test Hellige. Ces valeurs de terrain seront confirmées ou infirmées par des mesures de pH plus précises déterminées en laboratoire. Les valeurs de pH de l'horizon de surface varient en fonction du type de sol considéré. Il se situe généralement entre 7 et 8,5 pour les Calcosols, entre 5 et 8 pour les Calcisols, entre 4 et 6,5 pour les Brunisols et entre 4,5 et 5,5 pour les Luvisols. L'occupation du sol ne semble avoir aucune incidence sur les pH de surface dans le cas des Calcosols et des Brunisols. En revanche, pour les Calcisols et pour les Luvisols, les sols sous prairies sont plus acides que ceux sous grandes cultures.

Conclusion :

En 2006, la moitié des sites RMQS en Midi-Pyrénées a été réalisée, l'ensemble de la région sera achevée dès la fin 2007. Les premières observations de terrain effectuées sont en accord avec les anciens documents cartographiques existants concernant la nature des sols : *Les grands ensembles morpho-pédologiques de la région Midi-Pyrénées* (Chambre Régionale d'Agriculture de Midi-Pyrénées - 1995). Les sites appartenant au réseau RMQS semblent être également représentatifs de la répartition des grands types d'occupation des sols de la région Midi-Pyrénées, ce qui confirme la pertinence et la représentativité de ce réseau. Par ailleurs, les profils de sol décrits sur les sites du RMQS viendront enrichir la base de données d'inventaire des sols de la région en cours de développement dans le cadre du programme Inventaire Gestion et Conservation des Sols (IGCS) mené en parallèle du RMQS en Midi-Pyrénées. Les premières données issues de la description des profils de sols permettent de mettre en évidence certaines variations en fonction du type et de la couverture des sols rencontrés. Des résultats concernant la composition chimique (éléments fertilisants, majeurs et traces) de ces sols sont attendus et permettront d'estimer plus finement la qualité chimique des sols de la région.

Cartographie des sols à l'échelle régionale dans le cadre du programme Sols de Bretagne

Buquen Gaëlle¹, Foucaud Lemerrier Blandine², Le Bris Anne Laure², Walter Christian²

1 : UMR INRA / Agrocampus Rennes Sol, Agronomie et Spatialisation - 4 rue Stang Bihan, 29 000 Quimper, buquen@agrocampus-rennes.fr

2 : UMR INRA / Agrocampus Rennes Sol, Agronomie et Spatialisation - 65 rue de Saint Briec, CS 84215, 35042 Rennes, blandine.lemerrier@agrocampus-rennes.fr, anne-laure.lebris@agrocampus-rennes.fr, Christian.Walter@agrocampus-rennes.fr

Le contexte breton

RMQS et IGCS sont deux programmes coordonnés au niveau national par l'unité Infosol de l'INRA d'Orléans. Le programme « Sols de Bretagne », initié en 2005 pour une durée de 5 ans, et coordonné par Agrocampus Rennes, les mets en œuvre au niveau régional. Le RMQS, volet de surveillance des sols, est mis en place par les Chambres Départementales d'Agriculture. Il a pour objectif de suivre l'évolution de la qualité des sols de 109 sites. Il est complété par le RMQSBiodiv, programme spécifique à la région Bretagne, mené par l'UMR Université de Rennes 1/CNRS Ecobio dans le cadre du programme de développement, validation et application de bioindicateurs soutenu par l'ADEME. Ce dernier permettra d'établir un premier référentiel de la composante biologique des sols et de son activité grâce à une caractérisation de l'ensemble de la biodiversité des sols. Le second volet du programme, IGCS, est conduit par Agrocampus Rennes et a pour but de réaliser le Référentiel Régional Pédologique (RRP) associant une carte des pédopaysages au 1/250 000 et une base de données régionale normalisée à l'échelle nationale. Nous nous focaliserons par la suite sur les différentes étapes de mise en œuvre de ce volet cartographique en Bretagne.

Synthèse des données pédologiques existantes

La connaissance des sols bretons n'est pas exhaustive et est très variable suivant les départements. En effet le département des Côtes d'Armor est couvert par une carte au 1/100 000 réalisée en 1988 par la DDAF, la moitié de l'Ille-et-Vilaine est cartographiée au 1/250 000 alors que le Finistère et le Morbihan ne sont cartographiés que de manière ponctuelle à

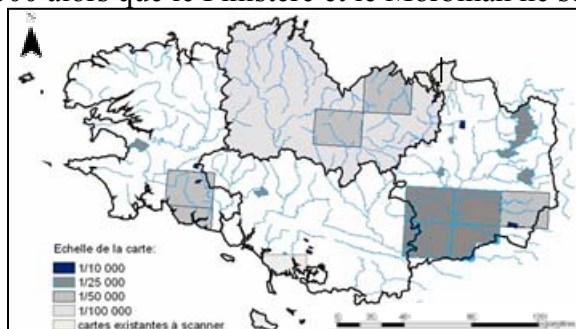


Figure 1

Cartes pédologiques à petite et moyenne échelle en Bretagne (Source : Agrocampus Rennes, 2007)

grande échelle (échelle du bassin versant ou de la commune). De plus, la précision et la qualité des cartes pédologiques existantes sont également variables ce qui rend difficile leur utilisation dans le cadre du RRP. Un des objectifs du programme IGCS est de recenser les cartes existantes à petite et moyenne échelle et de les pérenniser en les numérisant ou en les scannant. A ce jour, pratiquement toutes les cartes valorisables dans IGCS ont été répertoriées et numérisées ce qui représente environ 40% de la surface de la Bretagne (fig.1).

Délimitation des pédopaysages

Compte tenu de la variabilité de la couverture pédologique et de l'échelle du rendu cartographique (1/250 000), il n'est pas possible de représenter tous les types de sol. Les unités figurées sont les unités pédopaysagères, ou pédopaysages. Ces unités regroupent plusieurs types de sols dont les contours ne sont pas délimités mais dont l'organisation au sein de la couverture pédologique et les caractéristiques sont précisées. Ces pédopaysages sont définis par une approche descendante, sur la base d'informations numériques disponibles à

l'échelle de la Bretagne traduisant la variabilité régionale de critères déterminant les types de sol ou influençant leur fonctionnement : le climat (pluie, température), la topographie (Modèle Numérique de Terrain au pas de 50 m), le socle géologique et les formations géologiques superficielles (carte au 1/250 000- BRGM), l'occupation du sol et la trame paysagère obtenus par télédétection (laboratoire COSTEL -Climat, Occupation du Sol et TELédétection- de l'université de Rennes 2), la mesure de la radioactivité naturelle (BRGM). La délimitation des pédopaysages est pour le moment réalisée à dire d'expert ; un modèle visant une délimitation automatique par la fusion de ces différentes couches d'informations sur leur contenu est en cours d'élaboration.

Phase de terrain et constitution de la base de données

Le cahier des charges du programme IGCS indique, pour un label de qualité visé, le nombre moyen d'observations à réaliser. Ainsi, pour obtenir un label moyen, la réalisation de 1 sondage tarière pour 500 ha et de 1 fosse pédologique pour 5000 ha est préconisée. Cette faible densité des observations pédologiques oblige à avoir une stratégie d'échantillonnage pertinente (positionnement optimal des sondages et des fosses pédologiques) pour assurer une représentativité maximale aux points d'observation des sols.

Les points d'échantillonnage sont positionnés a priori au sein des pédopaysages selon trois stratégies : réalisation de sondages le long de transects ou par points isolés positionnés aléatoirement ou semi-aléatoirement. La première stratégie permet, selon Boulet², de mieux comprendre la structure de la couverture pédologique et s'applique aux versants. Les transects sont positionnés manuellement de façon semi-aléatoire par pédopaysage afin de caractériser le maximum de situations présumées différentes. Le positionnement de tels transects est parfois difficile dans les zones rurbanisées, les paysages de plateau ou vallée... On réalise alors un échantillonnage par points isolés qui peut être aléatoire (cas des plateaux, sondages de vérifications dans des zones déjà cartées) ou semi-aléatoire en fonction de l'ordre des cours d'eau (cas des zones de replats en bordure de cours d'eau). En effet, Mourier³ a montré qu'à l'échelle du bassin versant, l'organisation des sols hydromorphes de fond de vallée dépend de l'ordre des cours d'eau.

En chacun de ces points une description précise du sol est réalisée. Une application de saisie sur le terrain, développée en collaboration avec le bureau d'étude SIGBEA, permet aux équipes de consigner directement toutes les observations –géoréférencées- sur un pocket PC. Ces données sont ensuite exportées dans un système d'information géographique. En Bretagne cette phase de terrain est réalisée en parallèle par deux binômes ingénieur/technicien basés à Rennes et Quimper et cartographiant respectivement le Morbihan et le Finistère.

Conclusion

Le programme « Sols de Bretagne », à travers IGCS, vise à améliorer la connaissance systématique des sols et à la relier aux usages qui en sont faits. Sa rigueur méthodologique en fait l'outil idéal pour répondre aux attentes de l'administration, des collectivités territoriales, des organismes de recherche et des bureaux d'études en terme de connaissance du sol, d'autant plus qu'il permet grâce au RMQS d'appréhender l'évolution de la qualité du sol au cours du temps. Les connaissances acquises seront diffusées par le biais d'un site internet. Ce dernier, réalisé en collaboration avec le réseau Bretagne environnement, a pour le moment un rôle d'information et de documentation. Il est en accès libre depuis le 1^{er} décembre 2006 à l'adresse : <http://sols-de-bretagne.fr> . Bonne navigation !

² Boulet, R., 1982. Analyse structurale et cartographique en pédologie. Prise en compte de l'organisation bidimensionnelle de la couverture pédologique : les études de toposéquences et leurs principaux apports à la connaissance des sols. Cahiers ORSTOM, 4: 309-321.

³ Mourier, B., 2004. Organisation spatiale des sols hydromorphes de fond de vallée en fonction de l'ordre des cours d'eau. Application au bassin versant de la Vilaine, Institut National Agronomique de Paris-Grignon.

Qualité physico-chimique des sols forestiers: enseignements en matière d'inventaire et de suivi d'approches à différentes échelles spatiales en Région wallonne.

Colinet Gilles¹, Lecomte Hugues², Genot Valérie¹, Legrain Xavier¹, Bah Billo¹, Weissen Franz¹, Bock Laurent¹

1. Laboratoire de Géopédologie, FUSAGx, Passage des déportés 2, B-5030, Gembloux.

geopedologie@fsagx.ac.be

2. Ministère de la Région Wallonne, DGRNE, Division Nature et Forêt, Avenue Prince de Liège 15, B-5100 Namur

1. Introduction

L'Inventaire Permanent des Ressources Ligneuses, en Région wallonne (Belgique), est un programme d'inventaire et d'observation des ressources forestières qui s'appuie sur un réseau régulier de près de 11.000 points distants de 1.000 m dans l'axe Ouest-Est et de 500 m dans l'axe Nord-Sud. En plus de l'observation sur le terrain de caractéristiques qualitatives (géographiques, administratives, écologiques et sylvicoles), de la collecte de nombreuses informations relatives aux peuplements et aux arbres échantillonnés, ainsi que de mesures dendrométriques, la nature et les propriétés des sols des placettes forestières font l'objet d'un suivi. Les objectifs du suivi pédologique sont (i) l'établissement d'un constat sur l'état des sols forestiers, (ii) le suivi temporel de l'évolution de celui-ci et (iii) l'identification de sites ou situations prioritaires pour des actions de protection ou de restauration des écosystèmes forestiers. Cette étude a pour objet l'identification des déterminants spatiaux de l'état des sols forestiers.

2. Matériels et méthodes.

Actuellement, 332 placettes ont fait l'objet de prélèvements durant les quatre premières campagnes (figure 1). Ces sites sont répartis sur l'ensemble de la Région wallonne et les principaux territoires écologiques sont représentés au prorata de leur importance surfacique au sein du domaine forestier. La plupart des sols sont issus de limons caillouteux et leur morphologie diffère principalement par la nature et l'importance de la charge caillouteuse, l'épaisseur du sol ainsi que par le type d'humus.

Les échantillons composites (0-20cm) ont été prélevés dans une aire de 700 m² autour du point de géoréférencement. Les déterminations de laboratoire sont le pH à l'eau et au KCl (1N), l'acidité d'échange et l'aluminium échangeable (méthode Yuan), le carbone organique total (oxydation sulfo-chromique à chaud), l'azote total (Kjeldhal), la capacité d'échange cationique (Metson), le phosphore total, minéral, organique et extrait à l'acide citrique 1%, les K, Mg, Ca, Mn, Fe et Zn extraits au NH₄Cl 1 %, les teneurs extractibles à l'eau régale (HNO₃ + HCl) en Ca, Mg, K, Al, Fe, Mn, Cu, Zn, Ni, Pb, Cr, Co et Cd.

Le traitement des résultats consiste en un ensemble d'opérations visant à identifier les individus aberrants, effectuer des regroupements fonctionnels ayant une logique pédologique, poser un diagnostic sur l'état des terres et spatialiser ces informations. Les facteurs de régionalisation des propriétés des sols ont été étudiés selon deux approches, en évaluant la pertinence de critères typologiques (comme facteurs de stratification des données analytiques d'une part (approche typologique), par une étude comparée des structures spatiales des variables quantitatives et des facteurs du milieu physique d'autre part (approche géostatistique).

Les stratifications naturelles du territoire utilisées pour l'évaluation sont des unités bio-physiques et climatiques (régions naturelles, territoires écologiques), géomorphopédologiques (plusieurs niveaux d'échelle emboîtés) ou pédologiques (associations de sols, séries).

3. Principaux résultats

L'état nutritionnel et environnemental des sols forestiers peut être spatialisé selon les deux approches, typologique et géostatistique, voire en les combinant. Les exemples présentés illustrent la sensibilité des propriétés édaphiques aux facteurs de régionalisation.

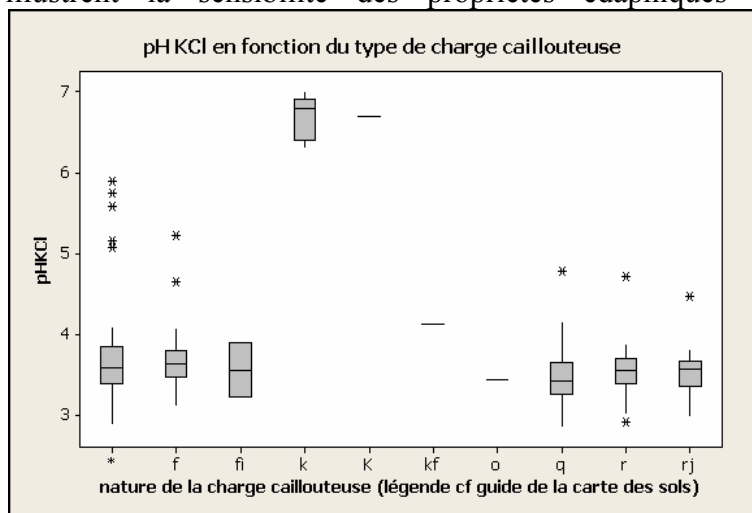


Figure 1 : Différenciation du pH KCl en fonction de la nature de la charge caillouteuse, Inventaire permanent. k, K et kf représentent des charges carbonatées.

d'organisation du milieu naturel qui s'avèrent pertinents comme facteurs de stratification. Le pH, par exemple, est en relation avec la nature de la charge caillouteuse (figure 1). La présence de carbonates engendre une forte dépendance spatiale du pH à faible distance, qui masque une tendance légère plus longue, visible sur les résidus. La teneur en matière organique apparaît davantage liée à la texture des horizons de surface.

Selon le paramètre étudié, ce sont des critères différents mais les résidus du modèle ne présentent pas d'autocorrélation spatiale. La spatialisation peut dès lors s'appuyer entièrement sur la carte numérique des sols. Le Ni extractible à l'eau régale dépend, entre autres facteurs, de la lithologie. La carte lithologique existante présente toutefois trop de détails dans le nord du pays et pas assez dans l'Ardenne. Le nombre de stress trophiques potentiels (carence, excès ou déséquilibre ionique) peut être spatialisé à l'aide de la carte des territoires écologiques. Les résultats montrent une régionalisation claire des stress trophiques potentiels, qui touchent essentiellement le sud du pays. Si l'Ardenne et la Région jurassique sont les régions naturelles les plus touchées, les cartes montrent également une différenciation géographique à l'intérieur même de ces unités, imputable à des spécificités d'ordre lithologique et pédologique principalement, ce qui justifie l'emploi d'approches mixtes de cartographie.

Le suivi temporel, étudié de manière rétrospective à partir des bases de données existantes, n'est possible que pour le pH et la teneur en carbonique. La comparaison des distributions de populations montre globalement une augmentation des teneurs en matière organique et une tendance à l'acidification. Les amplitudes d'évolution diffèrent toutefois d'une unité de milieu à une autre.

4. Conclusions

Il s'avère difficile d'avoir un niveau de découpage du milieu naturel qui s'avère pertinent pour l'ensemble des paramètres étudiés. La nature de la charge caillouteuse est informative par rapport au statut acido-basique, alors que la teneur en carbone organique semble liée aux régions naturelles. Les approches mixtes semblent les plus appropriées pour la cartographie de l'état des sols forestiers car elles permettent de prendre en compte les différenciations spatiales à l'intérieur des unités typologiques. En matière de suivi temporel, dans l'attente des phases de retour sur les points d'inventaire, les comparaisons rétrospectives ne sont possibles que pour le pH et le statut organique. La stratification du milieu naturel en ensembles typologiques permet de nuancer les constats globaux.

Identification des matériaux parentaux d'un système-sols sur formations de pente à l'aide d'un modèle de mélange granulométrique.

Céline Collin Bellier^{*1,2,3}, Jean-Pierre Rossignol¹, Dominique Arrouays², Vincent Champdavoine², Denis Baize³, Dominique King³

1 : Laboratoire de Sciences du Sol, I.N.H., 2 rue LeNôtre, F-49045 Angers

2 : Unité de service Infosol, I.N.R.A. Orléans, av. de la Pomme de Pin, B.P. 20619, F-45166 Ardon

3 : Unité de recherche en Sciences du Sol, I.N.R.A. Orléans, av. de la Pomme de Pin, B.P. 20619, F-45166 Ardon * collinbellier.c@fsagx.ac.be

1 Introduction

Le sol est le résultat de l'action de plusieurs facteurs au cours du temps (modèle CIORPT, Jenny *et al.*, 1941). Dans un contexte sédimentaire à variations latérales et verticales de faciès, il s'agit de comprendre l'effet des facteurs « matériau parental » et « relief » sur l'organisation spatiale des sols et ce, à partir de données facilement accessibles. L'étude se base sur une étude au champ en séquences lithotoposéquence (*i.e.* suivant une ligne de plus grande pente recoupant les formations géologiques) et isoaltiséquence (*i.e.* suivant une courbe de niveau et recoupant une seule formation géologique).

2 Matériel et Méthodes

20 fosses ont été ouvertes, et 60 échantillons représentant ont été décrits, prélevés et analysés (granulométrie 8 fractions). Nous pensons avoir ainsi un panel de l'ensemble des horizons et roches potentiellement parentales présents sur le site.

Nous appuyant sur 2 indicateurs quantitatifs établis à partir du squelette granulométrique, nous avons comparé les horizons entre eux et aux différents matériaux parentaux. De cette étude, il résulte une quantification des degrés (1) d'allochtonie/autochtonie et (2) d'homogénéité/hétérogénéité des sols ainsi qu'une apparente non-corrélation entre les 2 indicateurs. De ce résultat, nous avons formulé l'hypothèse suivante : certains horizons de sols peuvent être le fruit d'un mélange de différents matériaux (Le Calvez, 1979), soit autochtones, soit allochtones. L'origine de ces derniers peut être colluviale sur des distances du décamètre à l'hectomètre, éolienne ou *per descendum*. 3 matériaux possèdent une capacité de mouvement nettement supérieure aux autres présents sur le site et ils seront les seuls à être considérés comme potentiellement allochtones : il s'agit des sables sénoniens (c₄), des sables éoliens N, et des sables glauconieux (c_{3b}). Chaque horizon rencontre donc 4 possibilités de matériaux à l'origine de sa pédogenèse, 3 allochtones et 1 autochtone.

Travaillant à partir du squelette granulométrique, nous avons sélectionné les 4 fractions les plus représentatives et les moins soumises à des évolutions pédologiques. Ceci donne alors lieu à un système d'équations de mélange basé sur ces 4 fractions granulométriques (fig.1). Une fois résolu, ce système quantifie les proportions de chaque matériau intervenant dans le mélange pédogénétique.

Figure 1 : système d'équations où :

- *s_{ff}*, *s_f*, *s_m* et *s_g*, les 4 fractions mesurées des squelettes granulométriques de *H_n* ;

- *H_n* l'horizon étudié ;

- *F_{df}* l'horizon de fond de fosse correspondant au profil où *H_n* est présent ;

- *c₄*, *c_{3b}* et *N* les matériaux ayant contribué à des apports allochtones ;

- α , β , γ et δ sont les coefficients des proportions de chacun des matériaux intervenant dans le mélange..

$$\begin{cases} s_{ff}H_n = \alpha * (s_{ff})F_{df} + \beta * (s_{ff})c_4 + \gamma * (s_{ff})c_{3b} + \delta * (s_{ff})N \\ (s_f)H_n = \alpha * (s_f)F_{df} + \beta * (s_f)c_4 + \gamma * (s_f)c_{3b} + \delta * (s_f)N \\ (s_m)H_n = \alpha * (s_m)F_{df} + \beta * (s_m)c_4 + \gamma * (s_m)c_{3b} + \delta * (s_m)N \\ (s_g)H_n = \alpha * (s_g)F_{df} + \beta * (s_g)c_4 + \gamma * (s_g)c_{3b} + \delta * (s_g)N \end{cases}$$

3 Résultats

L'étude en lithotoposéquence (LTS) a permis d'établir la cohérence entre ce modèle de mélange et les hypothèses de redistributions et de flux le long de celle-ci et aussi de les quantifier (Collin Bellier *et al*, IUSS 2006). Les couches géologiques étant sub-horizontales, il est possible d'examiner l'effet de l'orientation de la pente ou d'autres indicateurs de la forme du relief en se positionnant le long d'une isoaltiséquence. De fait, celle-ci souligne et quantifie l'effet de l'orientation de la pente sur l'organisation spatiale des sols et sur les redistributions latérales des apports. Nous montrons notamment que les variantes de la LTS – troncatures ou identification de nouveaux de types de sols – dépendent en réalité de la forme du relief le long du versant – orientation de la pente, intensité, convexité/concavité au point d'observation.

Figure 2 : Coupe en long de la partie Sud de l'Isoaltiséquence

La figure 2 souligne que :

- les colluvions (issues du c4) se retrouvent en de nombreux endroits et sur des profondeurs sensibles de sol ;
- le thalweg fonctionne et en érosion et en apport ;
- la crête ne fonctionne ni en érosion ni en apport, laissant la possibilité aux sols de se développer.

4 Conclusion

Grâce à une donnée facilement accessible qu'est la granulométrie, nous avons donc :

- (1) caractérisé et quantifié l'origine des matériaux parentaux,

- (2) apporté des éléments de compréhension de la pédogenèse avec notamment le rôle du mélange de plusieurs matériaux.

A l'issue de ce travail, nous proposons un modèle d'organisation spatiale de sols qui résume :

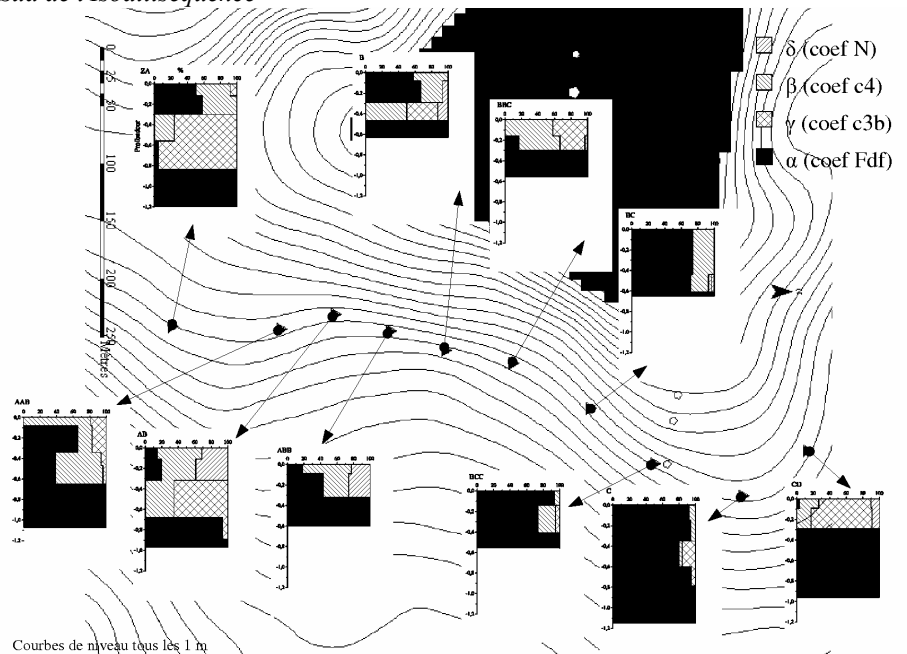
- (1) la distribution régionale des sols,
- (2) un scénario de l'évolution des versants.

Plus généralement, nous établissons que les redistributions latérales sont susceptibles d'influencer très fortement la composition des sols tout au long de leur formation et que le concept de « matériau parental » serait à préciser dans les typologies de sols et de pédogenèses associées.

Enfin, d'un point de vue méthodologique, nous montrons la complémentarité des études menées sur les deux séquences de sols. Il est donc souhaitable, dans le cadre d'étude d'organisation spatiale des sols, de travailler à la fois dans le sens de la pente dominante – *i.e.* LTS – et de façon perpendiculaire à celle-ci – *i.e.* IAS –. L'objectif étant d'aboutir à une vision tridimensionnelle de la formation du système-sol le long des versants, l'IAS pourrait être répétée en différentes situations de la LTS – *e.g.* points d'inflexion de la pente, replat morphologique.

Références bibliographiques :

- Collin Bellier C. *et al* (2006). *Identification of parent material of soils along a lithotoposequence in a sedimentary area using particle-size distribution and mixing equation*. Poster, IUSS Philadelphie
- Jenny H. *et al* (1941). *Factors of soil formation. A system of quantitative pedology*. Mc Graw Hill, New York
- Le Calvez, L. (1979). *Genèse des formations limoneuses de Bretagne centrale : essai de modélisation*. Thèse de doctorat, Université de Rennes



Carte Numérique des sols et aptitude à l'évacuation souterraine des eaux usées traitées en Région wallonne (Belgique)

Frippiat Céline¹, Marcoen Jean Marie¹, Hulpiau Adrien¹, Vandenberghe Christophe¹, Lejeune Jean-Luc²

¹ *Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux, Laboratoire de Géopédologie, Passage des déportés 2 B-5030 Gembloux, Belgique, +32(0)81/62.25.40, marcoen.jm@fsagx.ac.be.*

² *Société Publique de Gestion de l'Eau, Avenue de Stassart 14-16 B-5000 Namur, Belgique, +32(0)81/25.19.30, Jean-Luc.LEJEUNE@spge.be.*

Introduction

Les zones rurales à risques environnementaux font l'objet d'études de zone pour déterminer le ou les traitements appropriés à mettre en place pour assurer l'assainissement des eaux usées. Lors de ces études, la question de l'évacuation des eaux usées traitées est importante. Il existe deux types de milieux récepteurs envisageables pour l'évacuation de ces eaux: la voie d'eau de surface et le sol. Le sol est donc considéré uniquement comme un milieu récepteur de ces eaux et non comme un milieu épurateur.

La disponibilité d'une carte intégrant les différents facteurs qui régissent l'écoulement de l'eau dans le sol sous la surface s'avérait indispensable à la réalisation des études de zone par des personnes non initiées à la science du sol.

Cartographie sur base de la Carte Numérique des Sols de Wallonie

Les techniques d'évacuation des eaux usées traitées via le sol présentent des contraintes physiques liées aux caractéristiques du sol et aux techniques d'installation des systèmes d'évacuation souterraine des eaux, mais également des contraintes environnementales liées à la préservation de la qualité des masses d'eau souterraines et de surface, et de l'environnement.

Pour qualifier et évaluer l'aptitude du sol à évacuer l'eau, quatre catégories de sol ont été définies: classe de bonne aptitude, d'aptitude moyenne, d'inaptitude physique, d'inaptitude environnementale.

Afin d'évaluer au mieux les contraintes qui régissent la dispersion de l'eau dans le sol, les facteurs suivants ont été retenus pour la réalisation de la carte d'aptitude à l'aide d'un système d'information géographique:

- la **texture** du sol,
- la présence d'un **plancher imperméable ou peu perméable**, obstacle physique à l'évacuation souterraine des eaux usées traitées. Le plancher ralentit l'infiltration verticale très fortement et/ou conduit à l'installation d'une nappe perchée temporaire qui risquerait de mettre en charge le système d'évacuation des eaux usées,
- **l'épaisseur de sol non saturé**. On considère que 20 cm de sol non saturé sous les drains est l'épaisseur minimum pour le bon fonctionnement du système, dans la mesure où le sol n'est pas considéré un milieu épurateur,
- le **relief**. Les drains installés selon une pente supérieure à 10 % ne jouent pas pleinement leur rôle de dispersion,

L'ensemble de ces caractéristiques pédologiques et topographiques sont issues de la carte Numérique des Sols de Wallonie (CNSW) qui est une carte de nature géomorphopédologique. La Carte des Sols fournit des informations intéressantes concernant la texture, les signes d'engorgement et leur profondeur d'apparition, la présence d'un substrat

susceptible de modifier la perméabilité du sol et la présence de fortes pentes. La Carte des sols est publiée à 1/20.000^{ème}.

- la localisation dans une **zone de protection de captage**. Il est préférable d'éviter tout épandage d'effluents domestiques même traités dans ces zones,

La réglementation de protection des prises d'eau, basé sur la vitesse de transfert d'un polluant en milieu saturé, a été mis en place en Région wallonne. La localisation des captages d'eau souterraine et les zones de prévention qui s'y rapportent ont fait l'objet de relevés géographiques par la Région wallonne.

- la présence de **phénomènes karstiques**. Il est préférable d'éviter l'évacuation dans ces zones fragilisées situées à proximité des lieux de captage.

L'atlas du karst de Wallonie fournit un inventaire cartographique et descriptif des sites karstiques et des rivières souterraines de Wallonie. Toutes les données de l'Atlas du karst (fiches techniques des sites et carte à 1/10.000) ont été informatisées et organisées en base de données.

Tous les paramètres précités n'interviennent pas de la même manière dans le processus décisionnel. En effet, ils ne présentent pas tous la même importance dans la problématique. Certains paramètres deviennent des critères exclusifs, alors que d'autres doivent être associés entre eux pour aboutir à l'orientation vers une classe d'aptitude.

Conclusions

Cette carte d'aptitude à l'évacuation souterraine des eaux usées traitées en Région wallonne présente tout son intérêt lors d'une lecture à 1 :20 000, l'échelle des différents documents sources. A ce niveau de précision, elle permet d'appréhender rapidement les possibilités qu'offre le contexte pédologique en matière d'évacuation des eaux pour un village ou une zone déterminée. C'est essentiellement grâce à l'existence de la Carte Numérique des Sols de Wallonie, à une grande échelle, que sa réalisation pour tout le territoire wallon a été possible.

Pour une bonne interprétation du document et afin d'en exploiter toute l'information, il est indispensable que les personnes amenées à utiliser cet outil soient informées des critères utilisés pour son élaboration.

Remerciements

Cette étude a été commanditée et suivie par la Société Publique de Gestion de l'Eau (SPGE) dans le cadre d'une modification législative sur l'assainissement en milieu rural menée par le Ministre de l'Agriculture, de la Ruralité, de l'Environnement et du Tourisme de la Région wallonne.

De la carte des sols détaillée à un référentiel régional sur les propriétés des sols : méthodologie d'intégration, de structuration et de mise en valeur de l'information pédologique existante.

Legrain Xavier, Bah Billo, Colinet Gilles, Genot Valérie et Bock Laurent

Laboratoire de Géopédologie, FUSAGx, Passage des déportés 2, B-5030 Gembloux, legrain.x@fsagx.ac.be

1. Introduction

Une réflexion est menée au sein du Laboratoire de Géopédologie sur les méthodologies à mettre en œuvre pour intégrer des données cartographiques typologiques et des mesures de paramètres analytiques dans des systèmes d'information à connotation agro-environnementale sur les sols de Région wallonne (SIS). La quantité d'information liée au niveau de détail de la Carte des Sols de la Belgique à 1/20 000 nécessite des généralisations pour des applications de gestion à différentes échelles spatiales, de la parcelle agricole à la Région administrative. Afin de mettre en place ces SIS, une structuration du milieu en ensembles naturels emboîtés a été jugée comme l'approche la plus appropriée. Ainsi, la structuration géomorphopédologique des données ponctuelles permet la définition de leur champ de validité géographique de même que leur utilisation dans un diagnostic agro-environnemental en terme de potentialités ou de contraintes. Les objectifs de ce travail sont de définir le cadre opérationnel pour ces opérations de changement d'échelle.

2. Méthodologie

La partie wallonne de la Carte des Sols de la Belgique (1/20 000), sous sa version récemment numérisée (Carte numérique des Sols de Wallonie, CNSW), constitue la source principale d'information pédologique spatialisée. L'exploitation des multiples critères inclus dans celle-ci, appuyée sur la consultation d'une carte géologique (1/40 000) et d'un MNT (30x30m) de la région, a abouti à la stratification de la Région wallonne en 4 Domaines, 24 Districts, 72 Sous-Districts et 196 Secteurs de l'Espace Rural. Une base de données analytiques riche de plus de 6 000 profils a servi de sources d'informations ponctuelles sur les sols pour conduire cette étude.

La méthodologie présente deux volets :

Tout d'abord, les unités délimitées (quel que soit le niveau de stratification) font l'objet d'une formalisation, par identification et analyse quantitative des unités pédologiques principales les constituant (figure 1) et par description de la nature et de l'organisation spatiale de ces dernières.

Tableau 1. Composition en principaux types de sols des sous-districts formant la région du Condroz.

Les chiffres correspondent aux pourcentages surfaciques au sein du sous-district (sDER) ; 4000, 7410,... : codification des principaux types de sols

sDER	Dominant		Associés				Inclusions				
	4000	7410	4000	7410	7510	10000	4000	7310	7510	7610	10000
1	65.2			22.2				6.5			
2	42.7			32.6				7.4		9.2	
3	29.9			23.7	16.7	19.1				6.8	
4		37.7	21.9						14.6	10.2	13.7
5	31.7			26.2					14.9	9.9	13.8
6		42.7			17.1		10.4	13.0			12.5

Ensuite, une analyse de la pertinence de la stratification utilisée et de sa signification fonctionnelle au regard d'un ensemble de paramètres analytiques est effectuée, sur base des paramètres et données d'analyses disponibles. Le tableau 2 illustre le propos pour l'unité typologique 'Aba1' (Sol limoneux à drainage favorable, à horizon B textural, horizon A de moins de 40 cm d'épaisseur). Cet exemple montre l'intérêt d'une stratification préalable du milieu, la même unité typologique pouvant potentiellement offrir un profil analytique sensiblement différent selon les unités, du fait de critères non pris en compte par la carte des sols.

Tableau 2. Caractérisation partielle de l'unité typologique 'Aba1' au sein de divers districts en Région wallonne

District		Lithologie dominante	Altitude ² (m)	Pente (%)		Occ.	% argile ³			pH KCl ³	pH H ₂ O ³	COT ³
N°	% ¹			MAJ	Q3		Ap	Bt	C			
1-2-3	13	sable arg. à arg. sabl.	35-55-95	2	4	Culture	11-13-15	19-21-22	-	5,3-5,9-6,7	6,4-7,0-7,6	1,1-1,1-1,2
4-5	16	sable grossier	75-130-170	2	3,5		11-14-17	17-22-24	10-13-17	5,4-6,0-6,4	6,3-6,9-7,2	1,1-1,3-1,7
6	44	craie	105-140-180	1,5	3		15-17-19	21-23-25	16-18-21	6,0-6,5-7,0	6,8-7,2-7,7	1,3-1,6-1,7
7-8	12	craie, calcaire, sable	60-110-195	2	3,5		13-18-20	22-25-28	18-21-23	5,4-6,2-6,4	6,6-7,0-7,2	1,1-1,2-1,3
12-13	7	calcaire	190-245-280	2	5,5		13-15-18	22-24-26	16-18-19	5,1-5,7-6,4	6,3-7,0-7,3	1,2-1,3-1,5

¹ : pourcentage de l'unité Aba1 au sein du district ; ² : pourcentiles 5-50-95 ; ³ : quartiles 25-50-75
MAJ : pente majoritaire ; Q3 : quartile 75 ; Occ. : occupation du sol ; COT : carbone organique total

3. Conclusions et perspectives

L'objectif initial d'exploiter au maximum l'information détaillée contenue dans la carte des sols a donc conduit à adopter une approche typologique. Les critères dérivés de la carte des sols sont alors utilisés comme facteurs de stratification des données analytiques. La stratification du milieu permet d'affiner le système en prenant en compte la composante géographique avec les déterminants qui y sont attachés. Si cette démarche rend la multitude de l'information existante plus accessible et compréhensible, elle permet également d'identifier les secteurs où l'information demande à être complétée. A terme, et de façon pratique, nous pourrions envisager la création d'un véritable atlas des sols wallons rassemblant et organisant l'information pédologique tant cartographique qu'analytique au sein d'un système cohérent.

Modules de formations : Initiation et sensibilisation à l'utilisation des bases de données pédologiques

Groupe Projet IGCS

(regroupant des acteurs régionaux impliqués dans la promotion de l'utilisation des bases de données régionales sur les sols issues du programme et l'unité INFOSOL de l'INRA)

Contact : Nathalie Schnebelen (INRA Orléans) Nathalie.Schnebelen@orleans.inra.fr
Groupement d'Intérêt Scientifique sur les Sols <http://gissol.orleans.inra.fr>

Une base de données sur les sols ?

Le sol est une ressource naturelle non renouvelable à l'échelle de temps humaine. Cependant, ses usages productifs, les fonctions environnementales et écologiques qu'il assure ou son rôle dans l'aménagement et l'utilisation du territoire constituent un enjeu collectif de plus en plus important. Il est donc indispensable de pouvoir disposer d'une information sur les propriétés et l'organisation spatiale des sols, mais il faut aussi que cette information soit largement utilisée lors des prises de décision.

Les bases de données sur les sols contiennent des informations spatialisées, descriptives et analytiques, sur les sols d'une région ou d'un territoire. Elles représentent ainsi une synthèse des connaissances concernant la nature et la répartition des types de sols au sein des paysages, établie notamment à partir de nombreuses observations de terrain.

Les bases de données sur les sols apportent de nombreux avantages par rapport aux données pédologiques habituellement contenues dans les documents papier classiques, cartes et notices les accompagnant. Les informations présentes y sont en effet harmonisées sur toute la région ou le territoire concerné, stockées au même endroit de façon exhaustive. Elles peuvent être facilement traitées et valorisées par l'intermédiaire de logiciels d'analyses cartographiques (Systèmes d'Information Géographique), voire enrichies lors d'acquisitions nouvelles.

Le modèle de données pédologiques spatialisées actuellement le plus utilisé au plan national est le modèle « DoneSol ». Ce modèle est utilisé notamment dans le cadre du programme « Inventaire, Gestion et Conservation des Sols » (IGCS) soutenu par les ministères chargés de l'Agriculture et de l'Écologie, l'ADEME, l'IFEN et l'INRA.

A quoi ça sert ?

Les bases de données sur les sols permettent la réalisation de cartes thématiques variées, concernant toute une région ou un territoire, grâce à l'extraction des données pertinentes pour répondre à chaque question posée. Elles peuvent également être combinées à d'autres bases de données, environnementales ou non, concernant par exemple le relief, la géologie, la végétation, l'occupation du sol, le climat, les routes, la population, etc. Elles permettent ainsi la création d'outils cartographiques d'aide à la décision dans les domaines de l'agriculture et de la sylviculture, de l'environnement et de l'aménagement des territoires, d'opérations de génie civil...

Pourquoi se former ?

Force est cependant de constater que l'utilisation de ces données sur les sols est actuellement trop peu développée en France, notamment parce que bien des décideurs sont insuffisamment informés de l'existence et de l'intérêt de ces données.

Ainsi, mieux se familiariser avec les bases de données sur les sols constitue un véritable enjeu stratégique et professionnel.

C'est pourquoi une initiation à l'utilisation du modèle national de bases de données pédologiques (DoneSol), et aux applications qu'il permet, est ainsi proposée par les maîtres d'ouvrage régionaux du programme « Inventaire, Gestion et Conservation des Sols » (IGCS), avec le soutien du groupe formation de ce programme :

Le but de cette formation est donc de présenter la façon dont est conçu l'archivage des informations sur les sols et, à travers un exercice pratique, simple et progressif, de sensibiliser à la richesse, mais aussi aux limites, que ces informations peuvent présenter pour répondre aux questions d'aménagement de plus en plus nombreuses que doivent résoudre les responsables politiques, de collectivités territoriales ou privés.

La formation s'adresse donc à un public très varié. Elle permet ainsi des échanges entre des ingénieurs, techniciens et décideurs provenant d'horizons très divers et ayant à effectuer ou à présenter une démarche de diagnostic agronomique, environnemental ou territorial intégrant le critère sol. Personne ne deviendra véritablement spécialiste des ces questions après la formation, ce n'est pas son objectif ! Pour acquérir l'expertise pointue nécessaire à la manipulation des bases de données sur les sols, l'unité InfoSol de l'INRA propose une formation spécifique et gratuite à destination des utilisateurs de la base de données DoneSol.

Quelle offre de formation ?

Cette formation se décline en plusieurs modules autonomes construits sur le même plan, mais basés chacun sur la résolution d'une application thématique différente à travers laquelle se fait la découverte des bases de données sol. Les thèmes choisis correspondent à des enjeux généraux et important quant au rôle environnemental des sols :

- Pouvoir épurateur des sols
- Réserve en eau des sols
- Aléa érosion des sols

Le programme d'une session, prévue pour regrouper une quinzaine de personnes pendant 2 jours, est organisé de la façon suivante :

Jour 1 (matin) :

- Le sol, qu'est-ce que c'est ?
- Les bases de données sol, qu'est-ce que c'est ?
- Notions élémentaires expliquant le rôle du sol pour le thème choisi

Jour 1 (après-midi) :

- Observation de la répartition de sols dans le paysage, de fosses pédologiques et mise en relation avec ce qui est enregistré dans les bases de données

Jour 2 (journée) :

- Travaux pratiques sur micro-informatique : initiation à l'utilisation des bases de données sol et à la cartographie du thème choisi.



THEME 4 : MATIERES ORGANIQUES

COMMUNICATIONS ORALES

Utilisation d'un modèle couplé (13C, 14C) pour dater des changements de végétation savane/forêt : deux exemples

D. Schwartz

Image et Ville, UMR7011 CNRS/ULP, 3 rue de l'Argonne, 67083 Strasbourg cedex
dominique.schwartz@lorraine.u-strasbg.fr

A l'instar des sédiments, les constituants des sols peuvent être des marqueurs d'évolutions paléo-environnementales. Ainsi, par exemple, l'étude de la nature biochimique ou de la composition isotopique en ^{13}C des matières organiques a permis de mettre en évidence des évolutions de paléo-végétations. Les archives pédologiques posent toutefois des problèmes spécifiques, liées à la difficulté d'interpréter les chronologies enregistrées dans les sols. En effet, à l'exception notable des paléosols enfouis, les sols sont des systèmes ouverts, dans lesquels les flux entrants et sortants de matière sont la règle. Il s'ensuit que les âges ^{14}C mesurés sur les matières organiques des sols biologiquement actifs ne sont pas des âges absolus. Ils représentent en réalité une mesure du temps moyen de résidence (TMR) des matières organiques (MOS) dans les sols. On ne peut donc dater directement les changements de végétation en mesurant le TMR des MOS. Les interprétations faites en ce sens, ou encore en comparant l'évolution du signal ^{13}C à des datations absolues sur des charbons de bois pédologiques sont autant de biais.

Il est toutefois possible d'obtenir des chronologies absolues et relatives de changements paléo-environnementaux en couplant des mesures ^{13}C et ^{14}C sur les MOS. Le principe en est le suivant. Les valeurs du ^{13}C renseignent sur l'origine savanicole ou forestière des MOS. En mesurant la valeur du $\delta^{13}\text{C}$ des MOS d'un sol donné, à une profondeur donnée, et en la comparant à celles de bornes idéalement stables de forêt et de savane, on peut mesurer la proportion de MOS provenant de l'une ou l'autre de ces végétations. Ceci est en fait l'équivalent d'une distance. De son côté, le TMR mesuré par le ^{14}C est l'équivalent d'une vitesse, celle du renouvellement des MOS. Le temps absolu est alors approché en reliant vitesse et distance. Nous donnerons ici deux applications différentes de ce principe.

La première application consiste à construire un modèle mathématique de l'évolution du signal ^{13}C après un changement de végétation (forêt – savane ou savane – forêt). Si on appelle respectivement $\delta^{13}\text{C}_{fzt}$ et $\delta^{13}\text{C}_{szt}$ les valeurs du ^{13}C à une profondeur z , de sols ayant évolué sous des végétations idéalement stables de forêts et de savane, et si on considère que les MOS initiales suivent une loi de décroissance exponentielle, la valeur du $\delta^{13}\text{C}_{mzt}$ d'un profil quelconque peut s'écrire :

$$\delta^{13}\text{C}_{mzt} = \frac{(\delta^{13}\text{C}_{fzt} - \alpha \cdot \delta^{13}\text{C}_{szt}) e^{-\frac{t}{T}} + \alpha \cdot \delta^{13}\text{C}_{szt}}{(1 - \alpha) e^{-\frac{t}{T}} + \alpha}$$

Où t est le temps écoulé depuis le changement de végétation, T le TMR et α un coefficient exprimant la proportion de MOS provenant de la végétation originelle remplacée par des MOS du deuxième type de végétation. Une comparaison du modèle avec un profil réel de savane daté de 3000 ans par la palynologie permet d'affirmer que le modèle donne les bons ordres de grandeur des changements de végétation (fig. 1).

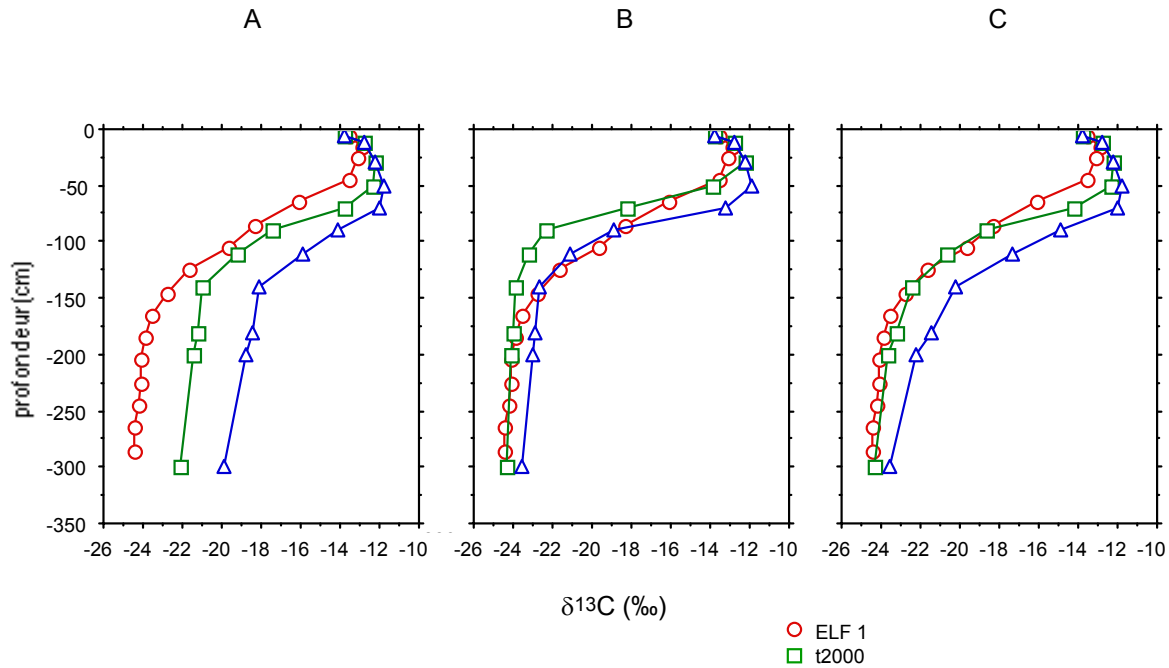


Fig.1. Comparaison d'un profil de savane de 3000 ans du Congo (ELF 1) avec une simulation de changements de végétation à 2000 et 4000 ans, pour $\alpha = 1$ (A) ; $\alpha = 0,2$ (B) et α variant entre 1 en surface et 0,2 en profondeur (C).

La deuxième application consiste à comparer les profils $\delta^{13}\text{C}$ de sols différents en remplaçant la profondeur comme ordonnée par le TMR. Avec ce type de représentation, les courbes se positionnent en fonction de l'âge plus ou moins ancien du changement de végétation. C'est un âge relatif qui est figuré, permettant des comparaisons à une échelle régionale. Là également une comparaison avec des profils réels bien datés montre la pertinence de la méthode.

En conclusion, si ces deux méthodes n'autorisent pas l'établissement d'une chronologie fine, elles permettent d'approcher le bon ordre de grandeur des âges. On peut ainsi raccorder les enregistrements pédologiques à des archives sédimentaires tels que les pollens. Les deux sont complémentaires. L'analyse palynologique est plus précise en terme de chronologie, mais spatialement moins satisfaisante en raison de la provenance diverse des pollens, alors que les archives pédologiques, autochtones, permettent de retracer des évolutions paléo-environnementales locales.

Composition des matières organiques dans différentes zones d'un sol brun sous agriculture

Rumpel Cornelia¹, Chabbi Abad², et Ba Abibou¹

1: BIOEMCO, CNRS équipe MOS, Centre INRA Versailles-Grignon, Thiverval-Grignon, cornelia.rumpel@grignon.inra.fr

2 : UFEF, INRA, Les Verrines, Lusignan

Introduction

Le stockage du carbone dans le sol est souvent cité comme possibilité importante pour compenser l'augmentation de CO₂ atmosphérique. Le potentiel des sols français à stocker du carbone est actuellement évalué pour l'horizon labouré, i.e. les premiers 30 cm. Toutefois, des travaux récents ont montré qu'une proportion importante du carbone des sols est stockée dans les horizons B et C. Il a été montré que la distribution spatiale de la MOS et de la biomasse microbienne est structurée et liée aux zones d'écoulement préférentiels et aux pores (Bundt et al., 2001). Pour comprendre le fonctionnement et la stabilisation des MOS dans les horizons profonds, nous avons échantillonné des zones visuellement identifiable dans des profils de sols agricoles. L'objectif de cette étude est de démontrer que les propriétés chimiques des matières organiques dans les zones sont différentes que celles de la matrice du sol.

Méthodes

Les sols étudiés font partie du dispositif expérimental de l'Observatoire de Recherche pour l'Environnement « Agro-écosystem, Cycles Biogéochimiques et Biodiversité (ACBB) », site de l'INRA de Lusignan. Il s'agit en générale d'un sol brun sur argile rubéfié avec vestige de carapace ferrugineuse. Des zones, visuellement identifiable (veines et matrice) ont été échantillonnées dans huit profils différents à des profondeurs allant de 0,40 m à 2 m. Nous avons déterminé la teneur en carbone et azote ainsi que la signature isotopique du carbone et l'azote. Les échantillons ont été déminéralisés (traitement avec 10 % HF) afin de déterminer les pertes en carbone associé aux minéraux des sols. Une hydrolyse acide (5M HCl à 105°C pour 24 h) a été utilisée pour analyser la contribution du carbone organique chimiquement récalcitrant dans des différentes zones des profils.

Résultats et Discussion

Les teneurs en carbone varient entre 2 et 3 mg C g sol⁻¹ pour la matrice du sol (Tableau 1). Par ailleurs, elles sont significativement plus élevées dans les veines avec des teneurs en carbone entre 4 et 10 mg C g sol⁻¹.

Tab. 1 : Paramètres chimiques (moyenne et écartype) des veines (n=9) et matrices (n=8)

	C	N	C/N	δ ¹³ C	δ ¹⁵ N
	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹		‰	‰
Zone	5,7 ± 2,1**	0,7 ± 0,2	8	-25,2 ± 0,1	6,5 ± 0,4***
Matrice	2,7 ± 0,7	0,5 ± 0,1	6	-25,0 ± 0,1	7,4 ± 0,7

**p < 0,05

***p < 0,01

La teneur en azote étant similaire dans les zones du profil par rapport à la matrice mène à un rapport C/N légèrement différent entre les deux situations. Quant à la teneur en isotopes stables, les MO dans les veines montrent un appauvrissement en ^{15}N . Par contre nous n'avons pas observé de différence entre les veines et la matrice en ce qui concerne les isotopes stables de carbone. Les teneurs en carbone plus élevées dans les veines comparées aux matrices en profondeur dans les sols pourrait être expliquée par l'apport de MO soit (1) d'origine racinaire, soit (2), liée au transport préférentiel des MO solubles.

Nos résultats montrent une perte en carbone après déminéralisation qui est significativement plus importante dans la matrice du sol comparé aux veines (Fig. 1a). Les pertes en carbone suivant ce traitement ont été expliquées par la solubilisation des petites molécules des MOS fortement liées à la phases minérale du sol (voir abstract Lavaud et al.).

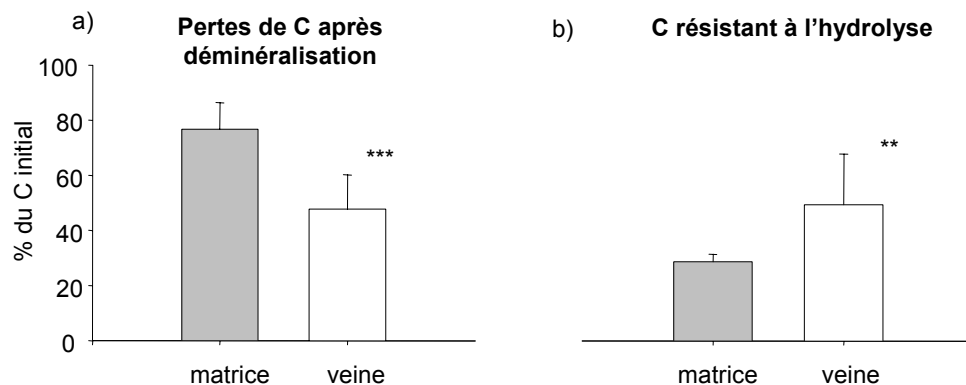


Fig. 1 : Pertes de carbone après déminéralisation (traitement HF 2%, a) et carbone résistant à une hydrolyse acide (5M, b) ; ** $p < 0,05$; *** $p < 0,01$

Les quantités des MOS résistantes à une hydrolyse acide ont été supérieures dans les veines comparées à la matrice du sol (Fig. 1b). L'hydrolyse acide est abondamment utilisée en science du sol pour enrichir les MOS anciennes (Paul et al., 1997). Généralement cette méthode enlève les composés labiles comme les sucres et les protéines, et préserve les structures aromatiques et aliphatiques, composés chimiquement plus récalcitrant.

Conclusion

Dans des profils du sol ils existent des veines avec une teneur en carbone plus important comparé avec la matrice. Montrant une teneur en azote similaire elles se distinguent significativement en rapport des isotopes stables de l'azote. Nos résultats confirment notre hypothèse de départ qu'il existe dans des profils de sol des zones contenant des MOS de nature différente. Dans les veines, le carbone est plus résistant aux traitements chimiques comparés à la matrice du sol.

Références

- Bundt, M., Jaggi, M., Blaser, P., Siegwolf, R. and Hagedorn, F., 2001. Soil Science Society of America Journal 65, 1529-1538.
Paul, E.A., Follett, R.F., Leavitt, S.W., Halvorson, A., Peterson, G.A., Lyon, D.J., 1997. Soil Science Society of America Journal, 61, 1058-1067.

Caractérisation par fluorescence en trois dimensions de matières organiques transférables de sols de montagne des Alpes du nord.

**E. Grand^a, M. Couset^b, Y. Perette^a, J. Poulenard^b, B. Fanget^a, C. Miège^c,
B. Pepin-Donat^d**

a : UMR 5204 EDYTEM – CNRS / Université de Savoie

b : UMR A42 CARTELE – INRA/Université de Savoie

c : Unité de Recherche Qualité des Eaux et Prévention des Pollutions - CEMAGREF LYON

d : UMR 5819 SPRAM – CEA/CNRS/Université Joseph Fourier (Grenoble)

La matière organique, est un constituant ubiquiste des sols, eaux et sédiments et est sujette à des variations (typologiques, structurelles, quantitatives...) autant spatiales que temporelles. Impliqués dans les interactions entre les écosystèmes terrestres et aquatiques, les transferts de matières organiques ont un rôle clé vis à vis des transferts de polluants et de nutriments, du changement de leur bio-disponibilité, de leur bio-toxicité, en tant que facteur trophique pour les milieux récepteurs aquatiques...

De nombreuses études tracent l'origine et la dynamique des matières organiques transférées au sein des sols ou à l'échelle des bassins versants, des écosystèmes terrestres vers les écosystèmes aquatiques superficiels et/ou souterrains. La matière organique étudiée est habituellement extraite du sol en laboratoire à partir de prélèvements de sols séchés et tamisés. Cette caractérisation « statique » est efficace pour décrire l'état des sols mais difficilement applicable aux études visant un suivi dynamique des flux de matières organiques. En effet, les signatures « statiques » ne permettent pas d'apprécier la fraction transférée naturellement.

Le but de cette étude est de déterminer l'existence potentielle d'une différence entre les matières organiques naturellement transférées et celles extraites en laboratoire. Pour tester cette différence, la fraction transférable des matières organiques sera caractérisée par différentes méthodes selon deux modes d'extraction : (i) *in situ* par des expériences de lysimétrie à aspersion et (ii) *in vitro*, au laboratoire, par brassage d'échantillons de sol dans un volume d'eau, selon un rapport sol/solution prédéfini. L'extraction *in situ*, s'appuie sur l'hypothèse que la circulation de l'eau verticale descendante (infiltration) ou latérale (écoulement de subsurface) dans le sol réalise une sorte de tri sélectif dans les matières naturelles transférées.

Les solutions obtenues par extraction à l'eau *in situ* et *in vitro* sont caractérisées par leurs spectres d'absorbance dans l'ultra-violet et le visible, leurs spectres de fluorescence en trois dimensions associés à leurs teneurs en carbone organique dissous.

La spectrofluorimétrie est la méthode de caractérisation spectrale choisie en raison des avantages qu'elle confère : sa sensibilité, son caractère non destructif et le fait qu'elle ne nécessite pas de grande quantité d'échantillon. C'est également une technique expérimentale simple, qui ne requiert pas de préparation de l'échantillon avant son analyse (outre un filtrage de la solution du sol) et aboutit à l'obtention d'informations pertinentes sur la structure moléculaire et chimique et sur les propriétés fonctionnelles de la matière organique naturelle (J. Chen, B. Gu, E.J. Leboeuf, H. Pan, S. Dai, 2002). Bien que les substances fluorescentes constituent une minorité au sein des composants de macromolécules humiques, leur variété et leurs propriétés dépendent de nombreux paramètres notamment environnementaux permettant d'obtenir une information unique, non seulement sur le comportement fluorescent mais aussi concernant la nature, la chimie, et l'environnement chimique du matériel humique (N. Senesi, T. M. Miano, 1991).

Des analyses chimiques élémentaires complémentaires (teneurs en nitrates, sulfates, phosphates, chlorures, pH, conductivité...) sont effectuées pour certains sites dans le but d'augmenter la pertinence des comparaisons inter sites focalisées sur la variabilité spatiale et temporelle des hydrosolubles extraits.

Les sols étudiés représentent quelques grands types de sols de montagne fréquemment rencontrés dans Alpes. Leurs caractéristiques propres sont exposées dans le tableau ci-dessous :

Station expérimentale	Lithologie	Mode d'occupation du sol et végétation	Type de sol	Altitude
Albenche	Moraine	Forêt (étage collinéen) Chêne pédonculé et Charme	Brunisol	565 m
Bise	Calcaire	Pelouse sub-alpine à Paturin des Alpes et site à Rumex des Alpes	Calcisol	1630 m
Revard D	Calcaire Urgonien	Forêt (étage montagnard inférieur) Sapin - Epicea	Organosol tangélique	1379 m
Revard P	Grès	Landes Myrtille - Callune	Podzosol	1290 m

Tableau 1 : Récapitulatif des caractéristiques générales de chacune des stations expérimentales étudiées.

Les indices de fluorescence classiques (indice d'humification HIX, indice d'aromaticité AI...), montrent que les substances humiques extraites *in vitro* présentent des indices d'humification plus élevés que les matières humiques extraites *in situ*. De plus, la méthode d'extraction de la matière organique naturelle transférable des sols n'aboutit pas au même type d'hydrosolubles extraits. La technique d'extraction *in vitro* permet d'extraire des substances humiques non mobilisées en conditions naturelles.

Par ailleurs, la caractérisation des solutions extraites *in situ* montre que la fraction de matières organiques naturelles hydrosoluble extraite évolue au cours du temps d'expérimentation mais aussi lors d'expériences répétées successivement (pour un intervalle de temps supérieur à un jour). Nos résultats montrent que la fraction mobilisable extraite est négligeable par rapport à la réserve de matières organiques extractibles. Cependant, les caractéristiques spectroscopiques de ces matières organiques naturelles transférables sont suffisamment discriminantes pour pouvoir être utilisées (i) comme indicateur des degrés d'évolution des matières organiques dans les sols et (ii) en tant que traceur d'origine des matières organiques (type d'horizon et mode de transfert).

Références bibliographiques :

- ARAGNO M., GOBAT J.M., MATTHEY W., 1998, *Le sol vivant*, Ed. PPUR, Paris.
- CHEN J., GU B., LEBOEUF E.J., PAN H., DAI S., 2002, *Spectroscopic characterization of the structural and functional properties of natural organic matter fractions*, Chemosphere, n° 48, p. 59-68.
- SENESI N., MIANO T.M., PROVENZANO M.R., BRUNETTI G., 1991, *Characterization, differentiation and classification of humic substances by fluorescence spectroscopy*, Soil Science vol. 152, n° 4, p. 259-271.

Décomposition de la litière : approche holistique et utilisation de la spectroscopie proche infrarouge (NIRS)

Cécillon Lauric^{1,2}, Cassagne Nathalie¹ et Brun Jean-Jacques¹

1: Unité Ecosystèmes Montagnards, Cemagref Grenoble, 2 rue de la papeterie BP 76 38402 Saint Martin d'Hères - lauric.cecillon@cemagref.fr

2 : ADEME, 2 square La Fayette - BP 90406 49004 Angers

Introduction

La décomposition de la matière organique, au sein des écosystèmes terrestres, est sous la dépendance de trois facteurs principaux : les organismes du sol, la qualité de la litière et le climat. Le taux de décomposition de la litière a fait l'objet de très nombreuses études (plus d'un millier), la plupart utilisant la méthode des sacs de litière (décomposition de matériaux monospécifiques ou de mélanges d'espèces végétales enfermées dans des sacs) appliquée à la phase précoce de la décomposition (1-2 ans). Les taux de décomposition des stades plus avancés sont estimés par des fonctions mathématiques dérivées du modèle exponentiel proposé par Jenny en 1949 et servent alors à alimenter les modèles globaux de l'écosystème. Toutefois, la transposition des résultats n'est pas aisée du fait de contradictions avec des expériences menées sur le long terme, ou la faible représentativité des matériaux utilisés à une échelle globale.

La présente étude expose les premiers résultats d'une expérience de sacs de litière menée dans le massif du Dévoluy (Isère) durant un an sur des matériaux représentatifs des horizons de surface de deux écosystèmes forestiers montagnards voisins. Les 3 principaux facteurs contrôlant la décomposition sont étudiés simultanément. Cette étude a deux objectifs : établir une hiérarchie des facteurs contrôlant la décomposition à l'étage montagnard, et montrer l'intérêt d'une approche holistique du processus de décomposition.

Matériel et méthodes

L'expérimentation est menée le long d'un transect entre une hêtraie-sapinière, une pinède de Pin à crochets et une zone écotone sur un éboulis calcaire stabilisé (Bois du Sapey, commune de Pellafol, Isère), à une altitude de 1200 m en exposition Nord. Chacune des trois zones est caractérisée par un pédoclimat différent enregistré en continu par des stations Hobo (Onset) à différentes profondeurs (température T_{sol} , humidité du sol H_{sol}). Huit catégories de litière ont été récoltées durant l'Automne 2005 : 2 litières monospécifiques issues de la zone écotone (feuilles sénescentes et intactes de *Betula pubescens*, *Vaccinium vitis-idaea*) ; les horizons OL (litière nouvelle et vieillie), OF (litière fragmentée tamisée entre 1 cm et 1 mm), et OH (humus tamisé entre 1 mm et 160 μ m) de la pinède et de la hêtraie-sapinière. Après séchage, les différents matériaux ont été répartis dans des sacs en nylon de 12 cm \times 12 cm et de maille 100 μ m. Pour les matériaux de surface (litière monospécifique et OL), des sacs de maille de 2 mm ont également été utilisés afin de contrôler l'accès de la mésofaune du sol. L'expérience a débuté en Décembre 2005. Dans chacune des 3 zones, les sacs de surface sont positionnés sur l'horizon OL et les sacs contenant les horizons OF et OH sont enfouis dans les horizons correspondants, ce dispositif étant répété trois fois. Les sacs de surface ont été prélevés à 4 reprises (4, 6, 9 et 12 mois), et les sacs enfouis à 2 reprises (6 et 12 mois). La perte en masse de la litière (LML) est estimée après séchage à l'étuve (55°C) jusqu'à poids constant. Les effets de la maille, du type de litière et du site sur la LML sont testés par ANOVA factorielle pour chaque temps de récolte, l'effet du pédoclimat est testé par ANCOVA (logiciel Statistica, Statsoft). Les échantillons conservés dans des pots en

polypropylène sont broyés à 0.25 mm (broyeur ZM 200, Retsch) puis analysés par spectroscopie proche infrarouge (NIRS, analyseur FT-NIR Antaris II, Thermo Electron). Deux spectres par échantillon ont été mesurés de 1000 à 2500 nm. Des analyses qualitatives (discrimination des échantillons et suivi de la décomposition par PCA) et quantitatives (prédiction de la LML, méthode PLS) ont été réalisées à l'aide du logiciel TQ Analyst.

Résultats et discussion

Après 12 mois de décomposition, la LML des différents matériaux varie entre 0 % et 33 %. On observe d'importants écarts inter-horizons (litières monospécifiques > OL > OF > OH) et intra-horizons qui se sont maintenus à chaque temps de récolte. Au sein des litières monospécifiques, la litière de *Betula pubescens* montre une LML moyenne très supérieure à celle de *Vaccinium vitis-idaea* (Figure 1) que l'on peut attribuer à une meilleure qualité des feuilles de Bouleau. De même, les horizons organiques de la hêtraie-sapinière se décomposent plus rapidement que ceux de la pinède à crochets.

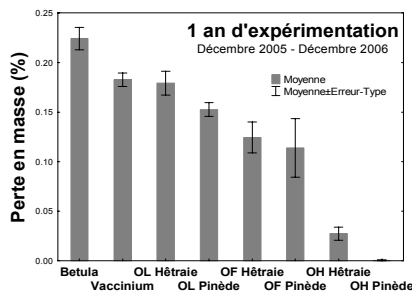


Figure 1 : perte en masse moyenne en fonction du type de litière

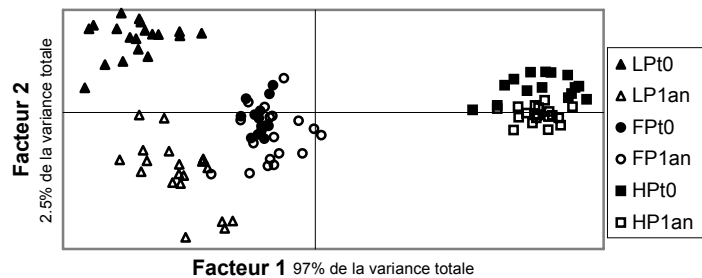


Figure 2 : PCA des spectres NIRS des échantillons t0 et 1an des horizons organiques (OL, OF, OH) de la pinède à crochets

L'ANOVA confirme l'effet significatif du type de litière sur la LML pour chaque temps de récolte ($P < 0.0001$) et révèle celui du site. En effet, la LML moyenne des matériaux de surface est minimale dans la zone écotone (non significatif à la dernière récolte), où la température moyenne est la plus faible. L'effet de la maille n'est significatif qu'au bout de 9 mois d'expérience ($P < 0.05$) uniquement dans la pinède et la zone écotone (plus forte LML des sacs de maille 2 mm). L'ANCOVA montre un effet significatif de T_{sol} ($P < 0.05$), mais pas de H_{sol} sur la LML (matériaux de surface). Une PCA des spectres NIRS montre l'homogénéité des échantillons initiaux au sein de chacune des 8 catégories de matériaux. Une autre PCA entre les échantillons initiaux et décomposés 1 an illustre les trajectoires de décomposition de la litière (Figure 2). Cette corrélation des spectres NIRS avec la décomposition est confirmée par un modèle de prédiction de la LML au bout d'1 an ($R^2 = 0.83$; validation croisée).

Conclusion

Dès la première année d'expérience, une hiérarchie des facteurs contrôlant la décomposition des matériaux de surface se dessine : qualité de la litière > pédoclimat > mésofaune du sol. L'effet du pédoclimat est principalement attribuable à la température, et non à l'humidité du sol. L'expérience se poursuit afin de déterminer la hiérarchie de ces facteurs pour les horizons OF et OH. La puissance des analyses NIRS est démontrée par l'évolution des signatures spectrales d'échantillons ayant des pertes en masse quasi-nulles (OH). La PCA des spectres NIRS montre qu'il est possible d'obtenir des échantillons initiaux homogènes et représentatifs des horizons de surface (OL, OF, OH) de peuplements mixtes forestiers. Cette approche holistique permet d'obtenir un taux de décomposition réaliste pour chaque phase majeure de la décomposition et donc d'améliorer la qualité de modèles globaux.

Etude par traceurs isotopiques et modélisation des facteurs contrôlant la décomposition de la matière organique de systèmes de jachère

Marc Pansu¹ et Pierre Bottner²

¹ IRD, BP 64501, 34394 Montpellier Cedex 05.67.41.62.28, pansu@mpl.ird.fr

² CNRS – Décédé le 15 Octobre 2006

Introduction

Les données de traceurs isotopiques ¹⁴C et ¹⁵N collectées sur la paramo vénézuélien et les techniques d'analyse de sensibilité ont permis une étude comparative de cinq raisonnables alternatives de modèles de décomposition. Le but était une exploration des diagrammes de flux au niveau de la biomasse microbienne et de ses métabolites, la partie entrée du modèle (Fig. 1) étant gérée à l'aide des équations établies par Thuriès et al. (2002) pour les cinq modèles testés. L'étude a permis de recommander le concept MOMOS-6 (Fig. 1, Pansu *et al.*, 2004) comme une base pour la simulation des dynamiques des MO natives et celles des nécromasses qui entrent annuellement dans le sol. MOMOS-6 est centré sur le fonctionnement de la biomasse microbienne et utilise seulement sept constantes de vitesse liées à la température et à l'humidité du sol (simulée par le modèle de bilan hydrique SAHEL couplé avec MOMOS) et définies comme : (k_{resp}) taux de respiration microbienne (unique sortie de carbone du système), (k_{MB}) taux de mortalité microbienne, (k_{VL} , k_{VS}) taux d'assimilation microbienne des nécromasses labiles (VL) et stables (VS), (k_{HL} , k_{HS}) taux d'assimilation microbienne des métabolites humifiés labiles (HL) et stables (HS), (k_{HLS}) taux de maturation des métabolites labiles en humus stable. Des données complémentaires associées à MOMOS-6 permettent de préciser l'effet de la durée de jachère, de la qualité de l'apport, du climat et du type de sol sur les processus de décomposition.

Matériels et méthodes

Des pailles de deux qualités biochimiques marquées au ¹⁴C et ¹⁵N ont été incubées *in situ* dans des sols de parcelles de début et de fin de jachère dans le paramo vénézuélien et la puna bolivienne, avec collecte durant 2 ans des données suivantes : humidité du sol, ¹⁴C et ¹⁵N total, ¹⁴C et ¹⁵N de biomasse microbienne (BM), pluie, température et radiation.

Résultat et discussion

Les *données climatiques* en relation avec la température et l'humidité du sol interviennent par des fonctions appliquées à chaque paramètre du modèle. Ainsi, les processus de décomposition apparaissent peu freinés par les conditions climatiques sur le paramo Vénézuélien alors qu'ils sont stoppés durant les longues périodes hivernales sèches sur la puna bolivienne. Le fonctionnement des parcelles en début et en fin de jachère apparaît analogue en termes de décomposition pour les deux sites. La *durée de jachère* ne modifie donc pas significativement le potentiel de décomposition dans ces milieux. L'effet de la *qualité des apports organiques* se traduit d'une part sur la répartition entre compartiment labile VL et stable VS (Thuriès et al., 2002), d'autre part sur le taux de mortalité microbienne k_{MB} et les taux d'assimilation k_{VL} et k_{VS} influencés par le rapport C :N des apports (Bottner *et al.*, 2006). L'influence du *type de sol* se traduit sur le seul paramètre taux de respiration microbienne k_{resp} . Ainsi dans le sol de la puna sèche où la décomposition est pourtant souvent stoppée par manque d'eau, la minéralisation est beaucoup plus active que dans le paramo humide. Cette étude a permis d'expliquer et de prédire les différences observées en matière de séquestration de carbone sur les deux sites : le sol du paramo concentre 10% C, celui de la puna seulement 0,5% C. Une relation est proposée entre k_{resp} et le taux de fractions fines du sol (Pansu *et al.*, 2006).

Conclusion

Ce travail utilisant à la fois d'une part les traceurs isotopiques ^{14}C et ^{15}N , la collecte de données climatiques et édaphiques, les mesures chimiques, biochimiques et microbiologique, d'autre part les calculs d'intégration numérique, d'optimisation et d'analyse de sensibilité a permis dans un premier temps de proposer le modèle MOMOS-6 centré sur le fonctionnement de la biomasse microbienne. Basées sur deux sites de montagne assez semblables en matière de température et d'usage des terres les expériences et le modèle ont ensuite permis de comprendre et proposer une prédiction de l'influence des principales variables externes intervenant sur les processus de décomposition : pluviométrie et humidité du sol, durée de jachère, propriétés physiques du sol et qualité des entrées organiques.

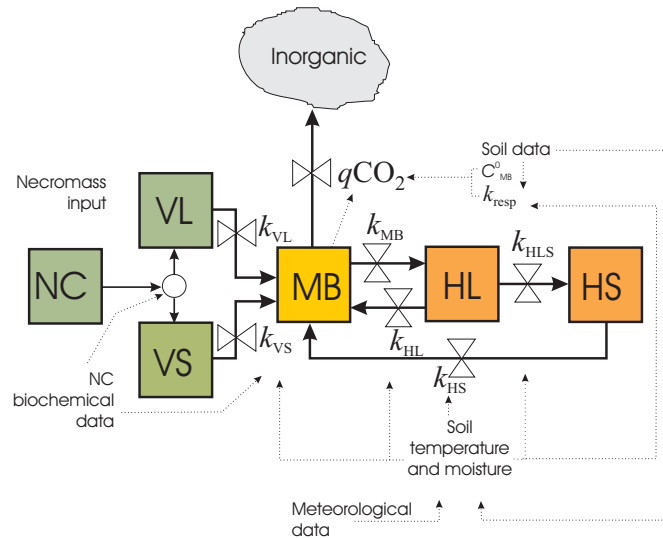


Figure 1 - Le modèle MOMOS-6: (NC) entrée de nécromasse, (VL) labile NC, (VS) stable NC, (MB) biomasse microbienne, (HL) humus labile, (HS) humus stable, (k_{VL} , k_{VS} , k_{HL} , k_{HS}) taux d'assimilation des compartiments VL, VS, HL, HS par la biomasse microbienne, (k_{MB}) taux de mortalité microbienne, ($q\text{CO}_2$) quotient métabolique de MB, (k_{resp}) taux de respiration de MB, (C_{MB}^0) carbone de MB à l'équilibre

Références

- Thuriès, L., Pansu, M., Larré-Larrouy, M.C. and Feller, C., 2002. Biochemical composition and mineralization kinetics of organic inputs in a sandy soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 34: 239-250.
- Pansu, M., Bottner, P., Sarmiento, L. and Metselaar, K., 2004. Comparison of five soil organic matter decomposition models using data from a ^{14}C and ^{15}N labeling field experiment. *Global Biogeochemical Cycles*, 18, GB4022, doi: 10.1029/2004GB002230.
- Bottner, P. et al., 2006. Factors controlling decomposition of soil organic matter in fallow systems of the high tropical Andes: a field simulation approach using ^{14}C and ^{15}N labelled plant material. *Soil Biology & Biochemistry*, 38, 2162-2177.
- Pansu, M., Sarmiento, L., Metselaar, K., Hervé, D. and Bottner, P., 2006. Modelling the transformations and sequestration of soil organic matter in two contrasting ecosystems of the Andes. *European Journal of Soil Science*, doi:10.1111/j.1365-2389.2006.00867.x.

Rôle des composés pariétaux sur la décomposition des racines de maïs dans le sol : impact sur la minéralisation du carbone

Machinet GE¹, Bertrand I², Chabbert B³, et Recous S⁴.

^{1, 2, 4} : INRA, UR 1158, Unité d'Agronomie, équipe Azote et Matières Organiques, 2 esplanade Roland Garros, F-51686 Reims, France. E-mail: Gaylord.Machinet@reims.inra.fr

³ : INRA-UMR Fractionnement des AgroRessources et Emballage (FARE), équipe Structures et Propriétés des Parois secondaires, 2 esplanade Roland Garros, F-51686 Reims, France.

Introduction

La composition biochimique des résidus de culture est un des facteurs qui influence fortement leur décomposition dans les sols (Swift et *al.*, 1979). Différentes approches ont été proposées pour caractériser la qualité biochimique des résidus de culture et prédire leurs cinétiques de minéralisation du carbone et de l'azote. Parmi elles, l'extraction chimique proposée par Van Soest (1963) est l'une des plus couramment utilisées. Cette méthode, initialement développée pour estimer la digestibilité des fourrages, sépare les composés biochimiques en quatre fractions (soluble, cellulose, hémicelluloses et lignine) qui se différencient par leur récalcitrance à l'attaque chimique. Cependant, cette description actuelle de la qualité biochimique des résidus végétaux dans les modèles de prévision des flux de C et N ne permet pas d'expliquer de manière systématique leur décomposition dans les sols, notamment dans le cas des racines (Abiven et *al.*, 2005 ; Rasse et *al.*, 2005). Une connaissance approfondie de facteurs qualitatifs affectant les modes de décomposition des racines à court et moyen terme devrait permettre de mieux préciser l'impact de ces résidus qui représentent une des principales sources de carbone de la matière organique du sol. Les racines étant des organes particulièrement riches en parois lignifiées, la nature et la structure des parois pourraient significativement dicter les cinétiques de minéralisation du C à moyen et long terme.

Afin de préciser cette hypothèse, nous avons examiné l'impact d'une variabilité de la composante pariétale des racines sur la décomposition de ces organes dans le sol. Dans ce contexte, notre démarche s'est appuyée sur la diversité génétique mise en évidence chez le maïs en lien avec la digestibilité des fourrages. Différents mutants ont pu en effet être distingués par des qualités contrastées de parois cellulaires des organes aériens (Barrière et *al.*, 2004). L'expression de cette variabilité chimique au niveau des parois cellulaires des racines de maïs permettrait de disposer d'un échantillonnage contrasté pour appréhender le rôle des composants pariétaux sur les cinétiques de minéralisation. Une étude comparative de l'architecture tissulaire des différents résidus a par ailleurs été abordée afin de déterminer l'effet de cette diversité génétique sur la nature et les types cellulaires présents dans les racines.

Matériels et méthodes

Les racines ont été obtenues à partir de quatre génotypes de maïs, parmi lesquels des maïs mutants « *brown-midrib* » (F2bm1 et F292bm3) et leurs lignées isogéniques normales (F2 et F292). Ces différents génotypes ont été retenus sur la base de leur variabilité en terme de caractéristiques pariétales des tiges et de leur comportement en digestibilité animale (Méchin et *al.*, 1998).

La qualité biochimique des racines a été caractérisée par la teneur en paroi et la composition de ces parois. Celle-ci a été déterminée par la quantité et la nature des polysaccharides après hydrolyse acide, des lignines par thioacidolyse (Lapierre et *al.*, 1986), et des acides phénoliques libérés par saponification (Scalbert et *al.*, 1985).

Les études de décomposition ont été effectuées par incubation de fragments de racines des différents génotypes (1-5mm) dans un sol en conditions de température et d'humidité contrôlées. La minéralisation du carbone a été mesurée au moyen de pièges à CO₂.

L'architecture tissulaire des différents résidus a été comparée par observation des coupes transversales de racines de maïs en microscopie photonique. L'épaisseur des parois des différents types cellulaires a été mesurée avant décomposition. La présence de lignine a par ailleurs été mise en évidence *via* une coloration au phloroglucinol acide.

Résultats et discussion

Les racines présentent des variations de la qualité biochimique des parois selon les génotypes (tableau I). La teneur en paroi ainsi que les teneurs en lignine Klason, en polysaccharides et acides phénoliques pariétaux varient significativement entre les génotypes mutants et les génotypes parentaux. Les parois présentent également des variations dans la composition intrinsèque des polymères. En particulier, la composition monomérique des lignines, déterminée par le rapport Syringyle/Gaïacyle, varie de 0,7 à 1,8 selon les génotypes. Ces résultats montrent que les mutations *bm* affectent la qualité des parois de racines et la composition des polymères constitutifs.

Le cumul de minéralisation nette du carbone des racines varie fortement pendant toute la période de l'incubation (figure 1) et représente après 217 jours d'incubation, 660 à 1110 mg CO₂/kg sol. Les différences quantitatives des constituants pariétaux, tels que la lignine et les acides phénoliques, peuvent influencer les vitesses de décomposition. Les acides phénoliques, précurseurs de lignine, sont en effet impliqués dans la formation de complexes hémicelluloses-lignines susceptibles de limiter la dégradation des parois (Jung *et al.*, 2000). Les acides phénoliques peuvent également induire une toxicité pour les microorganismes du sol (De Ascensao and Dubery, 2003).

Les observations histologiques des racines avant décomposition n'ont pas permis de déceler une variation significative de l'architecture tissulaire des racines au sein des différents génotypes, soulignant donc l'importance de la qualité des parois dans la minéralisation du carbone. Cependant, ces observations ont montré une forte hétérogénéité dans la distribution tissulaire de la lignine qui est principalement localisée dans le cylindre central des racines (données non montrées). Cette hétérogénéité expliquerait les différences de cinétique de décomposition des tissus constitutifs des racines (Bertrand *et al.*, 2005).

Afin d'apprécier le rôle des composants pariétaux dans la cinétique de minéralisation, la caractérisation de la qualité biochimique des parois de racines prélevées à différents stades de l'incubation est en cours et sera discutée.

	Paroi	LK	S/G	Polysaccharides	Acides phénoliques
F2	91,2	19,1	1,8	59,6	3,4
F2bm1	87,9	20,9	1,1	58,8	2,2
F292	90,4	16,9	1,3	63,4	3,2
F292bm3	83,6	15,3	0,7	65,4	2,4

Tableau I : Teneurs en paroi, lignine Klason (LK), polysaccharides et acides phénoliques pariétaux exprimées

Références

- Abiven S. *et al.*, 2005 *Soil Biol. Fert.* 42, 119-128.
 Barrière Y. *et al.*, 2004 *Comptes Rendus Biologie* 327, 847-860.
 Bertrand I. *et al.*, 2005 *Plant and Soil* 281, 291-307.
 De Ascensao A.R.F.D.C. and Dubery I.A., 2003 *Phytochemistry* 63, 679-686.
 Jung H.J.G. *et al.*, 2000 *Journal of the Science of Food and Agriculture* 80, 419-427.
 Lapiere C. *et al.*, 1986 *Holzforschung* 40, 113-119.
 Méchin V. *et al.*, 1998 *Maydica* 43, 205-210.
 Rasse D.P. *et al.*, 2005 *Plant Soil* 269, 341-356.
 Scalbert A. *et al.*, 1985 *Phytochemistry* 24, 1359-1362.
 Swift M.J. *et al.*, 1979 *Studies in Ecology* Vol. 5, Black-well Scientific Publications, Oxford, 372.
 Van Soest P.J., 1963 *Assoc. Off. Agr. Chem. Jour.* 46, 825-829.

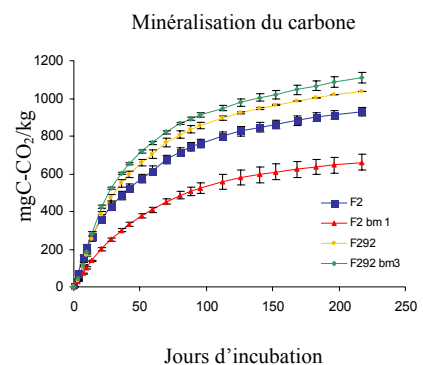


Figure 1 : Cumul de minéralisation nette du carbone des racines incubées dans un sol sur une période de 217 jours.

Effet du feu sur la qualité des matières organiques apportées au sol

Alexis Marie A.¹, Rumpel Cornelia¹, Knicker Heike², Péchot Nicolas¹, Mariotti André¹

1: Laboratoire de Biogéochimie et Ecologie des Milieux Continentaux, équipe Matières organiques des sols : dynamique et fonctions, Bât EGER site INRA INA-PG, 78850 Thiverval-Grignon, alexis@grignon.inra.fr

2 : Lehrstuhl für Bodenkunde. Technische Universität München, D-85350 Freising-Weihenstephan

Introduction:

Les feux de végétation affectent environ 40% des surfaces continentales chaque année (Chapin et al., 2002), et constituent l'une des principales perturbations des écosystèmes terrestres. La combustion partielle de la matière organique (MO) produit des charbons, qui sont riches en carbone (C), d'aspect noir brillant, et dont le temps moyen de résidence est parmi les plus élevés des MO du sol. Dans des écosystèmes régulièrement soumis au feu, ce C pyrogénique peut donc s'accumuler dans les sols, influencer leur fonctionnement, et stocker du C à long terme. La stabilité des charbons dépend fortement des conditions dans lesquelles ils ont été produits (Masiello, 2004), et la température de brûlis est considérée comme un paramètre déterminant. La plupart des travaux menés jusqu'ici ont porté sur des brûlis en laboratoire, mettant en relation une élévation progressive de la température et la qualité des charbons produits. Il existe par contre très peu de données de terrain, permettant de prendre en compte la très grande hétérogénéité des conditions de brûlis. L'objectif de cette étude est de suivre la modification qualitative des MO apportées au sol lors d'un feu naturel. Nous avons mis en relation ces transformations avec les températures enregistrées dans l'écosystème. Nous avons enfin cherché à distinguer l'effet « température » de l'effet « chute de feuilles non sénescentes », également induit par le feu.

Matériels et méthodes:

L'étude a porté sur le maquis à chênes de Floride. Nous avons étudié un événement de feu contrôlé dans une parcelle de 30 ha. Vingt placettes de 1 m² ont été utilisées pour les prélèvements et les mesures. Nous avons comparé d'une part les feuilles de litière totale avant et après feu (6 échantillons divisés en 5 fractions granulométriques); et d'autre part des feuilles de litière après feu, visuellement identifiées comme brûlées et non brûlées (5 échantillons divisés en 3 fractions granulométriques). La qualité de ces matières organiques a été caractérisée par analyses élémentaires (C, N, H) et isotopiques ($\delta^{13}\text{C}$), résonance magnétique du ¹³C à l'état solide (RMN), et quantification d'un marqueur moléculaire de la combustion (lévoglucosan). La température du feu a été mesurée à l'aide de peintures thermosensibles (80 à 870°C) placées dans la végétation, la litière, et à 2-3 cm sous la surface du sol.

Résultats:

Le passage du feu a fragmenté les feuilles de végétation et de litière, avec une redistribution de la MO vers les fractions <2 mm. L'élévation de température a entraîné une concentration en C (+113 à 140 mg g⁻¹; $P < 0,01$) et un appauvrissement en ¹³C (-0,6 à 1,0 ‰; $P < 0,05$) de la MO. Cependant, les charbons représentent moins de 20% de la litière totale après feu et les transformations induites par la température apparaissent moins clairement dans la litière totale après feu. De plus, l'apport des feuilles de végétation atténue certains effets de la température.

Le rapport molaire H/C est significativement plus bas ($P < 0,01$) dans les charbons (H/C=1) que dans les litières avant feu et brune après feu (H/C=1,5). Ce résultat concorde avec l'analyse en RMN (Figure), qui indique une augmentation de la contribution des C aromatiques (concentration et formation), particulièrement nette jusqu'à des températures de 500 à 550°C. Les C alkyles (comme la cellulose) sont particulièrement sensibles à l'élévation de température. L'altération préférentielle de la cellulose peut expliquer l'appauvrissement en ^{13}C des charbons, car elle est plus riche en ^{13}C que des structures comme les lignines ou les lipides (Benner et al., 1987 ; Loader et al., 2003). L'influence de la température sur la composition chimique n'apparaît pas dans la litière brune après feu (Figure). Cependant, celle-ci contient du lévoglucosan, molécule issue de la combustion du matériel cellulosique. La présence de ce marqueur de brûlis indique que la litière visuellement non brûlée a tout de même subi une altération thermique.

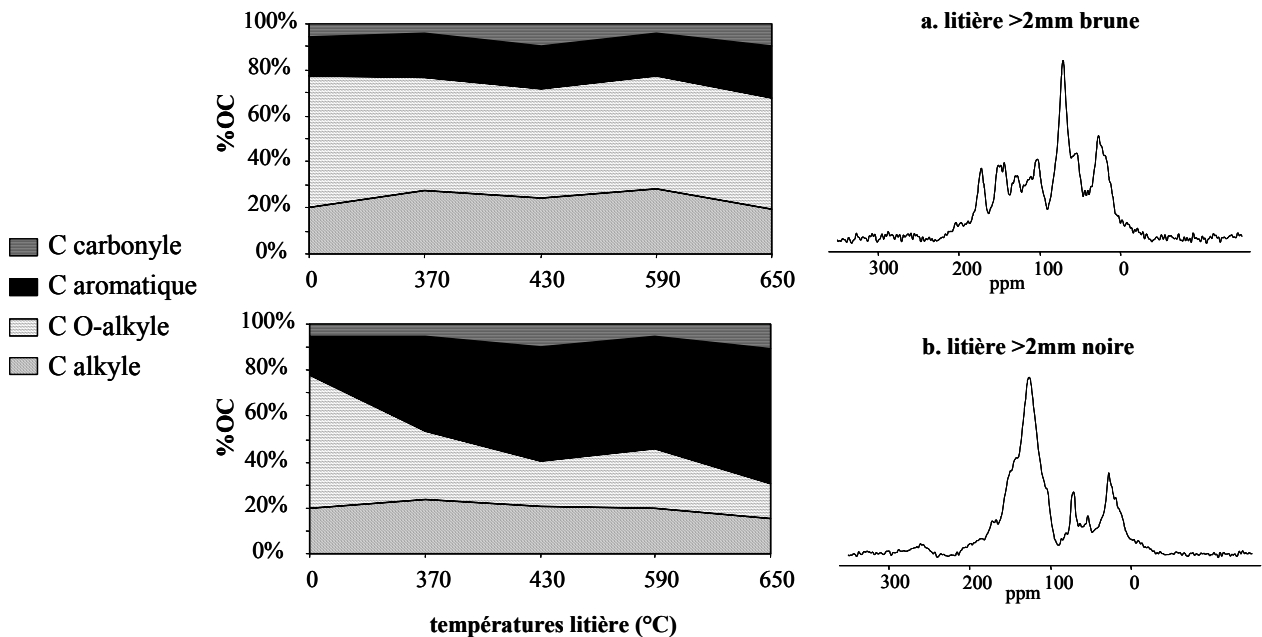


Figure : Evolution de la composition chimique de la litière après feu >2mm (a) brune et (b) noire, en fonction de la température (RMN du ^{13}C à l'état solide par polarisation croisée).

Dans nos résultats, la relation « température - transformation chimique » est très similaire à celle obtenue dans des simulations de brûlis en laboratoire. Il semble donc, que malgré la grande hétérogénéité des conditions de brûlis sur le terrain, les expérimentations en conditions contrôlées offre une bonne représentativité des processus d'un point de vue qualitatif. La séparation visuelle du matériel brûlé et non brûlé a permis de distinguer les charbons, dont la composition chimique a été significativement altérée par la température. Cependant, afin d'affiner le suivi de cette altération thermique, une étude à l'échelle moléculaire apparaît très prometteuse.

Références :

- Chapin, F.S., Matson, P.A., Mooney, H.A., (2002) Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer, New York, USA.
 Masiello, C.A., (2004) New directions in black carbon organic geochemistry. *Marine Chemistry*, 92, 201-213.

Simulation des conséquences d'exportations massives de pailles sur la fertilité du sol et la durabilité de l'agriculture

Kawtar Saffih-Hdadi¹ et Bruno Mary²

1: Unité d'Agronomie de Laon-Reims-Mons, INRA, 2 Esplanade Roland Garros, BP 224, 51686 Reims, Saffih-hdadi@reims.inra.fr

2 : Unité d'Agronomie de Laon-Reims-Mons, INRA, rue Fernand Christ 02007 Laon, mary@laon.inra.fr

Contexte :

La Picardie et la Champagne-Ardenne disposent d'importantes ressources en paille de céréales qui offrent de multiples possibilités de valorisation dans le domaine non alimentaire, notamment la production de la bio-énergie. Il semble cependant exclu d'orienter vers l'industrie la totalité des pailles actuellement enfouies sous peine de réduire sévèrement le taux de carbone organique des sols. L'objectif de notre travail est de simuler l'effet d'exportation systématique de pailles et de pratiques agricoles alternatives sur les stocks de carbone dans les sols à long terme dans le contexte agricole de la Picardie.

Matériel et méthodes :

Nous avons d'abord testé le modèle AMG (Andriulo et al., 1999) sur des essais de longue durée conduits en France et à l'étranger, avec ou sans restitution de paille. Les 9 essais retenus vont de la Norvège à la Thaïlande, et l'évolution des stocks de carbone a été caractérisée sur une période moyenne de 25 ans. Nous avons ensuite appliqué le modèle pour simuler les conséquences d'exportation de paille sur l'évolution des stocks de carbone organique dans le département de l'Aisne en s'appuyant sur une base de données analytique du LDAR (Laboratoire Départemental d'Analyses et de Recherches). Cette base de données comprend des données d'analyse de terre (teneurs en carbone, texture), des informations sur les successions culturales, les rendements des cultures, la nature et dose de produits organiques exogènes apportés au cours de la période 1999-2005 sur un échantillon de 3574 parcelles du département de l'Aisne. Les simulations ont été conduites en considérant un scénario climatique futur et pour différentes alternatives d'exportation des pailles (pratiques actuelles ou exportation de 1/3, 1/2 ou 2/3 de la paille disponible).

Résultats :

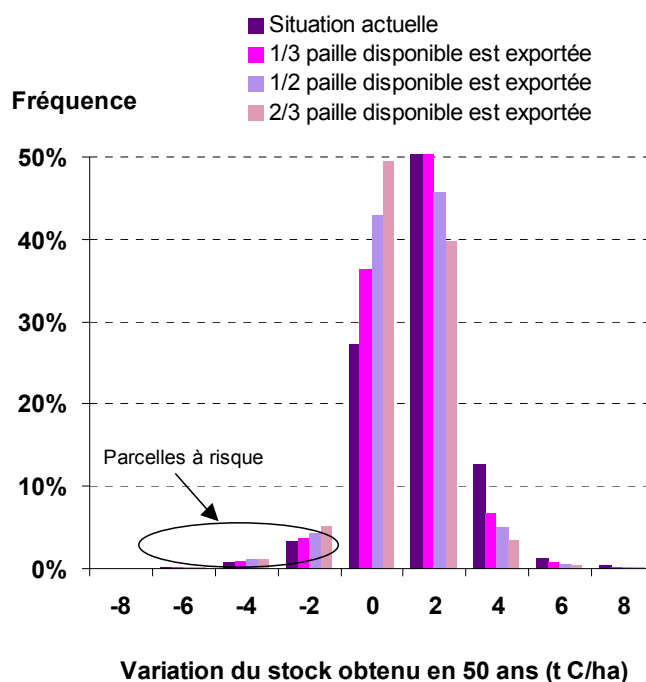
Des résultats de simulation satisfaisants ont été obtenus avec le modèle pour les essais de longue durée. En utilisant un paramétrage unique, nous obtenons une bonne adéquation entre valeurs observées et simulées, sauf sur l'essai d'Issoudun dans le cas du traitement pailles brûlées. Par rapport au traitement de référence pailles enfouies, l'exportation des pailles conduit à une diminution systématique des stocks de carbone organique, dont l'intensité dépend des conditions pédoclimatiques. Au bout de 25 ans, la diminution moyenne observée est de 5.5 t ha⁻¹, alors que la valeur simulée est de 5.1 t C ha⁻¹ (tableau ci-dessous).

La simulation effectuée sur les 3574 parcelles de l'Aisne montre qu'une exportation modérée des pailles (1/3 des pailles disponibles) est tout à fait acceptable en moyenne car elle conduirait au bout de 50 ans à une diminution de 0.9 t C ha⁻¹ par rapport aux pratiques actuelles, soit 2.2% du stock de matière organique actuel. Cette pratique permettrait de récolter 245 000 t de paille sur le département. Cependant cette moyenne recouvre une grande variabilité de situations qui doit être prise en compte. Nous préconisons d'éviter l'exportation de paille sur les parcelles à risque (parcelles à faibles restitutions organiques et/ou sur sol sableux) et de l'encourager sur des parcelles dont le stock de matière organique est en

augmentation. La prise en compte de situations individuelles permettrait de presque doubler le potentiel d'exportation (Figure). Cet objectif pourrait être atteint en finalisant un outil d'aide à la décision à la parcelle issu de nos travaux.

Site	Pays	Durée yr	Stock du carbone			
			Paille exportée		Paille enfouie	
			observé Mg ha-1	simulé Mg ha-1	observé Mg ha-1	simulé Mg ha-1
Ultuna	Suède	35	36.8	38.8	49.1	49.2
Askov	Danemark	31	81.2	77.5	92.5	84.5
Issoudun	France	32	42.9	39.1	46.1	45.1
Grignon	France	18	31.6	31.3	35.9	37.4
Boigneville	France	12	39.8	39.4	41.9	41.9
Serreslous	France	21	23.5	24.2	26.9	28.3
Doazit	France	24	33.1	33.0	35.9	36.5
Khon Kaen	Thaïlande	26	7.7	8.7	10.7	9.7
Askov 2	Danemark	27	38.5	38.9	45.0	45.0
Moyenne		25	37.2	36.8	42.7	41.9

Evaluation du modèle AMG: stocks de carbone organique finaux observés et simulés



Histogramme de variation des stocks de carbone organique dans les 3754 parcelles de l'Aisne

Perspectives :

La démarche vise à cartographier le potentiel de paille exportable tout en assurant la durabilité des systèmes de culture. Elle doit être étendue à simuler l'impact des exportations de paille sur les fonctions agri-environnementales des sols: minéralisation, lixiviation de l'azote, émissions de gaz à effet de serre et comportement physique des sols. L'objectif est de définir les pratiques culturales permettant d'optimiser le bilan environnemental par type de milieu (sol, climat) et de système de culture.

Indicateur de potentiel de stockage de carbone dans les sols via l'apport de matières organiques

Lashermes G.¹, Houot S.¹, Nicolardot B.², Parnaudeau V.², Mary B.³, Morvan T.⁴, Chaussod R.⁵, Linères M.⁶, Metzger L.⁷, Thuriès L.⁸, Villette C.⁹, Tricaud A.¹⁰, Guillotin M.L.¹¹, David F.¹²

1: UMR EGC, INRA, 78850 Thiverval-Grignon, glashermes@grignon.inra.fr, houot@grignon.inra.fr ; 2: UR Agronomie, INRA, 51686 Reims, nicolard@reims.inra.fr, parnaudeau@reims.inra.fr ; 3: UR Agronomie, INRA, 02007 Laon, mary@laon.inra.fr ; 4: UMR SAS, INRA, 29000 Quimper, morvan@rennes.inra.fr ; 5: UMR MGS, INRA, 21034 Dijon, chaussod@dijon.inra.fr ; 6: UMR ENITAB, INRA, 33883 Villenave d'Ornon, lineres@bordeaux.inra.fr ; 7: RITTMO, 68740 Nambshheim, laure.metzger@rittmo.com ; 8: SAS, Phalippou-Frayssinet, 81240 Rouairoux et MOST, IRD-CIRAD, 34398 Montpellier, thuries@cirad.fr ; 9: LDAR, 02007 Laon, cvillette@cg02.fr ; 10: SAS, 45160 Ardon, atriculaud@saslaboratoire.com ; 11: LCA, 17074 La Rochelle, marie-laure.guillotin@laboratoirelca.com ; 12 : ADEME, 49004 Angers, fabienne.david@ademe.fr

Le recyclage agricole des déchets organiques d'origine urbaine, industrielle et agricole constitue une filière de valorisation largement utilisée. Ces *matières organiques ajoutées (MOA)* contribuent à l'entretien des stocks de matières organiques dans les sols. Elles sont caractérisées essentiellement au laboratoire par deux méthodes : le *fractionnement biochimique de la matière organique* (AFNOR, XPU 44-162) et la mesure des *potentiels de minéralisation* du C et de N en conditions contrôlées dans un sol (AFNOR, XPU 44-163). La norme XP U 44-162 propose le calcul de deux indicateurs de potentialité de stockage de C dans les sols, l'ISB et le Tr^{CBM} (Linères et Djakovitch, 1993 ; Robin, 1997). Ces indicateurs sont intéressants car ils se basent sur des résultats d'analyses rapidement et facilement accessibles. Néanmoins, ils donnent parfois des prédictions aberrantes car ils ont été élaborés à partir d'un petit échantillon de MOA. Cette étude, commanditée par l'ADEME, propose la définition *d'un nouvel indicateur de potentialité de stockage de C dans les sols des MOA* plus robuste car établi sur la base d'un grand nombre de données analytiques et validé sur un jeu de données n'ayant pas servi à sa définition.

Matériels et Méthodes

Une base de données de **83 MOA**, composée de 13% de boues résiduaires, 25% de composts, 27% d'effluents d'élevage, 17% de déchets d'origine végétale, 8% de fertilisants, 5% de mulchs et 5% d'autres produits a été créée. Elle contient les résultats analytiques issus des deux normes XPU 44-162 et 44-163. Les incubations en conditions contrôlées ont été réalisées à 28°C pendant une durée allant de 156 à 364 jours. Les cinétiques de minéralisation ont été inversées en cinétiques du *taux observé de C organique restant dans le sol (Tr_{obs})* sur lesquelles 3 équations (*puissance Tr_1 , double exponentielle Tr_2 et du second ordre Tr_3*) ont été ajustées. Les équations Tr_1 , Tr_2 et Tr_3 ont été extrapolées à long terme afin de déterminer les *proportions de C organique de la MOA restant au sol* (respectivement Cr_1 , Cr_2 et Cr_3) et participant potentiellement au stock de matière organique du sol (Fig.1). Le jeu de données des 83 MOA a été aléatoirement divisé en deux parties contenant successivement :

- **55 MOA** (jeu de définition) pour lesquelles des régressions partielles des moindres carrés ont été réalisées avec en variables dépendantes les Cr_1 , Cr_2 ou Cr_3 et en variables explicatives les fractions biochimiques et le C minéralisé après 3 jours d'incubation (Cm_3). Les meilleures équations de régression ont été sélectionnées pour constituer *des indicateurs de stockage de matière organique* (respectivement $ISMO_1$, $ISMO_2$ et $ISMO_3$) des MOA.

- **28 MOA** (jeu de validation) pour lesquelles les Cr_1 , Cr_2 et Cr_3 déterminés à partir des données expérimentales ont été confrontés aux prédictions des indicateurs $ISMO_1$, $ISMO_2$ et $ISMO_3$ respectivement afin de valider ces indicateurs définis précédemment.

Résultats

Les équations Tr_1 ont donné les meilleurs ajustements aux cinétiques expérimentales Tr_{obs} et Tr_2 les plus mauvais. Par ailleurs, la variation des prédictions des Cr induite par la variation de la durée d'incubation sur laquelle les équations ont été ajustées a été testée. Les équations Tr_2 ont donné les estimations les plus robustes et Tr_1 les moins robustes. L'utilisation de cinétiques de minéralisation de longue durée (> 156 jours) permet de palier ce problème. Les équations Tr_3 ont donné des résultats intermédiaires. Les équations de régression contenant uniquement les fractions biochimiques expliquaient seulement 40 à 54% de la variabilité des Cr , elles ont été écartées. L'addition de la variable $Cm3$ permet d'obtenir des équations de régression expliquant 60 à 84% de la variabilité des Cr (R^2 significatifs au seuil de 0.1%). Les meilleures équations, sélectionnées pour constituer les indicateurs $ISMO$, contenaient les variables soluble (SOL), cellulose (CEL), lignine (LIC), exprimées en pourcents de matière organique et $Cm3$, exprimée en pourcent du C organique de la MOA. Pour le jeu de données de validation, les coefficients de détermination (R^2) calculés entre les Cr et les prédictions des $ISMO$ étaient du même ordre de grandeur : toutes les équations de régression ont donc pu être validées. Ayant le R^2 le plus faible, $ISMO_3$ a été écarté. Les prédictions de $ISMO_1$ et $ISMO_2$ étaient très fortement corrélées, les équations pouvaient donc être considérées comme équivalentes (Fig. 2). L'indicateur de stockage de matière organique finalement retenu est l'équation de régression issue des estimations de l'équation Tr_1 car elle était la mieux ajustée aux données expérimentales : $ISMO_1 = 44.5 + 0.5 SOL - 0.2 CEL + 0.7 LIC - 2.3 Cm3$.

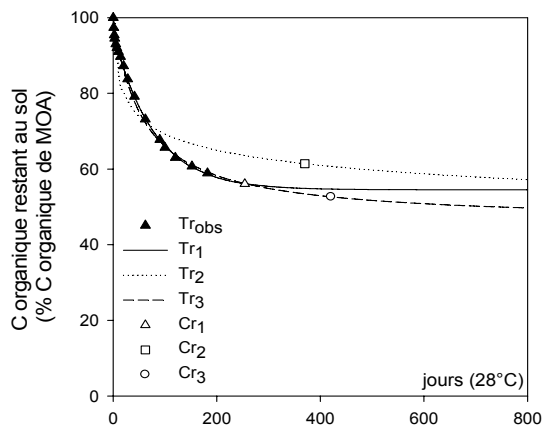


Figure 1. Exemple d'extrapolation des équations Tr_1 , Tr_2 et Tr_3 (lignes) ajustées sur la cinétique observée du taux de C organique restant au sol d'une MOA (triangles pleins). Les quantités de C organique de la MOA participant potentiellement au stock de matière organique du sol Cr_1 , Cr_2 et Cr_3 , estimées selon les 3 équations Tr_1 , Tr_2 et Tr_3 sont représentées par les symboles vides.

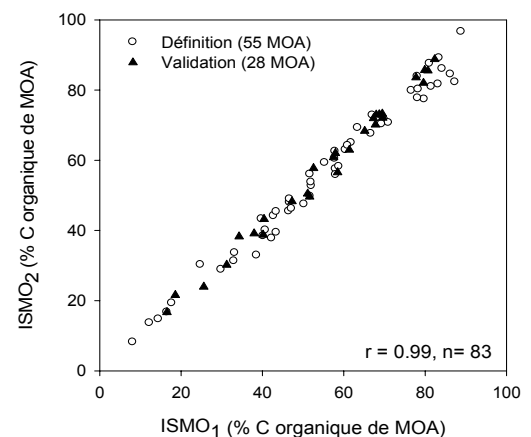


Figure 2. Relation entre les quantités de C organique restant au sol prédites selon les indicateurs $ISMO_1$ (équation de régression issue de Cr_1) et $ISMO_2$ (équation de régression issue de Cr_2) pour les deux jeux de données de définition et de validation.

Bibliographie

- LINERES M. & DJAKOVITCH J.L., 1993. –Caractérisation de la stabilité biologique des apports organiques par l'analyse biochimique. *Matières organiques et agriculture. Actes des 4èmes journées du GEMAS et du 5ème forum du COMIFER.* Ed. Decroux et Ignazi, France, 159-168
- ROBIN D., 1997. –Intérêt de la caractérisation biochimique pour l'évaluation de la proportion de matière organique stable après décomposition dans le sol et la classification des produits organominéraux. *Agronomie*, **17**, 157-171

Potentialité de stockage de carbone dans les sols par apport de composts d'origine urbaine

Houot Sabine¹, Bodineau Guillaume¹, Rampon Jean-Noel¹, Francou Cédric², Le Villio-Poitrenaud Maelenn², Balesdent Jérôme³

(1) INRA, UMR1091, Environnement et Grandes Cultures, F-78850 Thiverval-Grignon, houot@grignon.inra.fr; (2) Centre de Recherche sur la Propreté, Veolia Environnement R&D, F-78520 Limay, francou@veolia.com; (3) INRA, UR Géochimie des Sols et des Eaux, F-13100 Aix en Provence, balesdent@aix.inra.fr

Introduction

La baisse des teneurs en MO est une des menaces affectant la qualité des sols dans un projet de directive européenne, ce qui confirme l'intérêt de la valorisation agronomique des produits résiduels organiques (PRO). Ces apports contribuent à l'entretien des stocks de matières organiques (MO) dans les sols voir même pourraient favoriser leur augmentation, donc la séquestration de C permettant de compenser l'augmentation des émissions de CO₂, un des principaux gaz à effet de serre. En outre, ces apports améliorent la fertilité des sols : stabilisation de la structure, libération d'éléments fertilisants pour les végétaux, stimulation de l'activité biologique du sol... Dans les régions où l'élevage a disparu, ils constituent une source majeure de MO pour les sols. C'est le cas en Ile-de-France où la majeure partie des sols sont limoneux et pauvres en MO et présentent des risques importants de dégradation physique et de perte de fertilité. Ainsi dans ces zones agricoles périurbaines, les composts de déchets organiques d'origine urbaine représentent une source importante de matières organiques et sont utilisés pour leur valeur d'amendement organique et/ou leur valeur fertilisante.

Matériel et Méthodes

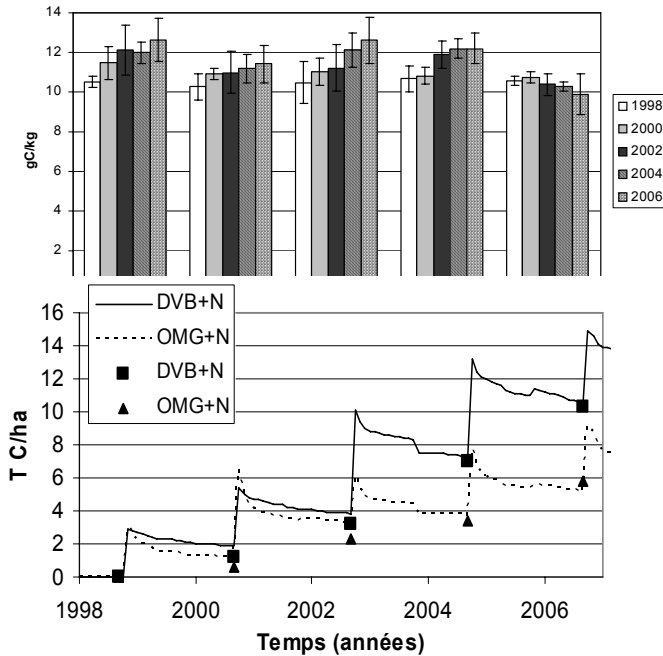
L'essai au champ QUALIAGRO a été initié en 1998 pour évaluer les effets d'apports de composts d'origine urbaine sur la qualité des différents compartiments d'un agrosystème (sol, plante, eau, air). Le sol est un luvisol caractéristique d'Ile de France, développé sur loess décarbonaté. Le dispositif est cultivé selon une rotation blé-maïs, avec exportation des pailles de blé maïs enfouissement des cannes de maïs. Quatre types d'amendements organiques sont comparés à un traitement témoin : compost de fermentescibles triés sur la plate-forme de compostage (OMR) ou avant collecte (FFOM), compost de boue d'épuration urbaine en mélange avec des déchets verts (DVB), fumier de bovins (FUM). Ces traitements organiques sont croisés avec 2 niveaux de fertilisation minérale azotée ($\pm N$). Les apports se font tous les 2 ans sur chaume de blé début septembre et immédiatement enfouis par déchaumage puis labour. Les doses d'apport sont équivalentes à 4 t C/ha par épandage. Les sols sont prélevés avant chaque épandage fin Août et la densité mesurée. Les teneurs en C organiques des sols et des composts sont mesurés à chaque épandage. Les évolutions des stocks de C dans les sols amendés sont comparées à celles dans les traitements témoin. La biodégradabilité du C organique des composts est mesurée au cours d'incubations en conditions contrôlées de laboratoire (XPU 44-163). La MO des composts est caractérisée par fractionnement biochimique (XPU 44-162).

Le modèle RothC est utilisé pour simuler à long terme les évolutions des stocks de carbone. Trois compartiments sont considérés dans la MO du sol : BIO (biomasse microbienne), HUM (MO humifiée « active »), IOM (MO inerte). Trois compartiments sont également considérés pour décrire les composts : DPM (MO décomposable), RPM (MO plus résistante à la dégradation), HUM (MO directement intégrée au compartiment HUM du sol).

La distribution de la MO des composts au sein des fractions est optimisée par ajustement des cinétiques simulées d'évolution des stocks de C dans les sols à celles mesurées au champ.

Résultats

Les teneurs en C dans les sols augmentent au fur et à mesure des épandages alors qu'elles restent constantes voir diminuent dans les sols témoins (Fig.1). Ces augmentations varient avec le type de compost : la plus importante est observée avec le compost DVB, la plus faible avec le compost OMR. Ces différences sont liées à la biodégradabilité supérieure des composts OMR qui se dégradent très rapidement après apport au sol alors que les autres



ont plus résistants à la biodégradation en raison de leur teneur plus élevée en lignine. Le modèle RothC simule de façon satisfaisante les évolutions des stocks de C dans les sols (ex des traitements DVB+N et OMR+N dans la figure 2). Les composts DVB et FFOM sont caractérisés par des compartiments résistants à la minéralisation (82 et 95% du C organique total, respectivement ; tableau 1) alors que le compost OMR a une fraction décomposable plus importante (58%). En extrapolant à 10 ans la simulation d'un apport bisannuel de compost, il resterait 27% du C organique total apporté dans le cas du compost d'OMR, 36% pour le fumier, 43% pour le compost FFOM et 41 % dans le cas du compost DVB.

sont plus résistants à la biodégradation en raison de leur teneur plus élevée en lignine.

Le modèle RothC simule de façon satisfaisante les évolutions des stocks de C dans les sols (ex des traitements DVB+N et OMR+N dans la figure 2). Les composts DVB et FFOM sont caractérisés par des compartiments résistants à la minéralisation (82 et 95% du C organique total, respectivement ; tableau 1) alors que le compost OMR a une fraction décomposable plus importante (58%). En extrapolant à 10 ans la simulation d'un apport bisannuel de compost, il resterait 27% du C organique total apporté dans le cas du compost d'OMR, 36% pour le fumier, 43% pour le compost FFOM et 41 % dans le cas du compost DVB.

Fig.2 : Evolution depuis 1998 des stocks de C dans les traitements DVB+N et OMR+N : courbes simulées avec RothC et données mesurées. Les résultats sont exprimés en delta par rapport au traitement témoin.

Tableau 1 : Fraction décomposable (DPM) et résistante (RPM) dans la MO des composts et fumiers ; Somme des carrés des écarts de l'ajustement (SCE)

	DPM	RPM	SCE
DVB	0.18	0.82	1.013
OMR	0.58	0.42	

	0.549
FFOM	0.05
	0.95
	0.685
FUM	0.27
	0.73
	1.315

En conclusion, les apports de composts permettent d'augmenter les stocks de MO dans les sols avec des efficacités qui augmentent avec la stabilité de leur MO, ceci étant fonction de leur origine (FFOM>DVB>FUM>OMR). La biodégradabilité supérieure du compost OMR permet par ailleurs de stimuler l'activité biologique du sol et présente une disponibilité plus importante de ses éléments fertilisants.

Influence de l'alternance culture-prairie sur l'évolution des réserves organiques de sols limoneux de Haute-Normandie.

Bureau Fabrice¹, Hedde Mickael¹, Akpa-Vinceslas Marthe¹, Sauvage Hélène², Chenu Claire³ et Balabane May⁴

1 : Laboratoire d'écologie, ECODIV, UPRES-EA 1293, Université de Rouen, Bâtiment IRESE A, 76821 Mont Saint Aignan Cedex, e-mail : fabrice.bureau@univ-rouen.fr

2 : Laboratoire BIOSOL, ESITPA, 27106 Val de Reuil.

3 : UMR BioemCo INRA-CNRS-UPMC-INAPG-ENS-ENSCP, Bâtiment EGER, 78850 Thiverval Grignon.

4 : Unité de Science du Sol, INRA Versailles, Route de St Cyr 78026, Versailles.

Introduction

La quantification des réserves organiques des sols est un aspect important tant dans les recherches relatives à l'estimation des potentialités de stockage en C du sol que dans les travaux relatifs à l'améliorer de la qualité des sols cultivés. La commission européenne identifie ainsi la diminution de teneur en matières organiques comme l'une des menaces importantes qui pèsent sur les sols dans sa proposition de directive cadre pour la protection des sols. Le labour conventionnel est la pratique la plus souvent mise en cause pour expliquer cette diminution des réserves organiques du sol et des techniques culturales simplifiées ont été proposées. En France, Arrouays et al. (2002) indiquent que l'une des solutions favorables en terme d'augmentation des réserves organiques serait, outre l'afforestation et certaines modifications de pratiques, une augmentation des surfaces en prairies.

En Haute-Normandie, les sols limoneux cultivés du Pays de Caux possèdent une structure fragile et sont souvent pauvres en matière organique ce qui les rend très sensibles à la battance et à l'érosion hydrique. Dans le contexte actuel, il apparaît nécessaire d'évaluer l'impact de pratiques alternatives sur l'évolution des réserves organiques de ce type de sol. La question se pose de savoir, par exemple, si l'implantation de prairies temporaires peut permettre de restaurer la fonction de stockage du C organique de ces sols. L'objectif de ce travail est de **mesurer l'influence de l'introduction de prairies dans des rotations de cultures sur l'évolution des réserves organiques des sols limoneux de Haute-Normandie**. Il s'agit notamment de déterminer si l'évolution quantitative des réserves organiques suite à l'alternance culture/prairie s'accompagne d'une évolution dans la qualité des réserves organiques.

Matériels et méthodes

Ce travail a été réalisé sur l'exploitation agricole associée au Lycée d'Enseignement Générale et Technique Agricole d'Yvetot, situé dans le Pays de Caux. Six parcelles ont été sélectionnées : 4 parcelles en rotation culture/prairie (rotation maïs/blé suivi par 4 ans minimum de mise en prairie; prairie à dominante de graminée en pâturage avec apport de fumier avant implantation et fertilisation azotée) et deux parcelles servant de référence (une rotation de cultures et une prairie permanente de 30 ans). Les sols sont prélevés sur 2 épaisseurs : "0-10 cm" et "0-équivalent Labour cm". Les stocks de matières organiques (MO) ont été estimés sur trois années permettant ainsi de reconstituer des chronoséquences. Le calcul des stocks tient compte de la teneur en C organique total (analyse élémentaire CHN) et de la densité apparente (méthode dite des petits volumes) sur les 2 épaisseurs. La qualité des MO a été suivie sur deux années à l'aide d'un indicateur global, le rapport C/N, et de paramètres relatifs aux matières organiques particulières (MOP), fractions dites labiles.

Résultats

Lors de la rotation culture/prairie, les stocks de C organique diminuent lors du passage prairie-culture suite au retournement de la prairie et augmentent progressivement avec la durée d'implantation des prairies. Ces résultats sont nettement plus marqués pour les premiers centimètres superficiels du sol où le système racinaire est plus développé. La rotation culture/prairie permet cependant le maintien d'un niveau de réserves organiques plus élevé que dans une rotation de cultures. Dans notre cas, le gain est de l'ordre de $1,3 \text{ kgC.m}^{-2}$ sur 7 ans soit 32% de plus que dans une rotation de cultures. Les chronoséquences montrent également des cinétiques d'augmentation des réserves de C organique différentes selon le précédent cultural des parcelles : l'accumulation du C se fait plus rapidement dans les parcelles en 1^{ère} cycle de rotation culture/prairie après 8 ans de cultures ($220 \text{ gC.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$) que dans les parcelles subissant leur 4^{ème} cycle de rotation culture/prairie ($150 \text{ gC.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$). L'implantation d'une prairie temporaire ne permet cependant pas d'atteindre le niveau de réserves organiques de la prairie permanente.

L'évolution quantitative des réserves organiques sous prairie s'accompagne de différences dans la qualité de ces réserves. Ces différences sont plus marquées dans la couche superficielle de sol (0-10 cm) que dans la couche 0-EqL cm. La valeur du C/N des réserves organiques augmente significativement lors du passage en prairie par rapport à la référence culture. Il existe une accumulation significative des MOP dans la couche superficielle du sol durant la phase prairie de la rotation et une diminution durant la phase de mise en culture. La teneur en MOP dans les prairies temporaires suit ainsi l'évolution du stock global de matière organique. Parallèlement, la qualité des MOP dans la couche superficielle apparaît être encore plus discriminante : C-MOP plus élevé dans les prairies temporaires que dans la culture, rapport "C-MOP/COT" dans les prairies temporaires proche de celui de la prairie permanente pour la fraction grossière (200-2000 μm) et de celui de la culture pour la fraction 50-200 μm ; C/N des MOP dans les prairies plus élevé que dans la culture mais plus faible que dans la prairie permanente.

Conclusions

La rotation culture/prairie telle que pratiquée sur le dispositif d'Yvetot est favorable au maintien d'un niveau de réserves organiques significativement supérieur à celui d'une rotation de cultures annuelles. Dans une perspective de restauration des réserves organiques de sols de grandes cultures sur sols limoneux, il semble que la vitesse d'accumulation du C organique est d'autant plus rapide les premières années que les pratiques "déstockantes" antérieures à la mise en prairies ont été importantes. Nos résultats confirment également que la teneur en MOP apparaît être un bon indicateur de différenciation sur le court terme. Dans le contexte pédoclimatique du Pays de Caux et pour peu qu'elle soit adaptée au type d'exploitation, l'implantation de prairies temporaires peut constituer une solution d'autant plus intéressante qu'elle semble également aller dans le sens d'une amélioration de la stabilité structurale, paramètre clé de la lutte contre l'érosion pluviale. Il apparaît cependant indispensable d'améliorer la quantification des potentialités de stockage de C par l'implantation de prairies temporaires en prenant en compte la large gamme d'itinéraires techniques de gestion possible.

Bibliographie

Arrouays, D., Balesdent, J., Germon, J.C., Jayet, P.A., Soussana, J.F., Stengel, P. (éd. scientifique) (2002). *Contribution à la lutte contre l'effet de serre : stocker du carbone dans les sols agricoles de France ?* Expertise scientifique collective, rapport d'expertise réalisé par l'INRA à la demande du MEDD, 332 p.

Un nouvel outil pour gérer l'état organique des sols sur le long terme en Picardie

Duparque Annie¹, Boizard Hubert², Julien Jean-Luc⁴, Leclercq Christine⁵, Mary Bruno³
avec la collaboration des Chambres d'Agriculture de Picardie

1 : Agro-Transfert Ressources et Territoires, 2 Domaine de Brunehaut, 80200 Estrées-Mons
annie.duparque@alternattech.org

2 : INRA, Unité d'Agronomie, UR 1158, Estrées-Mons, BP 50136, F-80203 Péronne
boizard@mons.inra.fr,

3 : INRA, Unité d'Agronomie, UR 1158, rue Fernand Christ, 02007 LAON, mary@laon.inra.fr

4 : Laboratoire Départemental d'Analyse et de Recherche de l'Aisne, rue Fernand Christ, 02007 LAON, jjulien@cg02.fr

5 : Institut Lasalle Beauvais, 19, rue Pierre Wagué BP 30313 60026 Beauvais cedex,
christine.leclercq@lasalle-beauvais.fr

Contexte et objectifs du projet

De faibles taux de matière organique sont observés dans la plupart des sols limoneux de Picardie. La fréquence des phénomènes de battance et leurs conséquences, l'intérêt des techniques de culture simplifiées ou le besoin d'apports organiques importés sur l'exploitation sont sources d'interrogations chez les agriculteurs depuis quelques années. S'y ajoutent les questions d'actualité sur l'effet de serre, le stockage possible du carbone dans les sols agricoles et très récemment le développement des cultures à vocation non alimentaire dont l'essentiel de la biomasse aérienne serait exporté. Or, la construction d'un conseil technique cohérent sur les plans agronomique, économique et environnemental, susceptible de répondre au moins en partie à ces interrogations se heurte à un manque d'informations claires, suffisamment précises, vérifiées et opérationnelles, accessibles aux agriculteurs, à leurs conseillers ou aux responsables professionnels agricoles. Cette insuffisance pénalise la mise en place de politiques territoriales équilibrées impliquant la gestion de la qualité des sols et des matières organiques d'origine urbaine ou agricole. Sur ce constat et à la demande des Chambres d'Agriculture de Picardie, le projet de recherche-développement « Gestion et Conservation de l'Etat Organique des Sols »⁴ a été lancé avec l'objectif de développer une démarche de conseil visant à donner aux agriculteurs de la région les moyens de gérer et de préserver l'état organique de leurs sols sur le long terme, à l'échelle de la parcelle et en intégrant les contraintes et les objectifs de développement définis à l'échelle de l'exploitation.

Les différents volets du travail

Répondre aux besoins des agriculteurs et des conseillers suppose à la fois de leur rendre accessibles des connaissances établies et validées par la recherche sur la dynamique et les rôles des matières organiques dans les sols, et de leur fournir des outils d'aide à la décision.

Ainsi, le développement de la démarche de conseil intègre :

- le transfert aux conseillers de synthèses sur le sol et les matières organiques et de supports adaptés en vue d'actions de formation et de sensibilisation des agriculteurs,
- la mise au point d'une méthode de diagnostic de l'état organique d'un sol et de suivi de son évolution : une nouvelle méthode de prélèvement de terre est proposée pour améliorer

⁴ Le projet « Gestion et Conservation de l'Etat Organique des Sols » est conduit par Agro-Transfert Ressources et Territoires en partenariat avec les Chambres d'Agriculture de Picardie, l'unité d'Agronomie INRA LRM, le Laboratoire Départemental d'Analyses et de Recherche de l'Aisne, l'Institut Lasalle-Beauvais (ISAB & IGAL), l'Union des experts agricoles du nord de la France et avec le soutien financier du Conseil Régional de Picardie.

l'interprétation des analyses successives sur une même parcelle : elle repose notamment sur la standardisation de la profondeur de prélèvement, l'estimation de la masse volumique, le repérage GPS de la zone de prélèvement,

- l'établissement d'un outil d'aide à la décision permettant de simuler l'effet des pratiques culturales et du milieu sur l'évolution des stocks et des teneurs en carbone organique du sol sur plusieurs décennies. Ce volet du travail est illustré ci-après.

Un outil d'aide à la décision fondé sur le modèle de bilan humique AMG

AMG est un modèle simple de calcul dynamique du bilan humique (deux compartiments de carbone du sol et trois paramètres) conçu et paramétré par l'INRA de Laon (Andriulo et al, 1999 ; Wylleman, 1999 ; Saffih-Hdadi et Mary, 2007). Le calcul de bilan s'effectue à l'échelle de la parcelle et plus généralement pour une combinaison climat*sol*système de culture. Sont pris en compte : la succession des cultures, la gestion de leurs résidus, le type de travail du sol, les apports d'amendements organiques. Les informations correspondantes requises en entrée sont généralement faciles d'accès sur une exploitation. Le calcul fournit la valeur du stock de carbone organique du sol sur la couche 0-30 cm prévue à l'échéance de la simulation, ainsi que la teneur en carbone organique moyenne dans la couche affectée par le travail du sol.

Son application

La démarche de conseil développée vise deux niveaux d'application : 1) à un premier niveau, l'outil de simulation fondé sur AMG est utilisé pour établir un répertoire de préconisations rattachées à une gamme de cas-types représentatifs des principales situations de gestion des matières organiques identifiées en région. La définition de ces cas-types et des scénarios de modification des pratiques envisageables repose sur une typologie régionale de la gestion des matières organiques dans les exploitations établie par les Chambres d'Agriculture de la région et sur les résultats d'une enquête régionale réalisée auprès de 30 agriculteurs concernant leur pratiques de gestion de l'état organique des sols et leurs déterminants.

2) L'enquête ayant montré la diversité des représentations qu'ont les agriculteurs de l'importance des matières organiques dans leurs sols et leur poids déterminant dans le choix des pratiques mises en œuvre dans les exploitations, l'outil de simulation AMG est également prévu pour une utilisation interactive, de façon à donner accès à un conseil personnalisé, intégrant au cas par cas les contingences de l'exploitation et les objectifs de l'agriculteur.

Andriulo A., Mary B., Guéris J., 1999. *Agronomie*, 19: 365-377

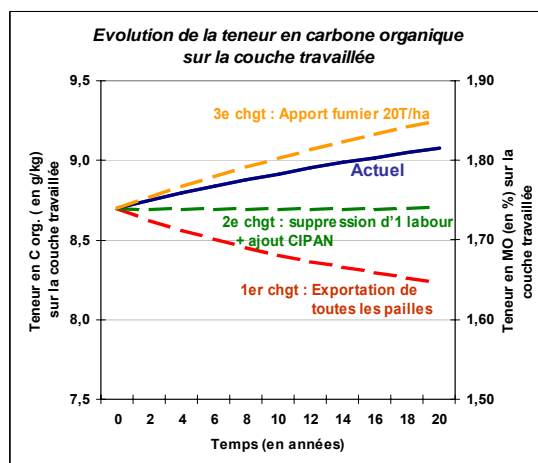
Saffih-Hdadi K., Mary B., 2007. *Soumis à Soil Biology and Biochemistry*

Wylleman R, 1999. *Rapport d'étude, INRA Laon, 87 pages + annexes*

Exemple d'utilisation de l'outil de simulation : Effets d'un système de culture (actuel) et de changements successifs (cumulés) des pratiques de culture

Système de culture actuel : Betteraves / blé / pois / blé
Type de sol : limoneux, 20% d'argile ; Labour : 3 ans/4 profondeur : 25 cm ; Pas de CIPAN ; pailles enfouies

Evolution du stock de Carbone (en T/ha) sur 0-30cm				
Stock initial : 36,5	SdC actuel	1er chgt	2e chgt	3e chgt
Stock après 20 ans	37,2	34,2	36,0	37,9



Evolution de la nature chimique de la matière organique soluble du fractionnement biochimique Van-Soest d'un compost en relation avec la diminution de sa biodégradabilité

Peltre Clément¹, Houot Sabine¹, Dignac Marie-France² et Annabi Mohamed³

1 : UMR INRA-INAPG Environnement et grandes cultures, équipe sol, 78850 Thiverval-Grignon, cpeltre@grignon.inra.fr, houot@grignon.inra.fr

2 : UMR BIOEMCO INRA-CNRS-Univ. Paris VI, 78850 Thiverval-Grignon, dignac@grignon.inra.fr

3 : INRAT, rue Hedi Karray - 2049 Ariana, Tunisie. mannabi@gmail.com

Introduction

Les apports de composts permettent d'améliorer la stabilité des agrégats d'un sol limoneux via différents processus en fonction de leur maturité: stimulation de l'activité microbienne pour les composts immatures, augmentation de la cohésion pour les composts mûrs. Cet effet serait lié à l'évolution des caractéristiques de la matière organique au cours du compostage, en particulier celles de la fraction extraite au **détergent neutre (NDF)** du fractionnement Van Soest (fraction « soluble ») qui augmente au cours du compostage, ce qui pourrait correspondre à la formation de composés humifiés. La nature carbonée du réactif NDF empêche toute caractérisation des composés extraits.

Ce travail a donc eu pour objectif d'isoler et caractériser les composés extraits dans la fraction soluble Van Soest en séparant dans la mesure du possible le rôle de chacun des composés chimiques entrant dans la composition du solvant d'extraction.

Matériels et méthodes

Le compost utilisé est un compost industriel d'ordures ménagères résiduelles (OMR) issu du compostage d'ordures ménagères résiduelles après collecte sélective des emballages propres et secs (papiers, cartons, verre et contenants plastiques). Deux campagnes d'échantillonnage ont été réalisées :

- après **1 mois de compostage**: durée de compostage insuffisante pour la stabilisation de la MO, que l'on qualifie d'immature (**OMRi**) ;
- après **8 mois de compostage**, durée permettant d'obtenir un compost stabilisé, qualifié de mature (**OMRm**).

Le fractionnement Van Soest permet, par une succession d'extractions avec des solvants d'acidité croissante, d'extraire les fractions équivalentes à : soluble, cellulose, hémicellulose et lignine. Le détergent neutre Van Soest (tétraborate de sodium, hydrogénophosphate de sodium, dodécyl sulphate de sodium, EDTA-Na, triéthylène-glycol) contient des produits carbonés (dodécyl sulphate de sodium, EDTA-Na, triéthylène-glycol) qui empêchent toute caractérisation des MO extraites. Ils ont été remplacés par des réactifs / résines non carbonés. Un nouveau protocole de fractionnement en 4 étapes successives a été mis au point incluant:

- une extraction à l'eau bouillante, similaire à celle réalisée dans le fractionnement Van Soest
- une extraction au tétraborate de sodium tamponné à pH 7, réactif déjà présent dans le NDF
- une extraction des lipides au dichlorométhane-méthanol
- une extraction de la MO complexée aux métaux par une résine chélatante.

Parallèlement, une extraction avec le réactif NDF classiquement utilisé lors du fractionnement Van Soest a été réalisée afin de comparer le résidu d'extraction au résidu final de l'extraction mise au point. La répartition du C dans les différentes fractions séparées est

obtenue par mesure du C sur les extraits successifs par analyse élémentaire CHN après lyophilisation ou mesure du C dissous. Les composés séparés et/ou leurs résidus ont été caractérisés par pyrolyse GC/MS. La minéralisation des composts totaux et des extraits solubles à l'eau lyophilisés a été suivie lors d'incubations en conditions contrôlées à 28°C pendant 21 jours.

Résultats et discussion

La fraction soluble Van Soest est l'addition de deux fractions, la fraction soluble à l'eau et la fraction soluble au détergent neutre qui évoluent en sens inverse au cours du compostage. La fraction soluble à l'eau diminue légèrement quand la stabilité des composts (définie par la diminution de leur biodégradabilité) augmente au cours du compostage alors que la fraction soluble au détergent neutre augmente.

La nouvelle méthode de fractionnement a permis :

- d'extraire des quantités de MO proches de celles extraites dans la fraction soluble Van Soest
- d'obtenir un résidu d'extraction après les 4 étapes dont la composition, révélée par Pyrolyse-CG/SM, est assez proche de la composition du résidu NDF de Van Soest.

La taille des fractions évolue au cours du compostage. La comparaison des distributions des différentes fractions organiques des composts OMRi et OMRm montre :

- la diminution de la fraction soluble à l'eau,
- l'augmentation de la fraction soluble au tétraborate,
- la diminution de la fraction lipidique,
- l'augmentation de la fraction solubilisée par la résine chélatante.

La caractérisation des extraits solubles à l'eau par pyrolyse a montré des compositions différentes entre les extraits des composts immature et mature. L'extrait soluble à l'eau du compost OMRi s'est révélé très biodégradable lors d'incubations en mélange dans un sol à 28 °C, ce qui pourrait être due à la présence abondante de polysaccharides dans cet extrait. L'extrait soluble du compost OMRm a une biodégradabilité plus faible.

L'augmentation de la fraction soluble au tétraborate explique en grande partie l'augmentation de la fraction soluble Van Soest pendant le compostage. L'extrait tétraborate reste riche en polysaccharides pour le compost immature. Dans le compost mature, les composés azotés prédominent. Le pyrogramme de l'extrait tétraborate du compost mûr révèle peu de composés ayant pour origine des molécules réfractaires à la biodégradation. Le tétraborate de sodium a été utilisé pour extraire des complexes organométalliques de sols par plusieurs auteurs (Bruckert, 1979, Higashi & Sinagawa, 1981). Les composés extraits pourraient faire partie de structures organiques stabilisées par complexation avec des métaux ce qui leur conférerait une résistance à la biodégradation. Ces structures seraient séparées par l'action du tétraborate de sodium qui extrairait des substances intrinsèquement biodégradables d'édifices réfractaires formés pendant le compostage.

Conclusion

Les résultats vont dans le sens des théories soulignant l'importance des composés azotés dans les MO stabilisées. La nouvelle méthode de fractionnement semble prometteuse pour approfondir les connaissances sur l'évolution de la nature chimique des matières organiques au cours du compostage. L'analyse des autres éléments extraits, en particulier les métaux pourrait préciser l'origine de la stabilisation des MO au cours du compostage.

Bibliographie

- Bruckert S. 1979. Classification des sols bruns ocreux et cryptopodzoliques par analyse des extraits tetraborates tamponnés à pH 9.5. *Geoderma*, 22 : 205-212.
- Higashi T & Shinagawa A. 1981. Comparision of sodium hydroxide tetraborate and sodium pyrophosphate as extractant of Al/Fe-humus "complexes" in Drystrandeps, Japan. *Geoderma*, 25: 285-292.

Distribution granulométrique du carbone et de l'azote d'un compost de boue : conséquence sur la vitesse de minéralisation de l'azote du compost dans un sol.

Doublet Jérémy^{1,2}, Houot Sabine², Pétraud Jean-Pierre³, Francou Cédric¹, Poitrenaud Maelenn¹

1 : Centre de Recherche sur la Propreté, VEOLIA Environnement R & D, 78520 Limay.

jeremy.doublet@veolia.com, cedric.francou@veolia.com, maelenn.poitrenaud@veolia.com

2 : UMR INRA-INAPG Environnement et Grandes Cultures, 78850 Thiverval-Grignon.

jdoulet@grignon.inra.fr, houot@grignon.inra.fr

3 : INRA, PESSAC, 78000 Versailles. jpetraud@grignon.inra.fr

Le compostage des boues permet leur hygiénisation et facilite leur épandage. Le suivi de la minéralisation du carbone (C) et de l'azote (N) d'une boue compostée au cours d'incubations en conditions contrôlées de laboratoire met en évidence la stabilisation des matières organiques au cours du compostage et la diminution de la disponibilité de l'azote organique par rapport à la boue non compostée. La moindre disponibilité de cet azote rend plus difficile la gestion environnementale et agronomique de la fertilisation azotée des cultures amendées (Bernal et al., 1998). Lors du retour au sol de résidus agricoles, la minéralisation du C et du N est modifiée par la taille des résidus enfouis (Angers & Recous, 1997). Pour le compost, peu d'informations sont disponibles. Tester et al. (1979) montrent que la minéralisation d'N est plus importante pour la fraction <1mm. Mais la part de ces fractions par rapport au compost total et la caractérisation des fractions plus fines ne sont pas présentées. L'objectif de cette étude est d'évaluer la granulométrie réelle d'un compost de boue selon deux méthodes et d'évaluer la participation de ces fractions dans la minéralisation du C et du N de ce compost dans un sol.

Matériels et méthodes

Le compost étudié est un compost de boue d'épuration compostée en mélange avec des déchets verts. Le fractionnement dit « sec » se fait par agitation de compost sec sur 3 tamis. Il sépare les fractions granulométriques [0-200 μ m] « sèches (s) », [200 μ m-5mm]s et [5-20mm]s. Pour le fractionnement humide, le compost ainsi que les fractions « sèches » sont mis en agitation dans l'eau avec 20 billes de verre pendant 16 heures. Les échantillons sont tamisés sous l'eau et pour séparer les fractions [0-50 μ m] « humides (h) », [50-200 μ m]h, [200 μ m-5mm]h, [5-20mm]h. Afin de casser l'ensemble des agrégats, les échantillons sont agités et tamisés deux fois. La matière organique des fractions est ensuite séparée de la matière minérale par tri densimétrique dans l'eau. Les fractions > 50 μ m sont ensuite séchées à 105°C pour les bilans de masse et à 40°C pour les incubations. La fraction [0-50 μ m]h est lyophilisée. Les teneurs élémentaires en C et N des fractions sont déterminées. Le sol utilisé pour les incubations est l'horizon de surface un sol limoneux cultivé du domaine expérimental de l'INRA de Colmar. L'incubation des mélanges « sol-fractions » est faite avec 25g de sol sec ajustés à pH 2,8. L'ajout des fractions « s » et « h » représente un apport de carbone organique total (COT) équivalent à 1 % de la masse de sol sec. Le C-CO₂ dégagé est piégé par 20 ml de soude (1M). Le suivi de l'azote minéral est fait par extraction au KCl (1M) en utilisant un rapport d'extraction de 1/5 (m/v). Chaque modalité d'apport est répétée 4 fois.

Résultats

Lorsque le compost est fractionné par la méthode « sèche », la fraction [200 μ m-5mm] est majoritaire et concentre la plus grande partie du C et du N (tableau 1). Lorsqu'il est fractionné par la méthode « humide », la répartition massique des fractions est fortement

modifiée. Les particules < 200µm deviennent majoritaires. L’N se situe principalement dans la fraction fine. La meilleure dispersion des agrégats par la méthode « humide » permet donc une meilleure évaluation de la distribution granulométrique du compost. Le fractionnement « humide » des fractions isolées la fractionnement « sec » confirme cette hypothèse en montrant que les fractions fines (<200µm) sont nettement sous estimées par le fractionnement sec.

Tableau 1: Résultats du fractionnement granulométrique du compost par les 2 méthodes, répartition du C et du N dans les fractions et fractionnement « humide » des fractions sèches. (la fraction solubilisé lors du fractionnement humide est appelé « hydrosoluble »)

	Fractionnement sec			Fractionnement humide				
	[5-20mm]	[200µm-5mm]	[0-200µm]	[5-20mm]	[200µm-5mm]	[50-200µm]	[0-50µm]	hydrosoluble
% massique	26	64	10	12,3	26,3	10,8	45,4	5,2
C (% du C total)	31	61	8	19,6	31,4	11,7	33,2	4,1
N (% du N total)	21	68	11	5,8	14,2	10,2	58,1	11,7
Fractionnement humide des fractions sèches (% massique)								
[5-20mm]s				47,9	13,8	3,9	30,9	3,5
[200-5mm]s					33	11	52	4
[0-200µm]s						34,1	62	3,9

La minéralisation du C de la fraction « humide » [0-50µm]h est rapide durant 28 jours puis atteint un plateau (figure 1a). Ce type de cinétique est semblable à celui d’une boue non compostée. Pour les autres fractions, la dégradation du C débute lentement avant d’augmenter de façon linéaire. Seule la fraction [0-50µm]h permet une minéralisation nette positive de l’azote organique au contraire des fractions supérieures qui conduisent toutes à des phénomènes d’immobilisation (figure 1b). La présence de particules fines dans les fractions « sèches » ne permet pas de distinguer les cinétiques de dégradation du C qui présentent toutes une phase de minéralisation rapide avant de se stabiliser. La fraction « sèche » [0-200µm] conduit à la minéralisation nette d’azote la plus importante. Cependant la présence importante de la fraction fine dans les autres fractions « sèches » limite les phénomènes d’immobilisation d’azote.

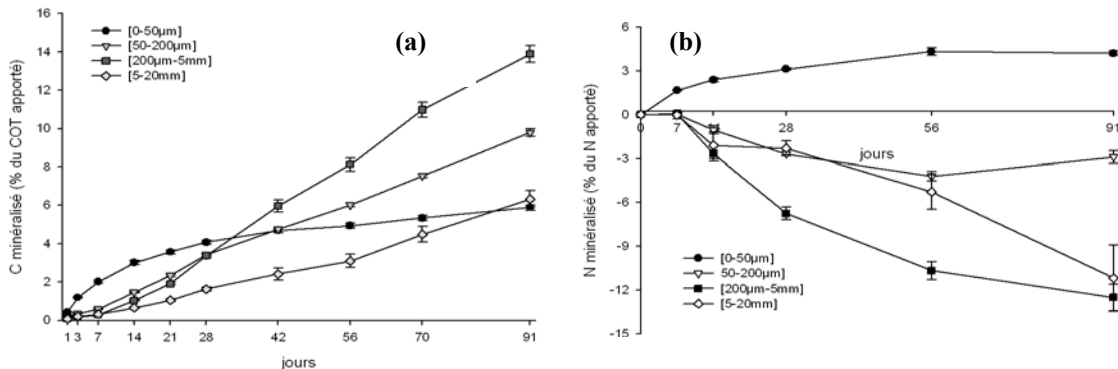


Figure 1: Minéralisation du C (a) et du N (b) dans le sol des fractions granulométriques « humides » exprimé en % du C organique total (a) et en % du N organique total (b).

Bernal MP., Navarro AF., Sanchez-Monedero MA., Roig A., Cegarra J., 1998. Influence of sewage sludge compost stability and maturity on carbon and nitrogen mineralization in soil. *Soil Biol. Biochem.*, 30, 303-313.

Denis A., Recous S. 1997. Decomposition of wheat straw and ryes residues as affected by particle size. *Plant and Soil* 189, 197-203

Tester CF., Sikora LJ., Taylor JM., Parr JF. 1979. Decomposition of sewage sludge compost in soil : III. Carbon, Nitrogen, and Phosphorous transformations in different size fractions. *J. Environ. Qual.* 8 (1) 79-82.

Bio fertilisation << in tandem >> avec des résidus vitivinicoles – une maille d'une chaîne du technologie écologique alternative d'entretien les plantations viticoles dans le vignoble Ștefănești – Argeș

Conf.univ.dr.ing. Ion – Cristian Dumitriu¹, Dr.ing. Ion Tita², ing. Adriana Cristescu²

¹ *Université de Pitești – Roumanie ; icdumitriu@yahoo.co.uk.*

² *Institut National de Biotechnologies en Horticulture, Ștefanesti, Arges, Roumanie*

Résumé

La fertilisation organique complexe, avec du marc de raisin au sol et vinasse sur feuilles simultanément avec les traitements phytosanitaires a un impact positif sur:

- les indices physiques et hydrophysiques du sol;
- la fertilité des bourgeons, comme la viabilité des bourgeons;
- la capacité productive des ceps, qualitative et quantitative.

L'apport nutritif de ces deux types d'engrais bio-écologiques et caractérisé par > 25,4% matière organique, matière sèche >22%, K = 0,6%, N,P = 0,17% (marc de raisin), et dans le cas de la vinasse: K = 0,073%, N,Mg = 0,018%, contribue une accumulation supérieure des glucoses, des polyphénols totaux et des pigments chlorophylliens des feuilles, cet aspect étant matérialisée par une activité supérieure d'exploration du substrat pédologique par le système racinaire, une maturation uniforme de la production des raisins.

Conclusions

La distribution et l'activité de la microflore fongique et bactérienne sur les 30 premiers cm de la surface du sol ont présenté des valeurs supérieures (avec plus grands de 300% que le témoin non fertilisé), elles sont corrélées directement et positivement avec le régime aéro-hydrique du sol, principalement avec l'état d'aérobiose.

Les déterminations physiques et hydrophysiques de laboratoire, réalisées sur des échantillons du sol récoltés in situ sont composées en caractères plus forts les suivants aspects positifs:

- la diminution des valeurs de la densité apparente, du degré de tassement et du compactage corrélée directement et positivement avec l'équilibrage du rapport aéro-hydrique et avec le degré d'ameublissement;
- la diminution des valeurs de la porosité drainante et d'aération, au détriment de la porosité inactive, corrélée directement et positivement avec la capacité élevée de stockage d'eau.

La fertilisation éco-biologique des plantations viticoles avec des sous produits résultant du procédé de vinification des raisins contribue, en même temps, a la réduction du degré de pollution du milieu (sol-eau phréatique-atmosphère) et du produit final (les raisins(et fini (le vin).

Evolution de la stabilité structurale lors d'un apport organique au sol : relations quantitatives et modélisation

Cosentino Diego¹, Chenu Claire¹ et Garnier Patricia²

1: UMR BIOEMCO UMR INRA-CNRS-UPMC-INAPG-ENS-ENSCP, Campus AgroParis Tech Grignon, Bâtiment EGER, 78850 Thiverval Grignon cosentin@grignon.inra.fr, chenu@grignon.inra.fr

2 : UMR EGC INRA-INAPG, Campus AgroParis Tech Grignon, Bâtiment EGER, 78850 Thiverval Grignon pgarnier@grignon.inra.fr

Introduction

La stabilité structurale des sols vis-à-vis de stress externes est une propriété clé pour le fonctionnement du sol. Dans le contexte d'une intensification de la dégradation physique des sols, pouvoir prévoir et améliorer cette propriété des sols et devient essentiel. Il est connu depuis longtemps que l'incorporation de matières organiques au sol améliore généralement leur stabilité de la structure, mais de manière transitoire, très dépendante de la nature des matières organiques apportées (Monnier, 1965 ; Kiem & Kandeler, 1997 ; Abiven et al. 2006). Cependant, la relation entre quantités de matières organiques apportées et stabilité structurale est peu renseignée et plus généralement il n'existe pas d'outil conceptuel ni formalisé, qui permette de prédire les variations de la stabilité structurale des sols en fonction des apports organiques effectués. L'objectif de ce travail a donc été (i) d'établir des relations quantitatives entre l'apport de matière organique au sol (des résidus de culture) et la stabilité structurale et (ii) de développer un modèle prédictif des évolutions temporelles de la stabilité structurale.

Matériel et méthodes

L'étude a porté sur un sol limoneux de grande culture, représentatif des sols très sensibles à la battance du nord de l'Europe. Nous avons incubé des macroagrégats naturels de ce sol, pendant 8 mois, après l'apport d'une large gamme de doses de paille de maïs broyée au sol (2,5 à 20 g C kg⁻¹ sol). Au cours de l'incubation, nous avons suivi la minéralisation du carbone de la paille apportée par piégeage statique du CO₂ et mesuré les principaux agents microbiens impliqués dans l'agrégation et la stabilité de la structure : la biomasse microbienne-C, l'activité microbienne globale (respiration de CO₂), les champignons (teneur en ergosterol) et les polysaccharides extracellulaires (polysaccharides solubles à l'eau chaude). Nous avons utilisé trois tests de stabilité qui mettent en évidence différents mécanismes de désagrégation (l'éclatement, la microfissuration et la désagrégation mécanique) pour analyser la dépendance des relations agent microbien -stabilité de la structure aux mécanismes de désagrégation (Le Bissonnais, 1996).

Nous avons décrit la biodégradation de la paille apportée et l'évolution temporelle de la biomasse microbienne à l'aide d'un modèle mécaniste de transformation du carbone (CANTIS) (Garnier et al., 2003). Au vu des résultats obtenus, nous avons ensuite développé une fonction statistique reliant les variables simulées par CANTIS à la stabilité structurale pour les différentes dates. Ce modèle couplé décomposition des MO apportées – stabilité structurale a été testé sur nos expérimentations.

Résultats

Dans des conditions contrôlées optimales de notre incubation, la réponse microbiologique à l'apport carboné a été linéaire en fonction de la dose apportée, pour le CO₂ dégagé, le C de la biomasse microbienne, la biomasse fongique et la production de polysaccharides solubles à l'eau chaude. Parallèlement, la stabilité structurale augmente rapidement après l'apport de paille puis décroît lentement et, à chaque date, la stabilité structurale est proportionnelle à la quantité de carbone apportée (Figure). Il n'y a pas eu de réponse différentielle de la stabilité de la structure vis à vis de l'éclatement, la microfissuration et la désagrégation mécanique après la stimulation des microorganismes par l'apport carboné.

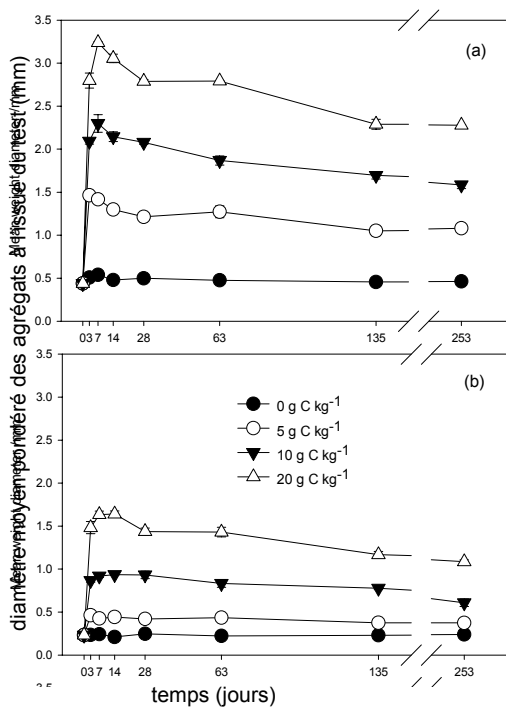


Figure : Evolution temporelle de la stabilité structurale suite à l'apport de paille de maïs pour les tests de réhumectation lente (a) et de réhumectation rapide (b).

Les évolutions temporelles observées, comme l'analyse des corrélations entre variables montrent que l'activité microbienne et ses sous-produits ont été les principaux déterminants de la stabilité de la structure à court terme. Toutes les variables biologiques sont corrélées à la stabilité structurale. Nous avons développé un modèle linéaire statistique à base mécaniste reliant à une date donnée, la stabilité structurale à la respiration et à la biomasse microbiennes.

Le modèle CANTIS décrivant bien l'évolution temporelle du CO₂ et de la biomasse microbienne dans nos incubations, nous avons l'avons couplé avec le modèle linéaire mis au point précédemment. Le modèle « CANTIS-STAB » ainsi développé a pour variables d'entrée (i) la

stabilité structurale du sol de départ, (ii) la quantité de carbone apportée et les caractéristiques biochimiques de la MO apportée et (iii) les conditions climatiques et pour variable de sortie l'évolution de la stabilité structurale au cours du temps. Ce couplage prédit bien la dynamique de la stabilité de la structure dans nos expérimentations.

Ce modèle doit maintenant être calibré et évalué pour des conditions expérimentales plus larges (type de résidu, type de sol, modalités du contact sol-résidu, conditions de plein champ). Il s'agit toutefois à notre connaissance du premier modèle couplant un modèle mécaniste de dynamique des MOS avec un module prédictif d'une propriété physique du sol.

Références bibliographiques

- Abiven, S., Menasseri, S., Angers, D.A. & Leterme, P. 2006. Dynamics of aggregate stability and biological binding agents during decomposition of organic materials. *European Journal of Soil Science*, doi:10.1111/j.1365-2389.2006.00833.x
- Garnier, P., Neel, C., Aita, C., Recous, S., Lafolie, F. & Mary, B. 2003. Modelling carbon and nitrogen dynamics in a bare soil with and without straw incorporation. *European Journal of Soil Science*, **54**, 555-568.
- Kiem, R. & Kandeler, E. 1997. Stabilization of aggregates by the microbial biomass as affected by soil texture and type. *Applied Soil Ecology*, **5**, 221-230.
- Le Bissonnais, Y. 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. *European Journal of Soil Science*, **47**, 425-437.
- Monnier, G. 1965. Action des matières organiques sur la stabilité structurale des sols. *Annales Agronomiques*, **16**, 327-400.

Effet de l'humidité sur la quantité évaluée de matière organique protégée dans la structure du sol

Chevallier Tiphaine, Toucet – Louri Joele, Blanchart Eric, Chotte Jean-Luc

UR SeqBio, IRD, 2 place Viala Bât. 12, 34060 Montpellier Cedex,
tiphaine.chevallier@mpl.ird.fr

Introduction

Les processus de protection de la matière organique du sol (MOS) vis-à-vis de la minéralisation peuvent être chimiques, physico-chimiques mais aussi physiques par inclusion de composés organiques dans des agrégats. La quantité de composés organiques protégés physiquement des processus microbiens de minéralisation est souvent estimée en comparant le CO₂ produit par un sol intact *versus* un sol broyé (Beare et al., 94, Balesdent et al. 2000, Chevallier et al. 2004). Généralement lors des tests de minéralisation, les échantillons broyés et non broyés sont incubés à la même humidité. L'objectif de cette étude est d'évaluer l'influence de l'humidité des sols sur la détermination de la quantité de MO protégée.

Matériels et méthodes

Cette étude a été réalisée sur des sols de texture et de minéralogie différentes : orthic ferralsol 44 % argile (Brésil), deux cambisols dont un, Antsirabe, avec des caractères andiques de Madagascar (Ibity, 54 % argile et Antsirabe, 72 % argile) et un nitosol sableux (5% argile) du Sénégal (classification FAO). Les sols, prélevés dans l'horizon 0-10 cm, sont séchés à l'air puis broyés manuellement à 2 mm ou à 200 µm. Trois répétitions de 10 g de sol ont été incubés à 28 °C pendant 28 jours. Le CO₂ émis a été piégé dans une solution de soude puis dosé par titrimétrie. Avant incubation, de l'eau déminéralisée est ajoutée à chacun des sols afin de couvrir une gamme d'humidité de 50 à 200 % de la capacité de rétention soit de pF 0,5 à pF 4,2 (-0,0003 à - 1,5 MPa). La capacité de rétention en eau des sols est déterminée arbitrairement à pF 2,5 (-0,03 MPa). Des courbes de rétention d'eau de chacun des sols à 2 mm et à 200 µm ont été déterminées expérimentalement.

L'effet de l'humidité sur les quantités de carbone minéralisé en 28 jours a été ajusté par l'équation de Orchard and Cook (1983) : $CO_2 = A \ln W_s + B$ avec W_s , l'humidité du sol en % de la capacité de rétention ou le potentiel de l'eau en (-MPa) et A et B des constantes.

Afin d'évaluer la contribution des résidus végétaux à l'augmentation de la minéralisation suite au broyage des sols, deux échantillons (Ibity et Sénégal) de sol à 2 mm ont été débarrassés manuellement d'une partie de leur débris végétaux. Une partie de ces débris végétaux a été broyée à 200 µm. Les échantillons de sol à 2 mm et à 200 µm sans débris sont incubés et leurs émissions de CO₂ sont comparées. D'autre part, les émissions de CO₂ d'échantillons à 2 mm + débris végétaux sont comparées aux émissions de CO₂ d'échantillons à 2 mm + débris végétaux broyés à 200 µm. La quantité de débris ajoutée est la masse de débris > 200 µm des échantillons déterminés après dispersion maximale du sol dans l'eau (0,42 g 100 g⁻¹ sol dans le sol du Sénégal et 0,29 % dans le sol de Madagascar).

Résultats et discussion

La respiration des sols à 2 mm et à 200 µm est d'autant plus élevée que les sols sont humides. L'équation de Orchard et Cook (1983) ajuste bien l'effet humidité dans tous les sols, excepté pour le sol du Brésil broyé à 200 µm. Les coefficients de détermination sont significatifs et compris entre 0,5 et 1 (Tableau).

La soustraction des équations conduit à la détermination de la quantité de MO protégée. Pour des humidités du sol exprimées en % de la capacité de rétention ou en potentiel de l'eau (-MPa), cette quantité est faible et très variable, comprise entre 0 et 8 mg C-CO₂ gC⁻¹ sol et les coefficients de variation sont compris entre 15 et 62 %. En raison de cette variabilité élevée, les quantités calculées de MO protégée ne dépendent ni de l'humidité du sol, ni de son expression, % de l'humidité à capacité de rétention ou potentiel de l'eau. En revanche, la soustraction des équations déterminées pour l'humidité du sol exprimée en g eau pour 100 g de sol sec, conduit à des quantités de MO protégées négatives.

La quantité de carbone protégée représente 0 à 17 % du carbone minéralisable en 28 jours selon le type de sol. Ces valeurs sont conformes à la littérature (Balesdent et al. 2000; Chevallier et al. 2004).

Tableau Ajustement des points expérimentaux à l'équation de Orchard et Cook (1983). L'humidité du sol est exprimée en pourcentage de la capacité de rétention (%WHC), en potentiel de l'eau (-MPa) et g eau pour 100g de sol sec.

Echantillons	CO ₂ = A Ln(%WHC) + B			CO ₂ = A Ln(-MPa) + B			CO ₂ = A Ln(%H) + B		
	A	B	r ²	A	B	r ²	A	B	r ²
Anstrabe									
2 mm	21,9 ± 1,7	23,8 ± 1,0	0,89	-3,2 ± 0,2	15,1 ± 1,3	0,89	21,9 ± 1,7	-53,4 ± 6,4	0,89
200 µm	25,2 ± 1,3	31,7 ± 0,7	0,95	-3,5 ± 0,3	21,0 ± 1,6	0,95	25,2 ± 1,3	-64,6 ± 5,3	0,95
ΔCO ₂	3,3 ± 2,1	7,9 ± 1,2		-0,2 ± 0,4	6,0 ± 2,1		3,3 ± 2,1	-11,1 ± 8,3	
Ibity									
2 mm	18,4 ± 2,4	15,1 ± 0,9	0,83	-2,8 ± 0,3	6,7 ± 1,3	0,89	19,2 ± 2,5	-49,8 ± 8,9	0,82
200 µm	20,1 ± 1,2	22,0 ± 0,5	0,96	-2,6 ± 0,2	12,9 ± 1,2	0,92	20,9 ± 1,2	-57,6 ± 4,9	0,96
ΔCO ₂	1,6 ± 2,6	6,8 ± 1,0		0,2 ± 0,4	6,1 ± 1,8		1,7 ± 2,8	-7,8 ± 10,1	
Brésil									
2 mm	10,9 ± 2,7	15,7 ± 1,3	0,51	-2,2 ± 0,5	9,2 ± 2,4	0,55	11,5 ± 2,8	-19,4 ± 9,3	0,52
200 µm	8,9 ± 2,4	18,6 ± 1,2	0,44	-1,3 ± 0,4	14,6 ± 2,3	0,34	9,0 ± 2,5	-12,1 ± 9,0	0,43
ΔCO ₂	-2,0 ± 3,6	2,9 ± 1,7		1,0 ± 0,6	5,4 ± 3,3		-2,5 ± 3,7	7,2 ± 12,9	
Senegal									
2 mm	14,3 ± 1,7	47,8 ± 1,3	0,66	-3,4 ± 0,5	36,5 ± 2,7	0,55	14,3 ± 1,7	12,2 ± 4,9	0,66
200 µm	13,0 ± 1,6	53,8 ± 1,1	0,73	-2,8 ± 0,5	44,0 ± 2,7	0,55	13,1 ± 1,6	17,2 ± 4,9	0,73
ΔCO ₂	-1,3 ± 2,3	6,0 ± 1,7		0,6 ± 0,7	7,5 ± 3,8		-1,3 ± 2,3	5,0 ± 7,0	

Le broyage des débris végétaux à 200 µm, toute chose égale par ailleurs, ne conduit pas à une augmentation d'émissions de CO₂. En revanche le broyage du sol à 200 µm augmente les émissions de CO₂. Cette expérimentation montre que l'augmentation de CO₂ suite au broyage du sol est essentiellement due à une déprotection de la MO au sein de la structure du sol et non pas au broyage des végétaux (Bossuyt et al. 2002).

Balesdent, J., Chenu, C. and Balabane, M. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil Tillage Res.* **53**: 215-230.

Bossuyt, H., Six, J. and Hendrix, P. F. 2002. Aggregate-Protected Carbon in No-tillage and Conventional Tillage Agroecosystems Using Carbon-14 Labeled Plant Residue. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **66**: 1965-1973.

Chevallier, T., Blanchart, E., Albrecht, A. and Feller, C. 2004. The physical protection of soil organic carbon in aggregates: a mechanism of carbon storage in a Vertisol under pasture and market gardening (Martinique, West Indies). *Agr. Ecosyst. Environ.* **103**: 375-387.

Orchard, V. A. and Cook, F. J. 1983. Relationship between soil respiration and soil moisture. *Soil Biology & Biochemistry.* **15**: 447-453.

Caractérisation de la matière organique associée aux minéraux dans un Andosol

de Junet Alexis^{1*}, Basile-Doelsch I.^{1,2}, Templier J.³, Masion A.², Marol C.⁴, Legros S.⁵, Borschneck D.², Derenne S.³ et Balesdent J.⁶

1 : IRD-La Réunion, BP172 97492 Sainte Clotilde Cedex, adejunet@univ-reunion.fr, isabelle.basile@univ-reunion.fr

2 : UMR 6635, CEREGE, Europôle Médit. de l'Arbois BP80 13545 Aix-en-Provence, masion@cerge.fr, borschneck@cerge.fr

3 : UMR CNRS 7618 « BioEMCo » LCBOP, 11, rue P. et M. Curie 75231 Paris, joelle-templier@enscp.fr, sylvie-derenne@enscp.fr

4 : UMR 6191CNRS-CEA, CEA Cadarache, christine.marol@cea.fr

5 : CIRAD, Station de La Bretagne BP20 97408 Saint Denis Messagerie Cedex 9, samuel.legros@cirad.fr

6 : INRA UR1119 GSE, Europole Medit. de l'Arbois BP80 F-13545 Aix-en-Provence, Jerome.Balesdent@aix.inra.fr

Introduction

L'étude des sols en tant que réservoir de carbone devient un enjeu majeur dans la gestion des Gaz à Effet de Serre carbonés. Parmi les mécanismes de séquestration de la matière organique (MO) dans les sols, la formation de **complexes organo-minéraux** (COMx) est un processus majeur dans la stabilisation des composés organiques (Torn *et al.*, 1997). L'objectif de ce travail est de caractériser la matière organique liée aux différentes phases minérales dans un Andosol (Ile de La Réunion).

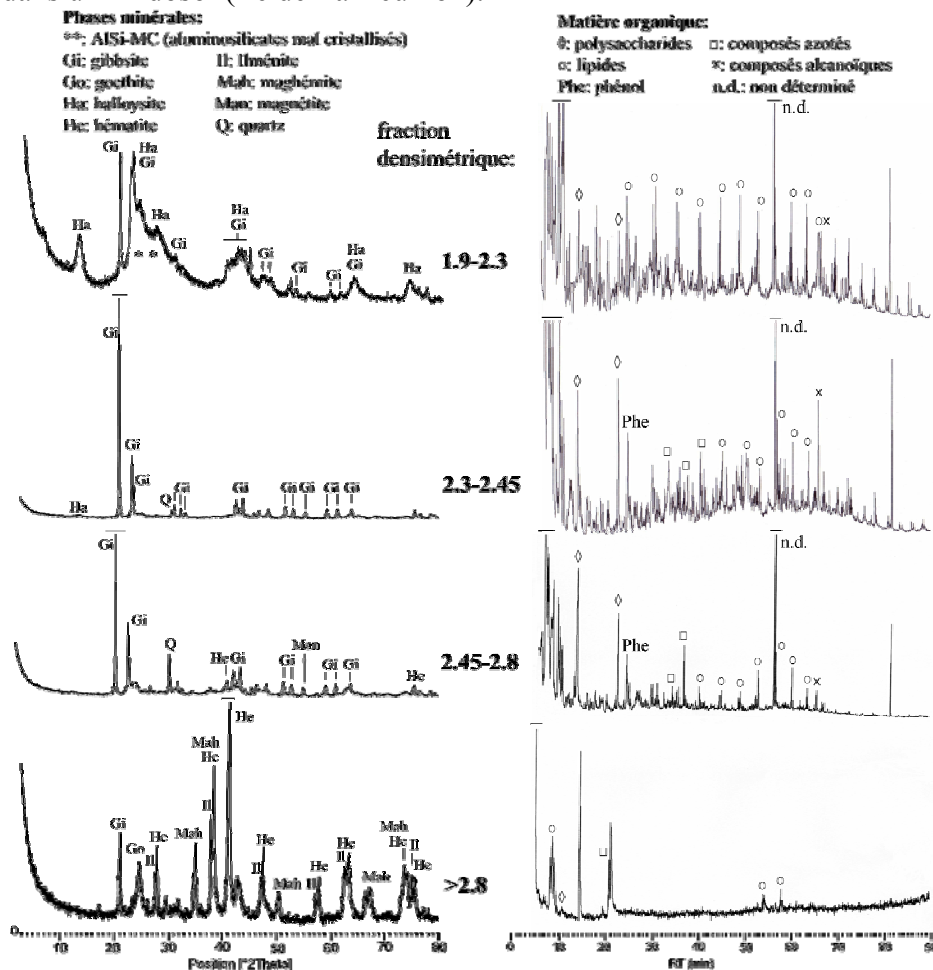


Figure 1 : Diffractogrammes et pyrochromatogrammes des 4 fractions densimétriques de l'horizon 20-30 cm de l'Andosol

Méthodes

Les COMx ont été séparés par densité, dans des solutions de polytungstate de sodium (Basile-Doelsch *et al.*, 2007) sur un horizon d'Andosol prélevé entre 20 et 30 cm. Nous avons calculé une perte de MO de 12% suite à cette manipulation. Les coupures densimétriques ont été sélectionnées en fonction de la minéralogie du sol, elle-même déterminée par diffraction des rayons X (DRX). Nous avons ensuite effectué sur les fractions densimétriques 4 traitements successifs de 2 heures à l'HF 5%, afin de dissoudre les minéraux et d'enrichir le signal de la MO. Enfin la matière organique a été analysée par Py/GC/MS et ¹³C RMN.

Résultats

La MO non complexée représente 25% de la MO de l'horizon. Elle est principalement composée de lignine et de composés aliphatiques, auxquels s'ajoutent des composés alcanoïques et azotés, des polysaccharides et des HAPs.

La caractérisation des phases minérales et de leur MO associée est représentée pour chaque fraction densimétrique dans la Figure 1. Nous distinguons 3 types de COMx :

- la MO associée au mélange halloysite/gibbsite/aluminosilicates mal cristallisés (AlSiMC, fraction 1.9-2.3) qui représente 21% de la MO dans cet horizon. Elle est constituée de composés aliphatiques avec des doublets alcènes/alcanes, de polysaccharides avec essentiellement le 2-furancarboxaléhyde et son méthyl-, de composés alcanoïques avec l'acide palmitique, auxquels s'ajoutent des traces de composés azotés et des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).

- La MO associée à la gibbsite (oxydes d'aluminium, fractions 2.3-2.45 et 2.45-2.8) qui représente 34% de la MO. Elle est composée de polysaccharides, de composés azotés (1H-pyrrole, 1H-indole, benzothiazole), d'acides alcanoïques, de trace de composés HAPs et d'un marqueur de la lignine : le vinylguaiacol (Ralph and Hatfield, 1991).

- La MO associée aux oxydes de fer (fraction >2.8) qui ne représente que 7% de la MO. Elle est constituée de composés aliphatiques et de composés azotés.

Discussion

Dans cet horizon andique, 60% de la MO se trouve complexée aux phases minérales. La MO non complexée se distingue principalement de cette dernière par sa grande variété de composés en lignine, avec 19 marqueurs contre seulement un dans la MO complexée. La composition de la MO complexée n'est pas homogène et varie en fonction des phases minérales présentes (Figure 1). Les trois principaux COMx identifiés dans cette étude, sont d'un point de vue minéralogique dominés par : les AlSi-MC, les oxydes d'aluminium, et les oxydes de fer. Ainsi, les composés azotés et aliphatiques sont présents dans les trois types de COMx, tandis que les polysaccharides, les HAPs, et les composés alcanoïques sont présents uniquement dans les COMx dominés par les AlSi-MC et les oxydes d'aluminium.

Dans cet Andosol, les phases minérales complexent la majorité de la MO et déterminent, en fonction de leur nature, la composition organique du sol. Cette première caractérisation moléculaire des composés organiques sélectivement associés aux espèces minérales ouvre des voies d'investigation de la nature des associations et de l'impact de ces dernières sur les temps de résidence des composés carbonés dans les sols. Cette étude a été partiellement financée par le programme national ECCO.

Références bibliographiques

- Basile-Doelsch I., Amundson R., Stone W., Borschneck D., Bottero J.-Y., Moustier S., Masin F., and Colin F. (2007) Mineral control of carbon pools in a volcanic soil horizon. *Geoderma* 137(3-4), 477-489.
- Ralph J. and Hatfield R. (1991) Pyrolysis-GC-MS characterization of forage materials. *J. Agric. Food Chem.* 39, 1426-1437.
- Torn M. S., Trumbore S. E., Chadwick O. A., Vitousek P. M., and Hendricks D. M. (1997) Mineral control of soil organic carbon storage and turnover. *Nature* 389, 170-173.

Extraction et caractérisation des matières organiques solubles des horizons profonds des sols arables

**Lavaud A.¹, Chabbi A.^{2,3}, Rumpel C.³, Jacquemet V.⁴,
Gherman E.⁴ et Croué J-P¹**

¹LCEE-CNRS-Université de Poitiers, 40 avenue du recteur Pineau
aurelien_lavaud@yahoo.fr, ²UEFE-INRA Lusignan, ³BioEMCO-CNRS-Université Paris 6
Thiverval-Grignon, ⁴Anjou Recherche-Véolia Water Maisons Laffitte

Introduction

La matière organique hydrosoluble des sols, identifiable au travers du paramètre carbone organique dissous (COD), joue probablement un rôle déterminant dans le transport et la stabilisation des matières organiques des sols (MOS). Malgré leurs faibles contributions à la matière organique total du sol, ces MO hydrosolubles représentent une source potentielle de perte de carbone du système par lixiviation. Les quantités et la nature chimique de COD au dessous de l'horizon de surface (Lp) sont mal connues et devront donc être quantifiées et caractérisées pour mieux comprendre les processus contrôlant la stabilisation des MO dans les sols agricoles. Les objectifs de cette étude étaient donc : 1 de quantifier les teneurs en COD des différents horizons (extraction du sol et dans la solution du sol) et 2) de caractériser la composition chimique du COD.

Matériels et méthodes

L'étude a été réalisée sur le dispositif expérimental de l'observatoire de recherche en environnement – agro-écosystème, cycle biogéochimique et biodiversité (ORE-ACBB), site de Lusignan. Le carbone organique dissoute (COD) des différents horizons du sol (mélange 1 : 10 sol/eau) ont été extraite à l'eau froide mais aussi après un traitement ultrasons (US) des échantillons (10 et 60 minutes) suivie d'une centrifugation et filtration à 0.45 µm. En complément des échantillons de solution de sol collectés sur le terrain via les bougies poreuses et plaques lysimétriques installés à 105 cm de profondeur ont été aussi analysés. Les quantités du COD ont été déterminées avec un analyseur de COD. Un fractionnement du COD sur résines XAD a été effectué afin d'étudier le caractère hydrophobes, hydrophiles et transphiliques des échantillons. L'analyse par chromatographie d'exclusion de taille haute performance couplée à l'analyse du COD (HPSEC/COD) a été utilisée pour déterminer la distribution des masses moléculaires des constituants du mélange complexe que représente le COD.

Résultats et discussion

Les quantités de COD extraite à l'aide des ultrasons (peu importe la durée) ont été supérieures à ceux extraits avec l'eau froide en surface mais beaucoup moins en profondeur. Les quantités de COD obtenu par extraction diminuent en fonction de la profondeur (0-20 cm : 12.4 mg/L ; 62-110 cm : 1.3 mg/L). L'analyse de la solution de sol montre que les concentrations de COD sont de même ordre de grandeur entre les bougies et les plaques lysimétriques. Il est à noter par ailleurs que : (i) les concentrations en COD analysées via les bougies poreuse ou les plaques sont de même ordre de grandeur de celles extraites directement du sol et (ii) que les volumes de la solution prélevées sont suffisants pour procéder à un certain nombre d'analyses. L'étude de la distribution du COD par filtration sur résines XAD4 et XAD8 en série a pu être réalisée (Fig. 1). La distribution rappelle celle des eaux naturelles de surface pour des COD comparables (50% de HPO, 15-20% de TPH et 30-40% de HPI non retenue sur les résines). Par ailleurs, les résultats obtenus par extraction à l'aide de l'ultrasons (Fig. 1A) sont relativement différents de la solution du sol (1B-C) où on remarque que 52 % de la fraction HPI n'est pas retenue dans la résine.

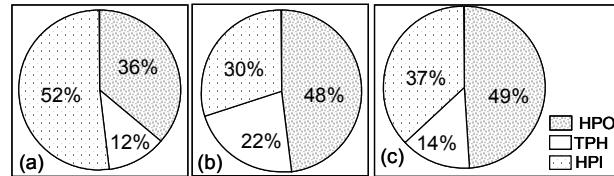


Figure 1 : Fractionnement sur résines XAD (A : Extraction de sol aux US ; B : solution de sol (Bougies) ; C : solution de sol (plaques). HPO : hydrophobes, TPH : transphiliques et HPI : hydrophile.

L'analyse HPSEC/COD a également été effectuée sur les échantillons extraits des différents horizons de sol et ceux collectés par les bougies et les plaques. On relèvera qu'en chromatographie d'exclusion la masse moléculaire des composés chromatographiés est inversement proportionnelle au temps de rétention. Ces résultats montrent que la matrice organique soluble des différents horizons de sol présente une masse moléculaire moyenne qui diminue avec la profondeur.

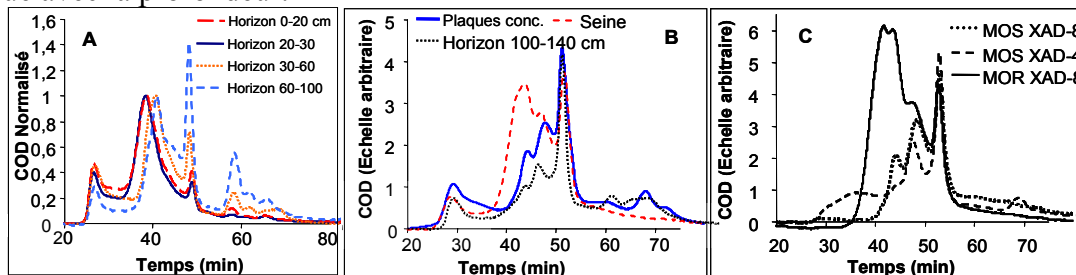


Figure 2 : HPSEC/UV/COD des différents horizons de sol extraits par ultrasons (A), (B) : de la solution de sol (plaques), COD de la Seine et d'extraction de sol (ultrasons), (C) : XAD8, XAD4 (plaques lysimétriques) et XAD8 (COD de rivière).

Les horizons de surface sont riches en substances humiques (1000 à 2000 Da) (Fig. 2A) alors que les horizons profonds (très marqué pour l'horizon 140 – 200 cm, résultats non montrée ici) sont principalement constitués de molécules de plus faibles masses moléculaires (voisines de 500 daltons). Les analyses réalisées sur les eaux collectées au niveau des bougies et plaques sont en accord avec les données issues des extractions de COD conduites en laboratoire sur les horizons profonds. Les chromatogrammes montrent une prédominance des structures de plus faibles masses moléculaires. La figure 2B compare les profils des eaux issues des plaques lysimétriques (solution de sol), de l'horizon 100-141 cm et d'une eau de rivière (la Seine) obtenus en HPSEC. On obtient des profils similaires avec la présence de composés à caractères humiques plus important (40/50 min) dans l'eau de rivière. Le spectre HPSEC du fractionnement sur résine (Fig. 2C) de la solution de plaques lysimétriques et d'une eau de rivière (Seine) confirme la présence de molécules de faibles masse moléculaires dans la solution de plaques que dans l'eau de rivière.

Conclusion

Le carbone soluble des horizons profonds est constitué de molécules non aromatiques de faible masse moléculaire. Cette étude correspond donc à la caractérisation d'un état zéro de la composition chimique de COD. Il reste donc à vérifier comment l'influence des traitements appliqués sur le dispositif ORE-ACBB (prairie vs culture) va influencer la quantité et la composition du COD dans ces horizons sur le long terme.

THEME 4 : MATIERES ORGANIQUES

AFFICHES

Carbone physiquement protégé dans les horizons sub-superficiels de sols agricoles de l'est du Canada : influence du labour

Denis Angers¹, Ed Gregorich², Martin Carter et Craig Drury

1 Agriculture et Agroalimentaire Canada, Québec (Québec) Canada, angersd@agr.gc.ca

2 Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa, (Ontario) Canada, gregoriche@agr.gc.ca

3 Agriculture et Agroalimentaire Canada, Charlottetown, (PEI), Canada, carterm@agr.gc.ca

4 Agriculture et Agroalimentaire Canada, Harrow (Ontario), Canada, druryc@agr.gc.ca

Introduction

De nombreuses études démontrent l'influence marquée du travail du sol sur la dynamique, l'accumulation et la stabilisation de la matière organique du sol. Les essais au champ utilisant le ¹³C montrent que le travail du sol augmente la vitesse de minéralisation du C ancien du sol mais qu'il peut par ailleurs augmenter l'incorporation de C nouveau et favoriser ainsi son accumulation dans les couches sub-superficielles (Balesdent et al., 1990). Le résultat net de ces effets est parfois difficile à prédire. Alors que la plupart des essais de longue durée confirment que le non labour (semis direct) augmente le stock total de C du sol, quelques études réalisées dans l'est du Canada et dans le nord des États-Unis montrent un effet nul voire opposé (Angers et al., 1997a ; Dolan et al., 2006). On note dans ces travaux une accumulation significative de C dans les couches sub-superficielles sous labour qui parfois compense l'augmentation en surface sous semis direct. La nature du C s'accumulant dans ces couches de sol à la base de la couche de labour étant peu connue, l'objectif de ce travail était, dans un premier temps, d'en caractériser l'état physique.

Matériels et méthodes

Cette étude a été réalisée à partir de quatre essais de longue durée répartis dans les provinces de l'est du Canada (Ontario, Québec et Île du Prince-Édouard) sur des sols dont la teneur en argile varie de 8 à 60%, et appartenant aux ordres podzolique, gleysolique et brunisolique. Ces sites, établis entre 1983 et 1990, présentent des comparaisons directes entre le labour conventionnel (charrue à versoirs à ~20 cm) et le semis direct (non labour). Les sites de l'Ontario étaient sous rotation de maïs-soja alors que les deux autres sites présentent des rotations à base d'orge.

Les échantillons de sols ont été prélevés à l'automne 2001 dans les profils de sol jusqu'à une profondeur de 60 cm (0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40 et 40-60 cm).

La fraction légère de la matière organique a été séparée en une fraction libre et une fraction physiquement protégée ou occluse (Golchin et al., 1994). Les séparations ont été réalisées en utilisant du NaI à une densité de 1,7 g cm⁻³ (Gregorich et al., 1997). Les teneurs en C et N ont été déterminées sur le sol entier et les fractions légères libres et occluses.

Résultats et Discussion

Les stocks de C à 60 cm varient de 7 à 10 kg C m⁻² et sont peu influencés par le type de travail du sol. La teneur en C total du sol est plus grande sous semis direct que sous labour dans les premiers centimètres de sol mais la tendance s'inverse dans les couches 10-20 et 20-30 cm, ce qui est en accord avec les études antérieures dans l'est du Canada.

La fraction légère libre est concentrée dans les premiers cm de sol où elle représente entre 2 et 7% du C total. Dans cette couche, les sols sans labour présentent des teneurs plus

élevées en C de la fraction légère libre que le sol labouré. Plusieurs études ont mis en évidence la réponse rapide et significative de la fraction légère aux pratiques de conservation.

La fraction légère protégée représente pour sa part une partie relativement importante du C total (entre 3 et 14% soit près de 1 kg C m⁻²). Elle est en général plus abondante dans les sols sous labour particulièrement dans les couches 10-20 et 20-30 cm. Les travaux utilisant le ¹³C montre, qu'en comparaison avec le semis direct, le labour avec inversion du sol conduit à une accumulation du C récent (provenant des résidus et des racines) à la base de la couche de labour (Balesdent et al. 1990). Par ailleurs, les études isotopiques (Angers et al., 1997b) et les observations microscopiques (Angers et Chenu, 1997) mettent en évidence le rôle des résidus de culture frais dans la synthèse des agrégats de sol. Nous émettons l'hypothèse que l'apport répété de résidus frais et leur mise en contact avec le sol par le labour conduisent à l'occlusion d'une partie de la matière organique particulaire dans les agrégats permettant ainsi sa protection physique.

Conclusions

En accord avec de nombreuses études antérieures, la pratique du non labour permet l'augmentation des teneurs en C des différentes fractions dans la couche superficielle de sol. Par contre, l'utilisation répétée de la charrue à versoirs semble mener à une protection physique du C de la fraction légère dans les couches de sol situées à la base de la couche de labour. Les études se poursuivent afin de mieux caractériser la nature de cette matière organique.

Références

- Angers, D.A., M. A. Bolinder, M.R. Carter, E.G. Gregorich, R.P. Voroney, C.F. Drury, B.C. Liang, R.R. Simard, R.G. Donald, R. Beayert et J. Martel. 1997. Impact of tillage practices on organic carbon and nitrogen storage in cool, humid soils of eastern Canada. *Soil Tillage Res.* 41:191-201.
- Angers, D.A., S. Recous et C. Aita. 1997. Fate of carbon and nitrogen in water-stable aggregates during decomposition of ¹³C¹⁵N-labelled wheat straw *in situ*. *Europ. J. Soil Sci.* 48:295-300.
- Angers, D.A. et C. Chenu. 1997. Dynamics of soil aggregation and C sequestration. Ch. 14. In R. Lal et al. (Ed.) *Soil processes and the carbon cycle*. CRC Press. Boca Raton Fl. pp 199-206
- Balesdent, J., A. Mariotti, et D. Boisgontier. 1990. Effect of tillage on soil organic carbon mineralization estimated from ¹³C abundance in maize fields. *J. Soil Sci.* 41:587-596.
- Dolan, M.S., C.E. Clapp, R.R. Allmaras, J.M. Baker et J.A.E. Molina. 2006. Soil carbon and nitrogen in a Minnesota soil as related to tillage, residue and nitrogen management. *Soil Tillage Res.* 89:221-231.
- Golchin, A., J.M. Oades, J.O. Skjemstad et P. Clarke. 1994. Study of free and occluded particulate organic matter in soils by solid-state ¹³C NMR spectroscopy and scanning electron microscopy. *Austr. J. Soil Res.* 32:285-309.
- Gregorich, E.G., C.F. Drury, B.H. Ellert et B.C. Liang. 1997. Fertilization effects on physically protected light fraction organic matter. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61:482-484.

Caractérisation de l'état initial de la variabilité spatiale du dispositif expérimental de l'observatoire de recherche en environnement - Agro-écosystème, cycle biogéochimique et biodiversité (ORE-ACBB)

Chabbi Abad^{1,3}, Chaplot Vincent², Nunan Naoise³, Rumpel Cornelia³, Moni Christophe³, Lemaire Gilles⁴.

¹INRA-UEFE, Les Verrines, Lusignan : abad.chabbi@lusignan.inra.fr, ²IRD, Bondy, ³BIOEMCO, CNRS équipe MOS, Centre INRA Versailles-Grignon, Thiverval-Grignon, ⁴UEPF-INRA, Route de Saint, Lusignan.

Introduction :

Le dispositif ORE-ACBB de Lusignan a été conçu spécialement pour étudier les effets des perturbations liés aux alternances prairie-culture sur la dynamique des matières organiques de sol (MOS) sur le long terme. Pour établir les traitements expérimentaux une évaluation initiale de la variabilité spatiale et de la signature isotopique du carbone est primordiale. Plusieurs processus contrôlent la variabilité spatiale du sol, la pédogenèse (Trangmar et al. 1985) mais aussi les changements de mode d'occupation des terres et de mode de gestion qui ont eu lieu plusieurs années auparavant (Paz-González et al. 2000). Comme conséquence, la variabilité spatiale de sol s'opère à plusieurs échelles. L'objectif de la présente étude est d'analyser l'état initial de la variabilité spatiale des teneurs en C et de la signature isotopique du C des sols.

Matériels et méthodes

Le prélèvement s'est fait à l'aide d'une tarière (120 cm de longueur et Ø 18 mm). Le sondage a été réalisé selon un principe de maille de 10 × 10 m tiré au sort. Au total 392 sondages ont été effectués. Certains échantillons (total 76) ont été répétés trois fois à 50 cm de distance pour la prise en compte de la micro hétérogénéité spatiale. Chaque carotte de sols prélevée, est coupée par la suite à quatre profondeurs (0-30, 30-60, 60-90 et 90-120 cm). En complément 27 profils pédologiques ont été réalisés et décrits selon la nomenclature internationale. Des mesures de densité apparente, de concentration de C et de la signature isotopique ont été effectuées dans les sondages et différents horizons de sol échantillonné. Pour apprécier la variabilité spatiale de la distribution du C et du $\delta^{13}\text{C}$ de la MO sur le dispositif une analyse statistique et géostatistique a été effectuée.

Résultats et discussion

La teneur en carbone déterminée pour les premiers 30 cm varie entre 8,2 et 15,6 mg g⁻¹ et diminue jusqu'à 3 et 5 mg g⁻¹ en profondeur. En surface le C/N varie entre 8 à 11. Le $\delta^{13}\text{C}$ varie entre -27,3 et -24,6 ‰ avec une moyenne de -26 ‰ en surface et de -25 ‰ en profondeur sur l'ensemble du dispositif. Certaines zones du dispositif ayant eu une occupation du sol par de la prairies (en moyenne 10 années sur 15) présentent une teneur moyenne en C nettement plus forte que les zones ayant été maintenues sous culture. De plus entre ces deux zones on peut distinguer assez nettement une différence de signature isotopique liée à l'introduction de plantes C₄ (maïs) dans les rotations.

En profondeur (30-60 et 60-90 cm) l'effet de la prairie observé sur la couche (0-30 cm) n'est pas visible et le système est caractérisé par une forte variabilité spatiale. Le mode d'occupation du sol affecte donc les teneurs en C en surface, mais il n'a pas d'effet significatif en profondeur (Fig. 1). En profondeur la variabilité entre modes d'occupation est moins importante qu'au sein d'un même mode. La portée géostatistique en surface est plus importante indiquant ainsi une plus faible variabilité avec la distance inter échantillon qu'en profondeur (Fig. 2). Ceci est peut-être du au labour qui a tendance à homogénéiser le system.

L'effet de pépité en profondeur est plus significatif qu'en surface montrant que la variabilité à petite échelle est plus importante. Pour la signature isotopique le semi variogramme en surface est caractérisé par une très forte variabilité inter-échantillon (introduction C3-C4 dans les rotations). Par ailleurs, l'effet de pépité est similaire peu importe la profondeur. L'analyse statistique des 27 profils apporte des informations complémentaires. Elle montre effectivement que la forte variabilité des teneurs en C pour les horizons profonds est contrôlée par une hétérogénéité latérale à petite échelle (invaginations, voir abstract Rumpel et al.) indiquant ainsi un fonctionnement différencié de ces zones au plan de la dynamique des MO.

Figure 1: Modes d'occupation du sol des derniers 17 ans et les teneurs en carbone des horizons 0 - 30 et 60 - 90 cm.

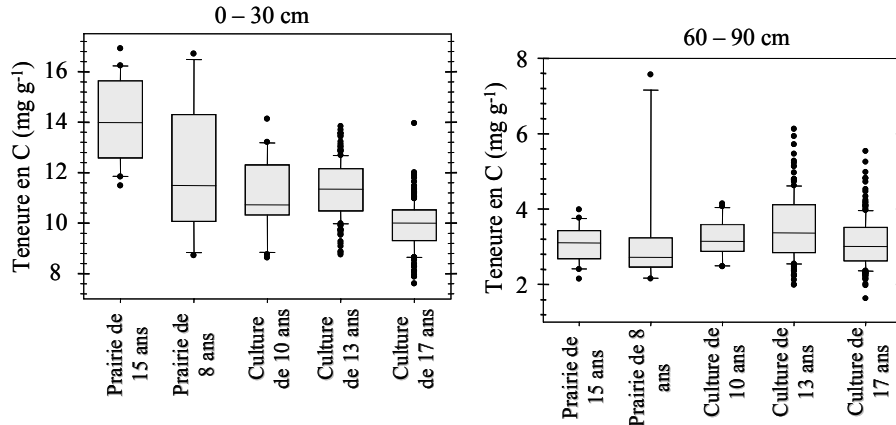
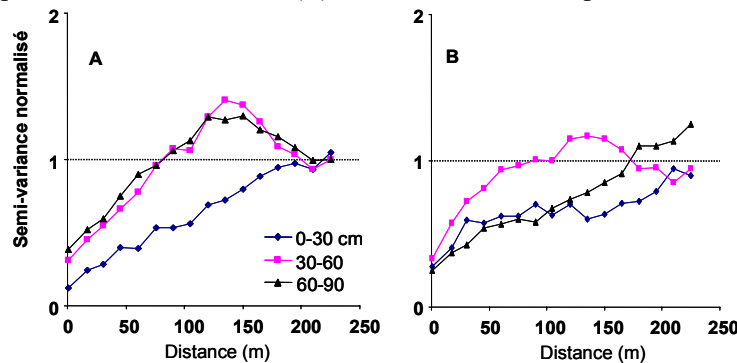


Figure 2. Semi-

variogramme isotropique normalisé de carbone (A) et du $\delta^{13}\text{C}$ à différent profondeur de sol (B). La ligne discontinue indique la variabilité totale du dispositif expérimental.

Conclusion

La différence constatée entre zones ayant eu une histoire



culturelle différente permet d'avoir une idée de l'évolution du système lorsqu'il sera soumis à des modes d'occupation du sol contrastés (prairie vs cultures). Le mode d'occupation du sol des derniers 17 ans affectait significativement les teneurs en C en surface mais pas en profondeur. L'analyse de profil par horizon s'avère importante pour élucider la forte variabilité de C en profondeur. Ce travail de caractérisation a permis à la fois de caler les parcelles expérimentales, sur lesquelles seront analysées les évolutions des MOS, sur des zones suffisamment homogènes.

Remerciement

Pour l'expertise de l'échantillonnage, la préparation et l'analyse des échantillons les auteurs remercient : Dominique Arrouays, Gérard Bardoux, Nicolas Péchot, Catherine Pasquier, Xavier Charrier et Jean-Pierre Terrason.

Références

Paz-González, A., Vieira, S.R., Taboada Castro, M.T., 2000. The effect of cultivation on the spatial variability of selected properties of an umbric horizon. *Geoderma*, 97, 273-292.
 Trangmar, B.B., Yost, R.S., Uehara, G., 1985. Application of geostatistics to spatial studies of soils properties. *Advances in Agronomy*, 38, Academic press, San Diego, pp.45-94.
 Webster, R., 2000. Is soil variation random? *Geoderma* 97, 149-163.

Minéralisation de la matière organique d'une gamme d'Andosol de la Martinique

Chevallier Tiphaine¹, Toucet – Louri Joele¹, Blanchart Eric¹, Woignier Thierry²

¹UR SeqBio, IRD, 2 place Viala Bât. 12, 34060 Montpellier Cedex, tiphaine.chevallier@mpl.ird.fr

² UR SeqBio, IRD, Pole de Recherche Agronomique de la Martinique, B.P. 213 Petit Morne, 97232, Le lamenin, Martinique

Introduction

En raison de la présence d'allophane, les andosols sont des sols reconnus pour stocker de grandes quantités de carbone organique. Différentes études montrent des taux de matière organique (MO) plus élevés dans les andosols que dans d'autres types de sol du fait d'une stabilisation accrue du carbone (Torn et al. 1997). Woignier et al. (2005) ont montré, sur une collection d'andosols prélevés sous forêt à la Martinique, que la surface spécifique était très bien corrélée à la teneur en carbone de ces sols. Le carbone ainsi cumulé dans les andosols est-il disponible à la microflore ? Cette étude propose d'évaluer le carbone potentiellement minéralisable de ces sols par des incubations en laboratoire.

Matériel et Méthodes

Six échantillons de sol sous forêt ont été prélevés dans chacun des horizons A (0-15 cm) et B (30-80 cm). Les sols ont été conservés à 4°C avant analyses. Trois répétitions de 15 g ont été incubées à pF 2 pendant 28 jours à 28°C. Le CO₂ émis a été piégé dans une solution de soude puis dosé par titrimétrie. La biomasse microbienne de ces sols a été mesurée par fumigation-extraction et dosage du carbone soluble extrait au K₂SO₄. Des mesures du pH dans l'eau (eau/terre = 2.5) ont été réalisées. Les teneurs en carbone ont été mesurées à l'analyseur élémentaire. Les surfaces spécifiques des sols ont été mesurées au BET après séchage hyper-critique des sols (Woignier et al. 2005). La teneur en allophane d'un sol est calculée à partir des teneurs en silice et en aluminium mesurées après extraction à l'oxalate (Si_{ox}, Al_{ox}) et au pyrophosphate (Al_{py}) (Mizota and Van Reewijk 1989).

Résultats et Discussion

La teneur en allophane des sols varie de 0 à 7 % dans l'horizon A et de 0 à 25 % dans l'horizon B). La surface spécifique des sols varie de 26 à 150 m² g⁻¹ dans l'horizon A et de 69 à 165 m² g⁻¹ dans l'horizon B. Les sols sont acides avec des pH compris entre 5,5 et 6,7. Les teneurs en carbone varient de 4,9 à 11,7 gC kg⁻¹ sol dans l'horizon A et de 1,5 à 6,5 gC kg⁻¹ sol dans l'horizon B.

Les quantités de carbone minéralisé en 28 jours sont de l'ordre de 100 à 500 µgC-CO₂ g⁻¹ sol. Dans les horizons A, il y a une relation négative et significative (P=0,12) entre la quantité de carbone minéralisé et la teneur en carbone de l'échantillon (Fig. 1). De même il y a une relation négative et significative (P=0,015) entre la quantité de carbone minéralisé et la surface spécifique de l'échantillon. Le taux de minéralisation (mgCminéralisé/gCsol), illustrant la biodisponibilité du carbone du sol, décroît avec la surface spécifique du sol (Fig. 2) de même qu'avec sa teneur en allophane et son pH. En revanche il n'y a pas de relation entre les biomasses microbiennes (de 2847 à 4187 mgCmicrobien kg⁻¹ sol) ou le quotient métabolique (i.e.CO₂/biomasse microbienne) et la surface spécifique des sols. En ce qui concerne les horizons B la tendance semble identique mais il est plus difficile de conclure et d'autres séries d'expérience seront nécessaires.

Pour l'horizon A, nos résultats sont conformes à la littérature, les minéraux amorphes tel que les allophanes, ralentissent fortement le turnover de la matière organique du sol. Plusieurs études (Boudot et al. 1986; Saggar et al. 1994; Saggar et al. 1996) ont montré que des apports de molécules organiques ou de résidus de végétaux avaient des taux de minéralisation et des quotients métaboliques plus faibles en présence d'allophane. Bien que notre étude ne montre pas d'incidence de la teneur en allophane sur la biomasse microbienne, elle montre bien que la MO du sol est plus difficilement minéralisée plus il y a d'allophane et plus la surface spécifique est grande. Cependant, il y a aussi une bonne relation entre le pH et la minéralisation. Plus le pH est acide et moins il y a de minéralisation. Tout jouant dans le même sens, quantité d'allophane, surface spécifique et acidité, il est difficile de conclure sur le facteur principal limitant la minéralisation.

La grande surface spécifique des andosols est révélatrice d'un grand volume poral (échelle de 2-50 nm) de ces sols dans lequel le carbone organique peut être piégé. Cette hypothèse est surtout développée dans les sédiments marins et plus récemment dans les sols (Mayer et al. 2004). Il est probable que la différence de comportement lors de la minéralisation que nous observons entre les horizons A et B provient d'une distribution en taille de pores différente, entre les deux séries horizons. Une caractérisation des caractéristiques porales des andosols est maintenant envisagée.

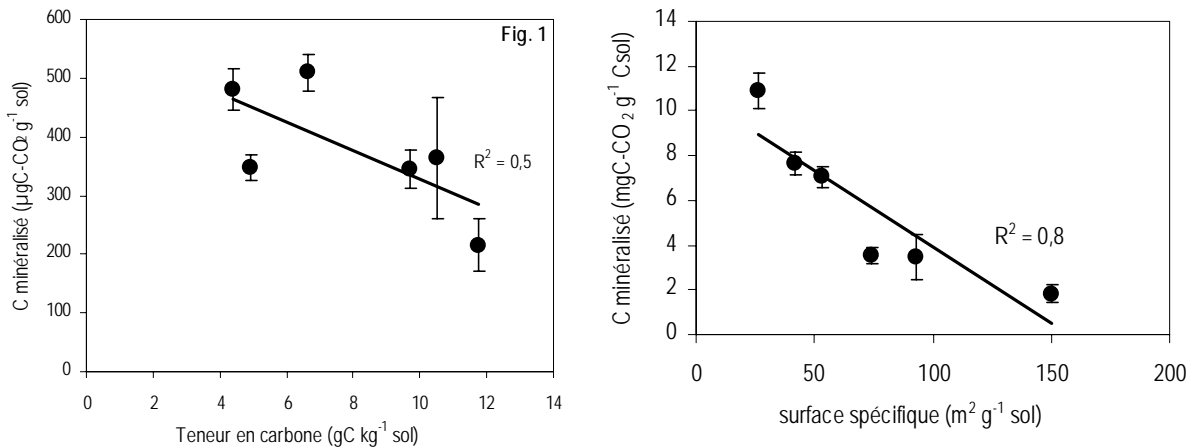


Fig. 1 Quantité de C minéralisé en fonction du carbone total du sol dans les horizons A.

Fig. 2 Taux de minéralisation en fonction de la surface spécifique du sol dans les horizons A

Références

- Boudot, J. P., Bel Hadj, B. A. and Choné, T. 1986. Carbon mineralization in Andosols and aluminium-rich highlands soils. *Soil Biology & Biochemistry*. 18: 457-461.
- Mayer, L. M., Schick, L. L., Hardy, K. R., Wagai, R. and McCarthy, J. 2004. Organic matter in small mesopores in sediments and soils. *Geochim. Cosmochim. Ac.* 68: 3863-3872.
- Mizota, C. and Van Reewijk, L. P. 1989. Clay mineralogy and chemistry of soils formed in volcanic material in diverse climatic regions. *Soil Monograph n°2*. International Soil Reference and Information Center, Wageningen. 185 pp.
- Saggar, S., Tate, K. R., Feltham, C. W., Childs, C. W. and Parshotam, A. 1994. Carbon turnover in a range of allophanic soils amended with ¹⁴C-labelled glucose. *Soil Biol. Biochem.* 26: 1263-1271.
- Saggar, S., Parshotam, A., Sparling, G. P., Feltham, C. W. and Hart, P. B. S. 1996. ¹⁴C-labelled ryegrass turnover and residence times in soils varying in clay content and mineralogy. *Soil Biol. Biochem.* 28: 1677-1686.
- Torn, M., Trumbore, S., Chadwick, O., Vitousek, P. and Hendricks, D. 1997. Mineral control of soil organic carbon storage and turnover. *Nature*. 389: 170-173.
- Woignier, T., Braudeau, E., Doumenc, H. and Rangon, L. 2005. Supercritical drying applied to natural "gels": Allophanic soils. *Journal of sol gel science and technology*. 36: 61-68.

Méthodes de mesure de l'hydrophobie du sol : une analyse comparative

Cosentino Diego^{1,2}, Hallet Paul³, Michel Jean Charles⁴, Chenu Claire¹

1: UMR BIOEMCO UMR INRA-CNRS-UPMC-INAPG-ENS-ENSCP, Campus AgroParis Tech Grignon, Bâtiment EGER, 78850 Thiverval Grignon France cosentin@grignon.inra.fr, chenu@grignon.inra.fr

2 : UMR EGC INRA-INAPG, Campus AgroParis Tech Grignon, Bâtiment EGER, 78850, France Thiverval Grignon

3 : Scottish Crop Research Institute, Invergowrie, Dundee, DD2 5DA, Scotland, UK Paul.Hallett@scri.ac.uk

4: UMR SAGAH, INH, Angers, France, jean-charles.michel@inh.fr

Introduction

La vitesse d'entrée de l'eau dans le sol dépend de sa porosité et de l'hydrophobie des surfaces de ces constituants. L'hydrophobie étant une propriété de surface des constituants solides du sol décrivant leur affinité pour l'eau. Cette propriété affecte le comportement des agrégats du sol vis-à-vis d'une humectation rapide, mais aussi la vitesse et les chemins d'entrée d'eau dans le sol, c'est donc une propriété importante pour le fonctionnement du sol. L'hydrophobie des sols peut être affectée par leur statut organique du sol et par l'activité biologique (Chenu et al. 2000, Hallet et al., 1999, Cosentino et al. 2006). Cependant, plusieurs méthodes existent dans la littérature pour évaluer cette propriété, et sont utilisées dans des études différentes, sans comparaison à ce jour. Cet état des lieux limite la synthèse des résultats obtenus dans la littérature.

L'objectif de ce travail était donc de comparer trois méthodes fréquemment utilisées pour décrire l'hydrophobie des sols: la mesure du temps de pénétration d'une goutte d'eau dans un agrégat (WDPT), la mesure d'un indice de repulsion (RI, Hallet et al., 1999) et l'estimation d'un angle de contact eau-solide-air par mesure de la vitesse d'ascension capillaire (CRM, Michel et al. 2001).

Matériel et méthodes

L'étude a porté sur un sol limoneux de grande culture, représentatif de sols très sensibles à la battance du nord de l'Europe. Nous avons utilisé les échantillons issus d'une expérimentation d'apport de différentes doses de pailles de maïs et d'incubation. Ces échantillons se caractérisent par des teneurs en MO et en biomasse microbienne très variables stabilities structurales contrastées et à priori hydrophobies très variables. La comparaison a porté sur des agrégats 3-5 mm de cette série d'échantillons. Nous avons mesuré le temps de pénétration d'une goutte d'eau dans les agrégats individuels selon Chenu et al. (2000). L'angle de contact eau-sol-air a été déterminé à partir de la vitesse d'ascension capillaire d'eau et d'hexane dans une colonne d'agrégats de sol selon Michel et al. (2001). La sorptivité à l'eau et à l'éthanol d'agrégats individuels a été mesurée afin d'en déduire un index de repulsion (Hallet et al. 1999).

$$S = \sqrt{\frac{Q f}{4 r b}}$$

ou S est la sorptivité (mm s^{-0.5}), Q est le flux d'entrée d'eau dans

l'agrégat (mm³ s⁻¹), f est la porosité libre à l'air (mm³ mm⁻³), r est le rayon de l'extrémité de l'infiltromètre (mm) et b est une constante. L'indice de répulsion (R) est alors:

$$R = d \left(\frac{S_{ethanol}}{S_{water}} \right)$$

Résultats

Le jeu d'échantillons utilisé a permis d'explorer une large gamme de vitesses de pénétration d'eau et d'hydrophobie (angles de contact de 0° à 90°C). En nous basant sur les concepts de Philip (1957) et Tillman et al. (1989), nous avons développé des relations théoriques entre WDPT, R et CRM, ce qui n'avait pas été réalisé auparavant à notre connaissance. Les résultats expérimentaux obtenus sont conformes aux relations théoriques entre ces différentes grandeurs (Figure 1) et cohérents entre eux.

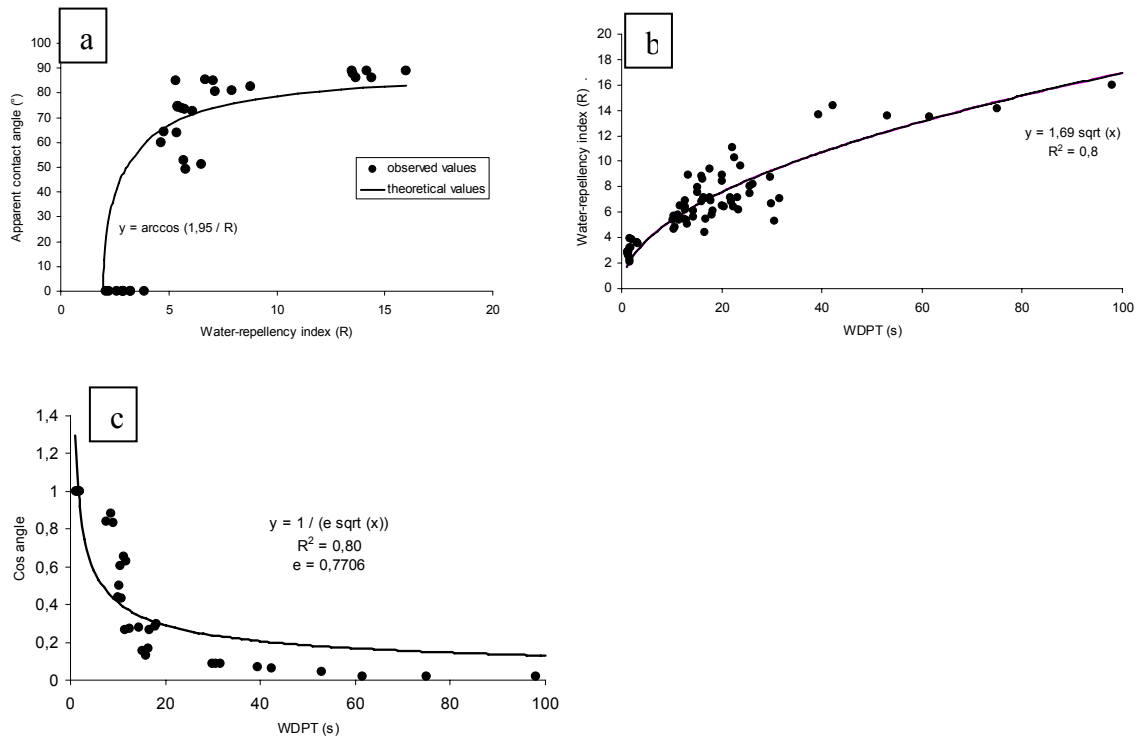


Figure 1 Relations entre a): l'indice de repulsion (R) et le test de mesure du temps de pénétration d'une goutte d'eau (WDPT); b): l'angle de contact sol-eau-air et R; et c): le cosinus de l'angle de contact sol-eau-air et le WDPT. Les traits continus correspondent aux relations théoriques entre ces grandeurs et les points aux mesures expérimentales.

Les trois méthodes ne déterminent pas la même propriété. Ainsi, le WDPT estime une vitesse d'humectation globale qui résulte à la fois des caractéristiques de la porosité des agrégats et de l'hydrophobie de ses constituants tandis que CRM et R estiment l'hydrophobie d'un sol, c'est-à-dire l'affinité de ses surfaces solides pour l'eau.

Ce travail permet de disposer des termes de passage des résultats d'une méthode à une autre et permet donc de choisir la plus pertinente, en fonction de la propriété visée (hydrophobie ou vitesse d'humectation), du matériel disponible et de la rapidité de mise en œuvre.

Réalisation d'un marquage ^{13}C différencié du C soluble de résidus végétaux, et son devenir dans des incubations de sol Cyril Girardin¹, Daniel Rasse², Philippe Biron¹, et Claire Chenu¹.

1 : UMR BioEMCo (INRA-CNRS-UPMC-AgroParis Tech), EGER, Campus Agroparistech de Grignon, 78850 Thiverval Grignon

2 : Bioforsk, Saghellinga A, Frederik A. Dahls vei 20; 1432 Ås, Norway

Introduction

L'origine du carbone organique stabilisé dans les sols, est une question d'actualité. L'hypothèse couramment admise est que ce carbone provient principalement de molécules d'origine végétale à forte récalcitrance chimique (Augris et al., 1998, Quenea et al., 2005). Or, des études récentes montrent que des molécules de lignine, considérées a priori comme très stables dans les sols se renouvellent dans les sols en une à deux décennies (Bahri et al, 2006). A contrario, certains résultats indiquent une préservation prolongée du carbone de molécules solubles et labiles dans les sols (Ladd et al, 1995, Vinten et al, 2002), et suggèrent la stabilisation des molécules de la fraction soluble de résidus végétaux après diffusion dans la matrice du sol (Gaillard et al. 2003).

Afin d'étudier la dégradation de composés solubles issus de résidus végétaux dans les sols, nous avons envisagé de réaliser un matériel végétal dans lequel le carbone soluble aurait un marquage isotopique différent de celui du carbone insoluble, macromoléculaire, encore appelé carbone structurel. Nous avons imaginé utiliser l'assimilation du carbone lors de la photosynthèse pour développer une méthode de marquage isotopique « flash ». En exposant quelques heures des plants de haricots à une atmosphère enrichie en ^{13}C , nous produisons un matériel végétal dont les composés structurels et solubles présentent des signatures isotopiques contrastées. Ce matériel est alors utilisé en incubation avec du sol afin de suivre l'évolution temporelle et la distribution spatiale du carbone provenant des molécules structurelles, d'une part, par rapport à celui des molécules solubles, d'autre part.

Matériel et méthodes

Les plants de haricots (*Phaseolus vulgaris*), sont cultivés, sur terreau, en conditions contrôlées, pendant 6 semaines. Au stade floral, ils sont introduits dans une enceinte climatique, régulée en humidité, 65%, température, 24°C, et éclairage (4 ampoules de 400W). L'admission de CO_2 respecte une consigne de 400ppm dans l'enceinte, dans une atmosphère fortement mélangée. Ce CO_2 est enrichi en ^{13}C pour avoir une valeur $\delta^{13}\text{C}$ autour de 600‰. Nous avons testé trois variétés différentes de haricots : Coco nain blanc, Flavert, et Triomphe de Farcy, introduit simultanément dans la chambre. Une cinétique de marquage sur 1/2 heure, 1 heure, 2 heures et 3 heures a été réalisée.

A la fin de chaque durée d'exposition, les feuilles sont rapidement coupées et congelées pour être lyophilisées. Nous regroupons les feuilles les plus âgées de 2 à 3 plants afin de constituer un lot dans lequel le carbone assimilé a peu participé à la construction végétale.

Les composés solubles sont extraits à l'eau froide (protocole de Duranceau et al., 1999). Le résiduel de cette extraction est constitué du carbone plus complexe. Des mesures ^{13}C sont effectuées sur le matériel entier et sur chacune des deux fractions. Les instruments de mesure sont ceux utilisés pour l'abondance naturelle ^{13}C , avec une précision inférieure à 0,5‰.

Les incubations sont conduites avec des haricots marqués à 117‰, issus d'une autre expérience de marquage, comprenant, pour 27%, une fraction soluble à l'eau à 166‰, et un résiduel insoluble à 96‰. Les feuilles découpées en morceaux de 1 à 2 mm, sont placées au contact d'un sol limoneux selon un protocole proche de Gaillard et al. (2003). L'atmosphère

des bocaux d'incubations est périodiquement analysée pour sa teneur en CO₂ (microGC de Agilent) et la composition isotopique ¹³C du CO₂ dégagé (microgaz-IRMS de Fisons). Nous avons trois bocaux, donc trois répétitions, par date de prélèvement.

Résultats et conclusions

Variété	temps	entier	solubles	résidus
Coco nain	1/2 heure	-29,7		
		-25,7		
		-31,0		
	1 heure	-29,0		
		-24,6		
		-30,4		
	2 heures	-20,5		
		-2,1		
		-25,5		
3 heures	-6,5			
	9,1			
	-11,3			
Flavert	1/2 heure	-27,8		
		-20,5		
		-27,6		
	1 heure	-26,1		
		-18,5		
		-28,0		
	2 heures	-11,0		
		16,8		
		-20,8		
3 heures	8,4			
	36,4			
	-1,1			
Triomphe	1/2 heure	-27,3		
		-21,5		
		-29,0		

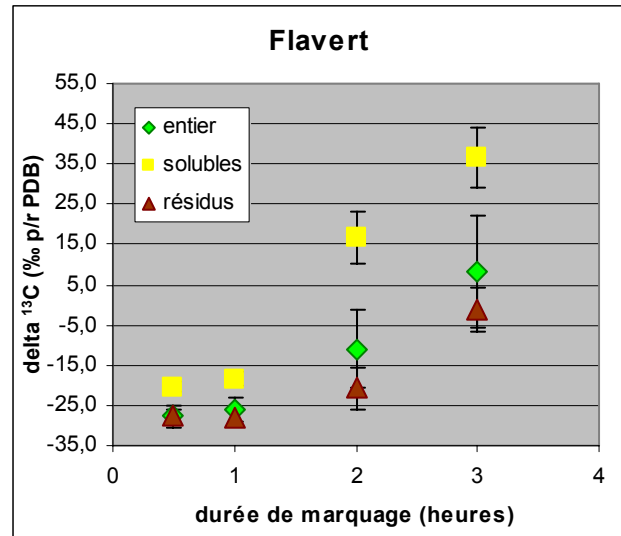


Figure 1 : Représentation de la cinétique de marquage pour la variété Flavert – Les erreurs représentent les variations sur les trois variétés

1 heure	-25,8 -20,5 -26,5
2 heures	-7,9 12,0 -15,5
3 heures	1,1 26,4 -3,1

Il est donc possible de créer sur des temps courts un matériel végétal dont le carbone soluble possède une signature isotopique nettement différenciée de celle du carbone plus complexe.

Le matériel marqué utilisé dans des incubations avec du sol permet de suivre spécifiquement la minéralisation du carbone soluble, immédiate et forte dans les quatre premiers jours. Ces premiers résultats montrent tout l'intérêt de la méthode de marquage différentiel développée. La valeur $^{13}\text{C-CO}_2$ devient inférieure à la valeur du matériel marqué, car la contribution de la minéralisation du carbone du sol à la minéralisation totale augmente en proportion. Des expérimentations en cours permettront d'évaluer la contribution du priming effect à la minéralisation et l'incorporation du C issu de la fraction soluble dans le sol.

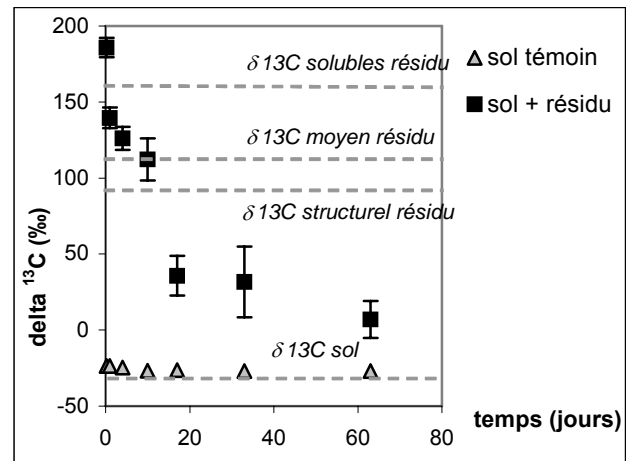


Figure 2 : mesure du $\delta^{13}\text{C}$ du CO_2 , dans les bocaux d'incubation, lors de la minéralisation des résidus de haricots

- Augris, N., J. Balesdent, A. Mariotti, S. Derenne, and C. Largeau. 1998. Structure and origin of insoluble and non hydrolysable, aliphatic organic matter in a forest soil. *Organic Geochemistry* 28:119-124.
- Bahri, H., M.-F. Dignac, C. Rumpel, D.P. Rasse, C. Chenu, and A. Mariotti. 2006. Lignin turnover kinetics in an agricultural soil is monomer specific. *Soil Biology and Biochemistry* 38:1977.
- Duranceau, M., J. Ghashghaie, F. Badeck, E. Deleens, and G. Cornic. 1999. ^{13}C of CO_2 respired in the dark in relation to ^{13}C of leaf carbohydrates in *Phaseolus vulgaris* L. under progressive drought. *Plant, Cell and Environment* 22:515-523.
- Gaillard, V., C. Chenu, S. Recous, and G. Richard. 1999. Carbon, nitrogen and microbial gradients induced by plant residues decomposing in soil. *European Journal of Soil Science* 50:567-578. attention la ref ci dessus est l'article de 2003.
- Ladd, J.N., M. Amato, P.R. Grace, and J.A. Van Veen. 1995. Simulation of ^{14}C turnover through the microbial biomass in soil incubated with ^{14}C -labelled plant residues. *Soil Biology Biochemistry* 27:777-783.
- Quenea, K., S. Derenne, F.J. Gonzalez-Vila, A. Mariotti, J.N. Rouzaud, and C. Largeau. 2005. Study of the composition of the macromolecular refractory fraction from an acidic sandy forest soil (Landes de Gascogne, France) using chemical degradation and electron microscopy. *Organic Geochemistry* 36:1151.
- Vinten, A., Whitmore, Bloem, Howard, and Wright. 2002. Factors affecting N immobilisation/mineralisation kinetics for cellulose-, glucose- and straw-amended sandy soils. *Biology and Fertility of Soils* 36:190.

La biodégradation des litières de hêtre en conditions contrôlées : effets de huit espèces de macro-invertébrés détritivores

Hedde Mickaël, Bureau Fabrice, Akpa-Vinceslas Marthe,
Aubert Michael, Decaëns Thibaud

Laboratoire d'Ecologie - ECODIV, UPRES-EA 1293, UFR Sciences et Techniques,
Université de Rouen, 76821 Mont Saint Aignan Cedex, France.

email: mickael.hedde@etu.univ-rouen.fr

Introduction

La macrofaune du sol joue un rôle essentiel dans la dégradation de la matière organique (MO) entrant dans le système sol (Lavelle & Spain 2001). Les macro-invertébrés détritivores ont à la fois des effets directs (modifications de la taille des particules, de la composition biochimique, mélange de MO et minérale) et indirects (notamment sur les communautés de la microflore) (Zimmer & Topp 1999). La décomposition de la litière est un processus local impliqué dans le fonctionnement des écosystèmes et les services écosystémiques car elle influence les flux et donc le cycle global du carbone (Bond & Chase 2002). La littérature actuelle permet de comparer globalement l'effet des espèces de la pédofaune sur la dégradation et la décomposition des litières (Bonkowski et al. 1998; Zimmer et al. 2005). Cependant, les différences de protocoles expérimentaux ne permettent pas de tirer de conclusions précises et nos connaissances restent fragmentaires en ce qui concerne la magnitude et la direction de ces effets. Ce travail a pour but de quantifier et comparer l'effet de huit espèces de macro-invertébrés détritivores sur la biodégradation de feuilles de hêtre en conditions expérimentales. Nous posons l'hypothèse qu'il est possible de séparer les macro-détritivores en plusieurs groupes fonctionnels bien qu'ils présentent un continuum de rôles dans la dégradation des litières.

Matériels et méthodes

Echantillonnage des animaux et des feuilles de hêtre et protocole expérimental Huit espèces de macro-détritivores transformateurs de litière (Lavelle 1997) ont été sélectionnées : *Dendrodrilus rubidus* (Savigny, 1826), *Lumbricus rubellus* Hoffmeister, 1843, *Lumbricus eiseni* Levinsen, 1884, *Oniscus asellus* Linnaeus, 1758, *Philoscia muscorum* (Scopoli, 1763), *Glomeris marginata* (Villiers, 1789), *Polydesmus* sp. Latreille, 1802, *Cylindroiulus latestriatus* (Curtis, 1844). Les animaux et les feuilles ont été collectés en forêt domaniale d'Eawy (Normandie). Les feuilles légèrement dégradées (Olv) ont été prélevées, nettoyées, séchées à 40 °C, homogénéisées et conservées en boîtes hermétiques. Les concentrations en C et N ont été déterminées par chromatographie gazeuse : 416,9 mg C.g⁻¹, 18,5 mg N.g⁻¹ et un rapport C/N de 22,6. Des pots de 200 mL fermés hermétiquement ont été utilisés comme microcosmes. Des feuilles choisies au hasard (300 mg poids sec) ont été humidifiées et placées dans les microcosmes. Trois réplicats ont été préparés pour chaque espèce et un individu a été ajouté. Les pots ont été placés dans des chambres thermo-régulées (10±1°C et 10h jour:14h nuit) pendant 3 semaines. Des témoins sans animaux et sans animaux ni feuilles ont été réalisés.

Paramètres de dégradation des feuilles

La minéralisation du C a été mesurée en utilisant la méthode de conductimétrie de la soude (Heemsbergen et al. 2004). La perte de masse des feuilles correspondait à la différence entre la masse sèche initiale et finale. Les déjections ont été collectées à la fin de l'expérience et pesées (masse sèche). Leurs teneurs en C et N ont été mesurées par chromatographie gazeuse. Les déjections ont été séparées en 6 classes granulométriques par tamisage à sec et le diamètre moyen pondéral (DMP) a été calculé (Kemper & Chepil 1965).

Analyses statistiques

Des ANOVA suivies de tests de comparaison de moyenne (Tukey HSD $\alpha = 0,05$) ont été réalisées pour chaque paramètre de dégradation. Une classification ascendante hiérarchisée (CAH) a été réalisée pour mettre en évidence des groupes de microcosmes présentant des effets similaires sur la dégradation des feuilles (Roux 1991). Une analyse en composante principale (ACP) a été effectuée sur ces paramètres. Ces analyses ont été réalisées avec le logiciel R (RDevelopmentCoreTeam 2004).

Résultats/Discussion

Dans notre expérience, la présence de macro-arthropodes ne changeait pas le dégagement de CO₂ alors que celle des vers de terre l'augmentait considérablement en comparaison avec les témoins sans animaux. Si la plupart de la littérature met en évidence un effet positif des macro-invertébrés sur la minéralisation du C, certains travaux trouvent des résultats contraires. (Maraun & Scheu 1996) expliquent ces oppositions par des différences d'état initial de dégradation des feuilles. L'effet des animaux sur la dégradation physique des feuilles est comparable à ceux de précédentes études (Bonkowski et al. 1998; Couteaux et al. 2002; Zimmer et al. 2005). De plus, nos résultats montrent que les modifications de teneur en C et N diffèrent entre espèces, révélant des différences d'assimilation et de modifications dues au transit digestif (Cárcamo et al. 2000; Maraun & Scheu 1996; Teuben & Roelofsma 1990).

Le premier axe de l'ACP oppose (i) le dégagement de C-CO₂ et (ii) le DMP, la teneur en C et le C/N des déjections. Cela souligne que la minéralisation du C est stimulée par une augmentation de la surface foliaire disponible pour les micro-organismes (Hassall et al. 1987). De plus sur les trois premiers axes de l'ACP le dégagement de C-CO₂ et la teneur en C des déjections sont opposés, confirmant que ces déjections jouent le rôle d'incubateurs pour l'activité microbienne (Lavelle 1997).

Ces résultats correspondent aux connaissances actuelles et apportent des données pour comparer les traits fonctionnels de ces espèces sur la dégradation des litières. Trois groupes ont été isolés grâce à la CAH : (1) les accumulateurs d'N dans les déjections fraîches (*L. rubellus* et *Polydesmus* sp.) (Cárcamo et al. 2000; Devliegher & Verstraete 1995) ; (2) les broyeurs (*D. rubidus* et *L. eiseni*), qui réduisent les feuilles en déjections contenant de fines particules et qui augmentent l'activité microbienne (Devliegher & Verstraete 1995) et (3) les fragmenteurs (*P. muscorum*, *O. asellus*, *C. latestriatus* et *G. marginata*) dont les déjections contiennent des «gros» morceaux de feuilles peu modifiés et qui n'augmentent pas l'activité microbienne. Cette classification doit évidemment être considérée comme un essai puisqu'elle est basée sur un nombre restreint d'espèces placé sur un seul type de substrat. De plus, les modifications des propriétés des déjections dans le temps peuvent certainement altérer cette classification (Decaëns et al. 1999).

Conclusion

Récemment, (Decaëns et al. 2001; Hedde et al. 2005) ont démontré pour la première fois que les ingénieurs de l'écosystème (vers de terre, termites, fourmis d'une savane colombienne) peuvent être groupés selon les caractéristiques physiques et biochimiques des biostructures qu'ils produisent. Nos résultats montrent que de la même façon, des groupes fonctionnels de transformateurs de litière peuvent aussi être proposés sur la base des propriétés de leurs déjections holorganiques.

Références citées

- Bond, E.M. & Chase, J.M. (2002). Biodiversity and ecosystem functioning at local and regional spatial scales. *Ecology Letters*, 5, 467-470.
- Decaëns, T., Rangel, A.F., Asakawa, N. & Thomas, R.J. (1999). Carbon and nitrogen dynamics in ageing earthworm casts in grasslands of the eastern plains of Colombia. *Biology and Fertility of Soils*, 30, 20-28.
- Hedde, M., Lavelle, P., Joffre, R., Jimenez, J.J. & Decaëns, T. (2005). Specific functional signature in soil macroinvertebrate biostructures. *Functional Ecology*, 19, 783-795.
- Lavelle, P. (1997). Faunal activities and soil processes: adaptive strategies that determine ecosystem function. *Advances in Ecological Research*, 27, 93-132.
- Lavelle, P. & Spain, A.V. (2001). *Soil Ecology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Maraun, M. & Scheu, S. (1996). Changes in microbial biomass, respiration and nutrient status of beech (*Fagus sylvatica*) leaf litter processed by millipedes (*Glomeris marginata*). *Oecologia*, 107, 131-140.

Activités enzymatiques et qualité des sols agricoles

**Isabelle Trinsoutrot-Gattin¹, Marthe Vincelas-Akpa², Caroline Bailleul¹,
Christian Mougin³ et Karine Laval¹**

1 Laboratoire Biosol – Esitpa – 13 Rue du Nord – 76000 Rouen

2 Laboratoire ECODIV – UFR des Sciences – 76821 Mont St Aignan cedex

3 UR 258 [Unité Phytopharmacie et médiateurs chimiques](#) - INRA Centre de Versailles-Grignon - 78026 Versailles Cedex

Introduction

Cette étude s'inscrit dans un programme visant, par des approches interdisciplinaires (biologie moléculaire, chimie, biochimie), à élaborer un indice d'état biologique des sols.

Les activités enzymatiques, impliquées dans le fonctionnement des sols au travers des cycles biogéochimiques, permettent en particulier d'évaluer l'impact des modes de gestion des sols agricoles.

Matériel et Méthodes

Deux sites, localisés dans le Nord Ouest de la France ont été considérés : St Georges sur Fontaine (18.0% argile, 67.2% limons et 14.8% sables) et Yvetot (18.2% argile, 62.1% limons et 19.7% sables). Pour chacun d'eux, 2 pratiques culturales : une prairie permanente et une culture intensive (rotation blé, maïs, pois) ont été étudiées.

Le sol a été prélevé à 3 dates différentes pendant l'année 2005. Pour chaque parcelles, 20 échantillons composites, géo référencés, ont été récoltés à chacune des dates de manière à prendre en compte la variabilité spatiale. Avant l'analyse, le sol a été tamisé à 2 mm.

Les activités enzymatiques ont été mesurées selon la méthode de Dick et al. (1996) : arylsulfatase (E.C.3.1.6.1), urease (E.C. 3.5.1.5), acid phosphatases (E.C. 3.1.3.2), alcaline phosphatases (E.C. 3.1.3.1), β -glucosidase (E.C. 3.2.1.21), N acetyl glucosaminidase (E.C.3.2.1.30), dehydrogenase (E.C. 1.1).

Les résultats ont été exprimés en nmoles p-nitrophénol par gramme de sol sec.

Au cours de l'année 2006, l'impact du cuivre sur ces activités enzymatiques a été analysé en microcosmes de sol non remanié, prélevés en 5 points sur les parcelles du site d'Yvetot à l'aide de cylindre de PVC de 12,5 cm de diamètre et de profondeur. Les microcosmes ont été incubés au champ.

Trois traitements ont été considérés : un témoin, et deux concentrations de cuivre. Le cuivre a été apporté sous la forme de 25 mL d'une solution de CuSO₄ pour obtenir un ajout de 2 et 200 ppm. En parallèle, les microcosmes témoins ont reçu 25 mL d'eau.

Les analyses ont été réalisées juste avant l'ajout du cuivre puis 7, 35 et 70 jours après cet ajout. A chaque date d'analyse et pour chaque traitement, 5 cylindres ont été prélevés, détruits et le sol tamisé à 2 mm avant la mesure des activités enzymatiques.

Résultats

La première année d'expérimentation a montré une très grande variabilité spatiotemporelle des activités enzymatiques sur les parcelles. Celle-ci a été plus forte dans les sols de prairie que dans ceux de culture.

Par ailleurs, les activités enzymatiques déshydrogénase, β -D glucosidase, phosphatase acide, N acétyl β -D glucosaminidase ainsi que l'arylsulfatase sont présentes en quantité élevée en sols de prairie. Ces activités affectées par les pratiques culturales sont en moyenne 2 à 3 fois inférieures dans les sols de culture en comparaison avec les sols de prairie, quelque soit le site considéré. Par contre, les activités enzymatiques uréase et phosphatase alcaline semblent quant à elles indépendantes du mode de gestion des sols.

L'expérimentation en microcosme menée en 2006 semble montrer un effet du cuivre pour toutes les activités dans les sols de culture pour la dose 200 ppm et sur l'activité phosphatase acide quelle que soit la dose et les modalités culturales considérées. Cependant, ces résultats sont à mettre en relation avec la variabilité spatiotemporelle observée en parcelle mais également dans les microcosmes témoins. En effet, les variations observées restent comprises dans cette gamme de variabilité. Il est dans ce cas impossible de conclure à un effet net significatif de l'ajout de cuivre, qu'il s'agisse de la dose 2 ou 200 ppm.

Discussion

Les différences d'activité observées entre les sols de prairie et de culture pour la majorité des enzymes étudiées vont dans le même sens que les valeurs des autres mesures microbiologiques (biomasse microbienne, ADN totaux, biomasse fongique, ergostérol et PLFA) réalisées dans cette étude. Cela est en accord avec les études antérieures montrant un impact fort de la rhizosphère.

Par contre, l'absence d'un effet net du cuivre sur le pool enzymatique est un résultat surprenant au regard de la bibliographie. Il est toutefois important de noter que ces résultats sont confirmés par ceux obtenus pour les variables microbiennes étudiées dans ce programme. Ces résultats sont à relier avec le dispositif expérimental mis en œuvre.

En effet, dans la bibliographie, les résultats montrent généralement un effet du cuivre sur les variables microbiologiques. Dans ce cas, les études sont généralement menées sur des sols remaniés ou ayant reçu un apport de matière organique. Il est alors probable que l'aération du sol, la meilleure diffusion du polluant, la présence de source carbonée stimulant le développement microbien, engendrent une sensibilité plus grande des populations aux polluants.

Par ailleurs, dans les études antérieures, les résultats sont considérés individuellement et ne sont pas intégrés dans une étude plus vaste visant à prendre en compte la variabilité spatio temporelle des activités et à relativiser ainsi les impacts potentiellement observés.

L'utilisation de la mesure de l'Activité Réductrice de l'Acétylène (ARA) pour évaluer l'effet de l'azote disponible sur la fixation du N₂ dans les nodules de l'ajonc (*Ulex europaeus* L.) et du genêt (*Cytisus scoparius* L.)

Antoine Hubert , Hailong Wang and G.N. Magesan

Ensis, Private Bag 3020, Rotorua, New Zealand

Introduction

L'ajonc (*Ulex europaeus* L.) et le genêt (*Cytisus scoparius* L.) sont deux légumineuses arbustives communes dans les bassins versants des districts des lacs de Rotorua et de Taupo. Les bactéries *rhizobia* contenues dans les nodules de leurs racines sont capables de fixer le N₂ de l'atmosphère du sol. La croissance et le développement de ces espèces résultent en partie de l'accumulation d'azote (N) biologiquement disponible dans le sol. Cet N peut potentiellement drainer jusqu'aux nappes et finalement contribuer à l'eutrophication des eaux de surface. Il a été reporté dans la littérature que l'application de fertilisant azoté supprime souvent la capacité des *rhizobia* à fixer le N₂ chez des espèces telles que le trèfle. Cependant, peu d'information est disponible sur un effet possible du N disponible du sol sur la fixation du N₂ par les *rhizobia* dans les nodules des racines des légumineuses arbustives. L'objectif de cette étude est de mesurer l'effet du N disponible sur la fixation du N₂ dans les nodules de l'ajonc et du genêt.

Matériel et méthodes

L'activité réductrice de l'acétylène (ARA) a été utilisée pour évaluer la relation entre la concentration de N disponible dans le milieu de croissance et la fixation du N₂ par les bactéries contenues dans les nodules des ajoncs et des genêts. Les plants d'ajoncs et de genêts ont été plantés à partir de boutures de 2 ans. Des manukas (*Leptospermum scoparium* L.) et des ronces (*Rubus fruticosus* L.) ont été utilisés en tant que plantes de références non-fixatrices, car elles sont répandues dans les mêmes localités. Cette étude a été conduite sous serre. Les plantes ont été plantées dans des pots plastiques de 4L (une plante par pot) remplis par du gravier grossier lave (10 à 20 mm). Un traitement sans plante a aussi été inclus en tant que contrôle. Chaque pot recevait 800 mL de manière hebdomadaire d'une solution nutritive de Hoagland contenant différentes concentrations de N, renouvelés totalement à chaque apport. L'étude comprenait 5 traitements, incluant 0, 25, 50, 100 et 200 mg N L⁻¹ sous la forme de sulfate d'ammonium. Chaque traitement avait six répétitions pour un total de 120 pots répartis de façon aléatoire en différents blocs. La température et l'humidité dans la serre ont été contrôlées régulièrement. Une méthode non-destructive utilisant des plants intacts (*cf.* Laws and Graves, 2005) a été utilisée pour les mesures de l'ARA. L'expérimentation a été répétée deux fois, une première fois en Juillet-Août 2006, et une seconde fois en Octobre-Novembre 2006, représentant les variations saisonnières respectives de l'hiver et de l'été en Nouvelle-Zélande.

Résultats et discussion

Les résultats préliminaires montrent que les *rhizobia* dans les nodules des racines des ajoncs semblent fixer de manière plus importante le N₂ que celles dans les nodules racinaires des genêts. La fixation du N₂ dans les nodules d'ajoncs et de genêts diminue significativement ($P < 0.05$) quand le N disponible augmente dans la solution nutritive. Un seuil de fixation commun aux deux plantes a été trouvé entre 100 et 200 mg N L⁻¹ (Fig 1) : plus de 95% de la fixation de N₂ a été inhibé à 200 mg N L⁻¹ pour les deux plantes. Ce seuil est plus important que ceux trouvés chez les espèces d'*Alnus* dans l'étude de Kohls et Baker (1989). Cependant, d'importantes variations dans les résultats de l'ARA ont été observés.

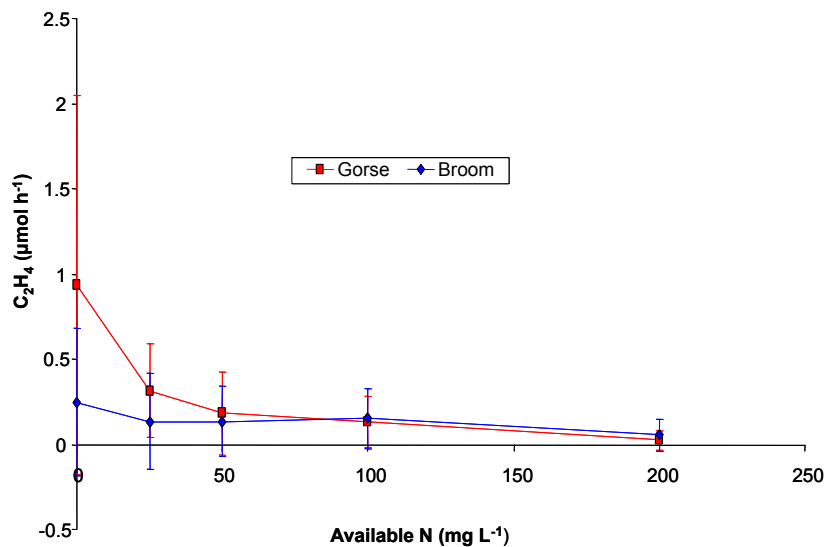


Figure 1. Effet du N disponible sur l'apparition d'éthylène.

Conclusions

La méthode de l'ARA a montré que les bactéries *rhizobia* dans les nodules des ajoncs et des genêts fixaient moins de N de l'atmosphère lorsque la fourniture en N disponible dans le milieu de croissance augmentait. La grande variabilité de certains résultats implique que des recherches plus avancées soient effectuées pour obtenir des seuils de fixation significatifs, afin de prédire de manière précise l'effet du N disponible sur la fixation biologique du N₂ dans les nodules des ajoncs et des genêts.

Références

- Kohls, S.J., Baker, D.D., 1989. Effects of substrate nitrate concentration on symbiotic nodule formation in actinorhizal plants. *Plant Soil*, **118**: 171-179.
- Laws, T., Graves, W.R., 2005. Nitrogen inhibits nodulation and reversibly suppresses nitrogen fixation in nodules of *Alnus maritime*. *J. Amer. Soc. Hort. Sci.*, **130** (4): 496-499.

Des situations de non-labour sans stockage additionnel de C dans le sol : une analyse bibliographique

Virto Iñigo¹ ; Chenu Claire¹ ; Balabane May²

1: U.M.R. BIOEMCO, Équipe 'Matières organiques du sol', INA-PG, Bât. Eger, 78850 Thiverval-Grignon, France.

2: Unité Pessac, INRA, RD 10 - route de St Cyr, 78026 Versailles Cedex, France.

Introduction

Il est reconnu que l'un des bénéfices de la mise en place de techniques d'agriculture de conservation (dont le non-labour (NL) est la plus fréquente), est l'augmentation des teneurs en carbone organique dans les horizons superficiels du sol et l'augmentation des stocks de C organique du sol (COS) (Lal, 2004).

Le carbone organique du sol est renouvelé dans un cycle dynamique, ce qui implique que son stock dans un sol en équilibre est déterminé par le bilan des entrées et sorties de C du système. Dans les sols agricoles non amendés organiquement, les résidus végétaux (parties aériennes, rhizodépôts et biomasse racinaires) sont la source primordiale d'entrées de C au sol. En absence d'érosion, la minéralisation du COS est la principale voie de sortie pour le C du sol.

Le travail du sol peut interagir avec ce cycle, et la suppression du labour permettrait une minéralisation plus faible du COS et une production primaire plus importante sous NL, généralement accompagnée d'une diminution de l'érosion là où se pose un problème de perte de sol.

Cependant, certaines études font état d'une absence de stockage « additionnel » de C, lorsqu'un semis direct est mis en place. Cette situations pourraient être très informatives vis à vis des processus de la dynamique du C dans les sols, et représentent, en conséquence, une voie intéressante vers la connaissance des mécanismes et facteurs qui contrôlent le stockage de C dans les sols.

L'objectif de ce travail est de contribuer à la connaissance des mécanismes et facteurs qui contrôlent le stockage de C dans les sols, via le recensement et l'analyse des situations décrites dans la littérature, dans lesquelles il n'y a pas de stockage additionnel de C lors de la mise en place d'un semis direct.

Matériels et méthodes

Nous avons effectué une analyse bibliographique en cherchant les travaux décrivant au moins une situation dans laquelle on n'observe pas de différences de stock de C sous labour conventionnel (L) et NL, ou bien un stock de C sous NL inférieur à celui sous L. Parmi les articles trouvés, une sélection a été faite afin d'éviter des comparaisons biaisées. Les critères ont été les suivants: (1) données de SOC correspondant au moins à la profondeur maximale du travail du sol, (2) après au moins cinq années sous NL et (3) exprimées pour une masse équivalente de sol, ou (4) en rapportant des valeurs de densité apparente qui permettent de la calculer.

Les données provenant d'autres systèmes d'agriculture de conservation, ou développées sur des sols irrigués, chaulés ou sujets au brûlis ont été exclues de notre étude.

Pour chaque étude sélectionnée, nous avons renseigné les caractéristiques pédologiques, climatiques et agronomiques (dose d'azote, production de biomasse et type de rotation). Cela nous a permis d'analyser la relation entre ces caractéristiques et le stockage de C. Nous avons utilisé deux approches. Dans un premier temps, nous avons analysé la

fréquence des sites présentant des situations non stockage sous NL en fonction des caractéristiques pédologiques, climatiques ou agronomiques. Cette approche permet l'identification des conditions propices au non stockage de C sous non labour.

Dans un deuxième temps, nous avons analysé l'effet des pratiques culturales et rotations par site présentant au moins une situation sans stockage.

Résultats et discussion

Quinze études différentes, toutes développées en Amérique du Nord ont répondu à nos critères. Dix-huit sites avec une situation au moins de non stockage de C sous non labour y sont décrits. Dans sept d'entre eux, différentes pratiques agricoles ont été implémentés en combinaison avec les modalités de travail du sol, ce qui donne 28 situations différentes sans stockage additionnel de C sous non labour.

La plupart des sites décrits ont une précipitation moyenne annuelle (P) comprise entre 800 et 1000 mm, et aucun site retenu n'a de $P > 1000$ mm. Tous les sites retenus avec $P < 800$ mm sont localisés dans des zones semi-arides froides (relation $P/ETP < 0.7$ et température moyennes annuelles < 5 °C). Ceci suggère que l'absence de stockage additionnel de C sous NL dans les zones sèches est limitée aux climats froids. Cependant quelques sites étaient caractérisés par un ratio $P/ETP > 1.2$ indiquant que l'absence de stockage additionnel sous NL peut exister en présence d'un excès d'eau.

En ce qui concerne les caractéristiques des sols, la plupart des sites retenus dans les zones avec une $P > 800$ mm ont des sols avec un ratio (argile+limon)/sable > 5 , et un stock de C dans les 30 premiers centimètres du sol élevé, > 60 Mg C ha⁻¹. Nous suggérons qu'il s'agit de sols à forte capacité de protection du C organique.

Finalement, en ce qui concerne les cultures et pratiques culturales, une relation évidente a été observée entre l'absence de stockage additionnel de C sous NL et l'absence de différences entre la biomasse aérienne des cultures sous NL et L. Dans plusieurs sites retenus, le non stockage additionnel correspond à des situations où les d'entrées de C dans le sol sont similaires sous L et NL, alors que des parcelles adjacentes, dans lesquelles l'implémentation de rotations plus complexes, qui permettent une couverture du sol plus continue dans le temps, se traduisent par un stockage additionnel sous NL.

L'absence de stockage additionnel de C dans le sol lors de la mise en place d'une simplification du travail du sol, de type semis direct, apparaît donc reliée à :

- (i) des conditions climatiques qui limitent la biodégradation des MOS. Dans ce cas le labour n'a pas pour effet de « déprotéger » des MO.
- (ii) des situations dans lesquelles, même en présence d'un labour, on est proche de la capacité maximale de stockage de C du sol.
- (iii) des entrées de C au sol similaires quelque soit le régime de travail du sol.

Cette analyse pourrait permettre de prévoir les bénéfices que l'on peut attendre, ou non, de la mise en place de techniques simplifiées de travail du sol selon les conditions pédoclimatiques.

Références

Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* **123**: 1-22.

Contribution à la restauration des potentialités de sols dégradés à l'aide du zaï et du compost dans le Yatenga

Sawadogo Hamado¹, Bock Laurent², Lacroix Daniel² et Zombré N. Prosper³

¹ Institut de l'Environnement et de Recherches Agricoles (Burkina Faso) 04 BP : 8645 Ouagadougou 04, sawahamado@yahoo.fr

² Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux (Belgique) Avenue Maréchal Juin, 27, 5030 Gembloux, bock.l@fsagx.ac.be, lacroix.d@fsagx.ac.be

³ Université de Ouagadougou, Unité de Formation et de Recherche, Sciences de la Vie et de la Terre, Burkina Faso, prosper.zombre@univ-ouaga.bf

Introduction

La région Nord Ouest du Burkina Faso est une zone à forte pression sur les ressources naturelles. Il était alors impératif de trouver des techniques de production capables de régénérer l'environnement de façon générale et surtout d'accroître les productions végétales tout en préservant la fertilité des terres. Une des voies choisies par les paysans dans le Yatenga, puis par les développeurs et les chercheurs a été de « réveiller » une ancienne technique utilisée lors des périodes de sécheresse dans la région qu'est la technique du zaï (Rochette, 1989 ; Maatman, 1998). Le zaï est une technique traditionnelle de récupération des terres dégradées. Il consiste à creuser des poquets dans le sol, à y introduire de la matière organique (fumier, compost) et à semer des cultures.

Les objectifs principaux de notre étude étaient de connaître les contraintes et les potentialités des sols de la région et d'expérimenter les possibilités de récupération des potentialités de sols dégradés à l'aide de la technique du zaï et du compost amélioré au burkina phosphate.

Matériels et Méthodes

L'étude pédologique a été menée à partir de la réalisation de morphoséquences représentatives dans le village de Somyaga avec des ouvertures de fosses pédologiques suivis de description, des sondages à la tarière, et enfin des prélèvements d'échantillons suivis d'analyses en laboratoire.

L'expérimentation a consisté à tester plusieurs doses de compost amélioré au "burkina phosphate" et à étudier les effets sur les paramètres physico-chimiques des sols et sur les rendements du sorgho. Le dispositif expérimental était en blocs de Fischer comprenant cinq traitements et 4 répétitions.

T1 = témoin absolu, semis direct sans zaï, et sans apport de compost.

T2 = poquets de Zaï, sans apport de compost

T3 = Zaï + Dose de compost de 10 T/ha plus 400 kg/ha de phosphates naturels

T4 = Zaï + Dose de compost de 5 T/ha plus 400 kg/ha de phosphates naturels

T5 = Zaï + Dose de compost de 5T/ha plus 400 kg/ha de phosphates naturels + 75 kg NPKSB + 50 kg urée /ha

Le site expérimental était un sol dénudé (*zipellé* en langue locale). Les dimensions des poquets de zaï sont de 20 cm de diamètre et 15 cm de profondeur. Le matériel végétal utilisé était une variété locale de sorgho (*Sorghum bicolor* (L.) Moench). Les principales opérations ont été le creusage des poquets de zaï, l'application de la fumure organique, les semis dans les poquets de zaï, le repiquage, les sarclages, l'apport d'engrais et la récolte.

Résultats

Il ressort des résultats que les amendements en compost, en plus des phosphates naturels qui contiennent 34% de chaux corrigent l'acidité et éliminent les risques de toxicité aluminique. Dans les traitements témoins T1, le pH eau est de 5,1 et l'aluminium échangeable de 1,6 méq/100gTS tandis que les traitements avec composts, T3 et T5, le pH eau est de 5,8 sans aluminium échangeable. Il a été observé une amélioration des éléments nutritifs tels que le calcium, le magnésium, dans les traitements avec composts. Les teneurs en calcium sont 1,60 méq/100gTS dans les traitements T1 alors qu'elles sont de 6,36, 3,24 et 3,08 méq/100gTS respectivement dans les traitements T3, T4 et T5. Le zaï avec compost a un impact significatif sur les teneurs en phosphore assimilable. La teneur en phosphore assimilable est de 10 ppm dans les témoins T1 tandis que dans les traitements T3, T4 et T5, les teneurs en phosphore assimilable sont respectivement de 99 ppm, 71 ppm et 48 ppm.

L'expérimentation sur trois saisons agricoles a montré que le zaï améliore significativement les rendements du sorgho. Dans les traitements témoins T1, le rendement était nul durant les trois saisons agricoles. Dans les traitements de zaï avec composts, les rendements grains pour la saison 2003 sont de 1068 kg/ha et 1077 kg/ha pour les traitements T3 et T5 et de 726 kg/ha pour les traitements T4. Dans les poquets de zaï sans compost (T2), le rendement grains est de 206 kg/ha. De manière générale, les rendements grains en toute saison sont plus importants dans les traitements zaï (figure 1).

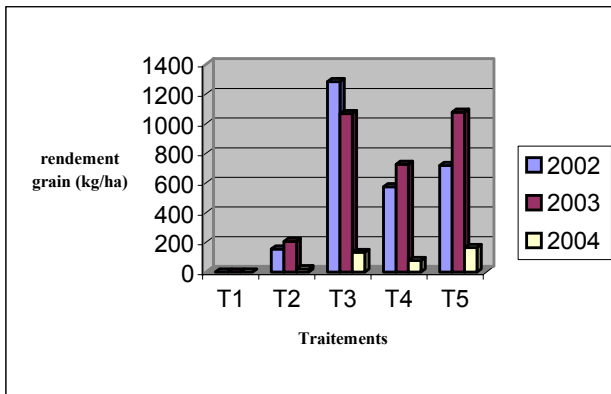


Figure 1 : Rendements en grains (kg/ha)



Figure 2 : jeune pousse de *Piliostigma* par traitement à Somyaga de 2002 à 2004

Un autre aspect intéressant est la régénération des arbres dans les poquets de zaï entre les tiges de sorgho (figure 2). Il a été observé une couverture herbeuse dans les parcelles avec application de compost mais aussi dans les parcelles de zaï sans compost.

Conclusion

Le zaï avec compost permet de recapitaliser la fertilité des terres, d'augmenter le niveau des rendements et en même temps qu'elle facilite la réhabilitation de l'environnement par la régénération des arbres.

Références bibliographiques

- Maatman, A., Sawadogo, H., Scheigman, C., and Ouédraogo, A. (1998). Application of zaï and rock bunds in the northwest of Burkina Faso: study of its impact on household level by using a stochastic linear programming model. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 46: 123-136.
- Rochette, R.M. (1989). Le Sahel en Lutte Contre la Désertification; Leçons d'Expériences. CILSS/PAC/GTZ, Ouagadougou, 592p.

Le rôle spécifique de certaines fractions organiques dans le mécanisme de la stabilité structurale du sol

Zaher Hafida¹, Caron Jean² et Angers Denis A.³

1: Département Sol Eau Biodiversité, École Nationale Forestière d'Ingénieurs, BP 511, Tabriquet, 11 000, Salé, Maroc, mel: zaher.hafida@yahoo.fr

2 : Département des Sols et de génie agroalimentaire, Université Laval, Québec, G1K 7P4, Canada, mel: Jean.caron@sga.ulaval.ca

3 : Centre de recherche sur les sols et les grandes cultures. Agriculture et Agroalimentaire Canada. Sainte-Foy, Québec, G1V 2J3, Canada, mel: angersd@agr.gc.ca

Introduction

Le rôle de la matière organique dans l'agrégation du sol est bien reconnue (Tisdall et Oades, 1982; Stevenson, 1994). Cette efficacité des apports organiques sur l'amélioration de la stabilité structurale est d'habitude perçue après leur transformation par les micro-organismes du sol (Tisdall, 1996). En effet, la flore microbienne agissant sur la matière organique incorporée et native du sol est considérée promouvoir la stabilité structurale à la fois à travers l'action mécanique des hyphes fongiques et des corps bactériens et/ou à travers la synthèse de nouvelles structures moléculaires. L'hypothèse que les biomolécules issues de l'activité microbienne jouent un rôle important dans la formation des agrégats stables au sol (Wright et coll., 1999; Martens, 2002) gagne de plus en plus d'appui de la part des chercheurs. Ces composés carbonés, issus de l'activité microbienne du sol, dont les sucres et les lipides font partie, peuvent intervenir dans l'amélioration de la stabilité structurale du sol en interagissant avec les composantes inorganiques du sol (Harris et coll., 1966). Jusqu'à date, peu de travaux ont essayé de traiter l'effet des fractions glucidiques ainsi que celui des composés lipidiques sur l'agrégation du sol dans la même étude (Monnier, 1965; Diné et coll., 1991). Cependant, la relation entre ces fractions carbonées et les facteurs gouvernant la dégradation de la structure du sol (pression intra-agrégat et le gonflement) reste à être élucidée. L'objectif de cette étude est de montrer d'une part 1/ laquelle de ces fractions carbonées à savoir les sucres neutres, les sucres uroniques ou les lipides participe le plus à la stabilité structurale du sol et d'autre part 2/ par quel mécanisme ces fractions carbonées interviennent dans le processus de l'agrégation.

Matériels et méthodes

Cette expérimentation a été menée sur un sol loam limono-argileux de St-Augustin dans la région du Québec. Une incubation à long terme (336 jours) est alors conduite sur des échantillons du sol prélevés de l'horizon superficiel (0-20 cm) préalablement tamisés à 6 mm et amendées avec trois types de résidus papetiers (mélange de résidus de désencrage et secondaire, mélange de résidus primaires et secondaires et le compost de désencrage). Des mesures des indices de stabilité sous tamisage à l'eau des agrégats à l'état humide (agrégats humides stables AHS et fraction d'argile dispersée FAD) et à l'état sec après immersion rapide (agrégats secs stables ASS et perte de matière PM), de la minéralisation des ces différents types d'amendements et des constituants biochimiques (sucres neutres, sucres uroniques et lipides) ont été effectuées périodiquement. Des mesures non destructives de la pression intra-agrégat et du gonflement ont été également réalisées sur des agrégats secs après 2 semaines d'incubation subissant un choc d'humectation.

Le système SAS 6.12 pour Windows (SAS, Institute, 1996) a été utilisé pour l'analyse des résultats expérimentaux. Des évaluations de la plus petite différence significative (p.p.d.s.) au seuil de 5% ont été effectuées pour déterminer les différences significatives entre les moyennes des traitements. Des corrélations multiples entre les différents paramètres mesurés dans cette étude ont été également réalisées et ce, pour certaines durées d'incubation puis pour toutes les durées confondues.

Résultats et discussions

Les résultats obtenus montre que les différents types de résidus papetiers appliqués améliorent la stabilité du sol estimé suite d'une part au contact prolongé par tamisage à l'eau et d'autre part, au choc d'humectation. La première phase du patron de la stabilité s'échelonnant sur deux semaines est associée à un taux élevé de la minéralisation du carbone, à une accumulation des sucres neutres, des sucres chargés et des lipides. Des relations étroites entre les différentes fractions carbonées (glucides et lipides) et les divers indices de stabilité (% AHS, % ASS, FAD et PM) ont été notées. Toutefois, à chacune des périodes d'incubation, l'intensité de corrélation entre chacune de ces biomolécules et la stabilité change et à chaque fois une biomolécule domine. Cependant, les coefficients de corrélation montrent que toutes ces fractions carbonées sont étroitement liées à la stabilité (AHS, FAD et ASS) pour toutes les périodes d'incubation confondues. En outre, il est également à signaler toutes ces biomolécules interviennent dans la réduction de la PM par éclatement suite à un choc d'humectation. L'apport des amendements organiques entraîne une accumulation des fractions glucidiques et lipidiques correspondant simultanément à une diminution de la pression intra-agrégat et du gonflement engendré par l'entrée d'eau.

Références

- Dinel, H., Lèvesque, M., and Mehuys, G. R. 1991 Influence of humic and fibric materials on the aggregation and aggregate stability of a lacustrine silty clay. *Soil Sci.* 151(2) : 146-158.
- Harris, R. F., Chesters, G., and Allen, O. N. 1966. Dynamics of soil aggregation. *Adv. Agron.* 18 : 107-169.
- Martens, D. A. 2002. Relationship between plant phenolic acids released during soil mineralization and aggregate stabilization. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66 : 1857-1867.
- Monnier, G. 1965. Action des matières organiques sur la stabilité structurale des sols. *Ann. Agron.* 16(4) : 327-400.
- Stevenson, F. J. 1994. *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions.* 2ème ed., New York : 496pp.
- Tisdall, J. M. 1996. Formation of soil aggregates and accumulation of soil organic matter : 57-96. In *Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils.* Carter, M.R and Stewart, B.A. (eds.). *Advances in Soil Science* : 469pp.
- Tisdall, J. M., and Oades, J. M. 1982. Organic matter and water stable aggregates in soils. *J. of Soil Sci.* 33 : 141-163.
- Wright, S. F., Starr, J. L., and Paltineanu, I. C. 1999. Changes in aggregate stability and concentration of glomalin during tillage management transition. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63 : 1825-1829.

Quantifications des charbons dans les sols et évaluation de leur rôle dans le cycle de carbone (projet QUANTICHAR)

Rumpel Cornelia¹, Carcaillet Christopher², Quenée Katell³, Alexis Marie¹, Sylvie Derenne³, Mary Bruno⁴, Certini Giacomo⁵, Nocentini Caterina⁵ et Cachier Hélène⁶

1 : BIOEMCO, CNRS équipe MOS, Centre INRA Versailles-Grignon, Thiverval-Grignon, cornelia.rumpel@grignon.inra.fr

2 : Centre de Bio-Archéologie et d'Ecologie, UMR 5059, EPHE, Montpellier

3 : BIOEMCO, CNRS équipe chimie des MO, ENSCP, Paris

4 : Unité agronomie Laon-Reims-Mons, INRA, Laon, Unité, organisme et équipe de recherche, adresse, mel de l'auteur

5 : Dipartimento di Scienza del Suolo e Nutrizione della Pianta, Università de Florence, Florence, Italie

6 : UMR 1572, Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement, Gif sur Yvette

Introduction

Du fait des risques climatiques, il importe de freiner le plus possible l'augmentation de la concentration CO₂ atmosphérique. Les matières organiques du sol (MOS) constituent un puit possible de CO₂. Les MOS représentent la plus grande réserve de carbone organique en milieu continental. Le stockage des MOS se fait sur le long terme, à une échelle séculaire à millénaire. Des mesurent de l'age 14C indiquent que la MOS stabilisée à long terme correspondent à des fractions résistantes aux dégradations chimiques (ex. : résidus d'hydrolyse). Récemment, il a été évoqué que les formes de charbon pourraient préserver durablement du carbone et donc représenter une partie de la MOS stabilisée. Cependant, les quantités de charbon présentes dans les sols agricoles et forestiers sont mal connues. Ceci est résulte en partie du fait, que la quantification des charbons pose des problèmes méthodologiques, car il n'existe pas de méthode qui permet la quantification de l'ensemble des charbons. En effet, les charbons se présentent sous forme de continuum allant des biomasses partiellement brûlées aux suies, néoformées dans la phase gazeuse des feux (Fig. 1).

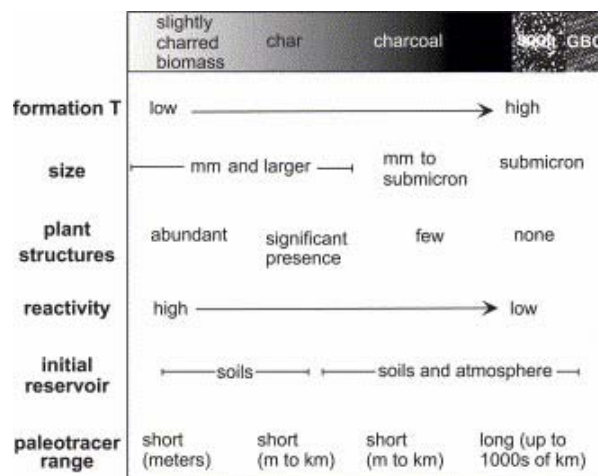


Fig. 1. : Caractéristiques des différents composés du continuum « charbon » (Masiello, 2004)

En outre, l'influence des feux sur le cycle du carbone reste méconnue. Les feux naturels ou anthropiques influencent profondément ce cycle par deux processus agissant à des échelles de temps différentes : les pertes instantanées en CO₂ et la production des charbons stables pendant des siècles ou millénaires. Cependant, il n'existe que très peu d'études centrées sur l'estimation de leur production lors des feux de forêt de différentes sévérités ou des feux des résidus agricoles. L'impact du feu sur le stockage du carbone dans les écosystèmes reste à évaluer. Le projet « QUANTICHAR » est conçu pour réunir les différents pôles d'intérêts et de compétences existant en France, afin de résoudre une question environnementale et sociétale d'actualité au regard des changements climatiques et d'usage des terres : quel est l'impact du feu sur le stockage et l'immobilisation durable du carbone dans la biosphère continentale ?

Matériels et méthodes

Nos travaux se concentreront sur des sites forestiers et agricoles afin d'évaluer l'impact de l'intensité des feux ainsi que les passages répétés des feux sur la production et la nature des charbons. Deux sites forestiers ont été choisis : la haute Vallée de la Maurienne en Savoie et la Vallée du Fango en Haute Corse. Deux situations agricoles vont nous permettre d'étudier l'impact des brûlis de pailles de céréales sur la présence des charbons dans les sols. Il s'agit de l'essai de longue durée "brûlage des pailles" conduit à Issoudun en Champagne Berrichonne de 1962 à 1994 et de l'essai "travail du sol" conduit à Boigneville en monoculture de blé de 1970 à aujourd'hui. Dans les deux cas, les essais permettent de comparer des situations avec brûlage annuel systématique à des situations sans brûlage.

La contribution des charbons sera évaluée en utilisant plusieurs méthodes complémentaires. Une oxydation au dichromate du potassium sera effectuée pour obtenir le carbone élémentaire résistant à l'oxydation (OREC). Ceci représente un compartiment résistant, hautement aromatique des charbons. L'autre extrême du continuum des charbons (la totalité des matières noires observable sous loupe binoculaire) sera approchée en utilisant des techniques de tri par lévigation, complété par un tri manuel sous loupe binoculaire. L'altération de la composition chimique des MO totales des sols et des fractions par la présence des charbons sera caractérisée par spectroscopie de résonance magnétique nucléaire de ¹³C à l'état solide (¹³C CPMAS RMN) et spectroscopie infrarouge (FTIR).

Perspectives

La collaboration entre différentes équipes conduit d'abord à un échange de connaissance sur les méthodes utilisées pour la quantification des charbons. Ainsi des méthodes isolant différentes fractions du continuum charbon, allant des MO partiellement brûlées jusqu'aux suies seront croisées pour obtenir une meilleure indication des différents types de charbon présents dans des sols variés. Ces études seront complétées par l'analyse des caractéristiques chimiques des charbons produits par des feux.

Référence

Masiello, C.A., 2004. *Marine Chemistry*, 92, 201-213.

Dynamique des Eléments Traces (Métaux, REE) au sein de sols agricoles Cas du bassin versant expérimental d'Auradé (Gers)

Bur Thomas¹, Creoz Anthony^{1,2}, Anne Probst¹, Maritxu Guiresse¹ Jean Luc Probst¹

1: Laboratoire d'Ecologie fonctionnelle (EcoLab), UMR 5245 (CNRS-UPS-INPT), Equipe Hydro-bio-géochimie des bassins versants, Avenue de l'Agrobiopole - BP 32607 Auzeville Tolosane - 31326 Castanet-Tolosan, bur@ensat.fr, anne.probst@ensat.fr

2 : Adresse actuelle : Commissariat à l'Energie Atomique de Cadarache, DTN/SMTM/LMTE, 13108 ST PAUL-LEZ-DURANCE

Introduction

Les sols agricoles sont soumis à différents apports anthropiques (retombées atmosphériques, intrants agricoles). Afin de déterminer la valeur des flux maximum de polluants acceptables (charges critiques) par les agrosystèmes, il est nécessaire d'étudier le comportement des éléments traces métalliques (ETM) au sein des profils. Dans ce but, les teneurs en éléments majeurs, en ETM, les principaux paramètres pédologiques et les spectres de terres rares (REE) des différents horizons et des nodules ferromanganiques ont été analysés au sein des sols du bassin versant (BV) agricole d'Auradé (surficie 320 ha) dans le Gers.

Matériels et méthodes

Les sols du BV expérimental d'Auradé ont été formés à partir d'une roche mère carbonatée (Molasse). Ils sont majoritairement cultivés en rotation blé/tournesol, avec des pratiques orientées vers une agriculture raisonnée (gestion des pratiques et contrôle des intrants) depuis une vingtaine d'années, et ce sur l'ensemble du bassin. Un suivi régulier des différents paramètres agronomiques, hydrologiques et chimiques du bassin est réalisé depuis 2 ans par l'équipe ENSAT du laboratoire d'Ecologie Fonctionnelle (EcoLab, Toulouse).

Une dizaine de profils de sol ont été décrits et échantillonnés selon les horizons pédologiques. L'analyse des paramètres pédologiques ainsi que le dosage des éléments majeurs, traces et des REE ont été à ce jour réalisés sur 4 de ces profils (n° 2, 4, 7 et 8).

Dans l'un des profils (n°4), des nodules ferromanganiques ont été identifiés dans chacun des horizons, puis ils ont été prélevés, quantifiés et analysés. Des extractions séquentielles ont été effectuées sur les horizons de ce profil dans le but de séparer chimiquement les ETM associés aux différentes fractions constitutives du sol (fractions potentiellement disponibles et fraction résiduelle).

Résultats et discussion

Les sols échantillonnés sur le bassin sont des sols profonds, bruns calciques à bruns calcaires, limono-argileux à argileux. Les horizons supérieurs ont généralement subi une nette décarbonatation en comparaison avec l'horizon profond qui peut contenir jusqu'à 40% de CaCO₃.

Les teneurs en ETM varient entre 0,07 et 2,46 ug.g⁻¹ pour Cd et Mo, entre 2,93 et 37,30 ug.g⁻¹ pour As, Co, Cu et Pb et entre 26,90 et 169,04 ug.g⁻¹ pour Cr, Ni et Zn. Ces gammes montrent que les sols du bassin d'Auradé ne sont pas situés dans une zone fortement contaminée par ces polluants (comparaison avec les données ASPITET de l'INRA, Baize, 2000). Les profils présentent cependant souvent des horizons d'accumulation à mi-profondeur. Des corrélations positives et significatives sont observées entre les différents ETM, mais aussi entre les ETM et Fe, Ti et Al. L'intensité des corrélations entre les différents

éléments dépend du profil considéré. Cependant, Cd révèle un comportement différent, en ne présentant guère d'affinités avec les autres ETM ni les éléments majeurs, et ce quel que soit le profil.

Les extractions séquentielles confirment pour partie les corrélations obtenues avec les éléments majeurs. En effet, Zn Cr et Ni sont majoritairement contenus dans la fraction résiduelle, Cu, Co et Mo ont une affinité très marquée pour les oxydes de fer ; Pb se distribue de façon variable entre la fraction résiduelle, la fraction acido-soluble et la fraction organique et enfin, Cd est principalement lié à la fraction acido-soluble.

Afin d'estimer l'impact anthropique sur les teneurs en ETM de ces sols, des facteurs d'enrichissement (FE) ont été calculés en prenant comme référence l'horizon le plus profond (a priori moins contaminé), ainsi qu'un élément normalisant (Sc), qui possède le même comportement que les ETM dans les sols mais qui ne subit pas d'apports anthropiques. Les FE sont peu élevés (<2), confirmant ainsi un faible impact anthropique sur les ETM.

Les profils de REE présentent des enrichissements comparables à ceux observés pour les ETM au sein des horizons d'accumulation. Les spectres sont d'allures très semblables entre les horizons. Toutefois dans tous les horizons, et après normalisation au PAAS, les REE moyennes et légères sont respectivement fortement et moyennement enrichies et les REE lourdes sont appauvries. L'anomalie positive en Eu observée dans tous les horizons s'accroît en profondeur avec l'abondance de calcite (substitution de Ca par Eu).

Les nodules ferromanganiques sont des zones de séquestration des ETM (enrichis jusqu'à 50 fois) en comparaison avec les teneurs des horizons correspondants. Bien que peu présents dans le profil 4, les nodules peuvent par exemple contenir plus de 10% de la totalité du Cd d'un horizon. L'ordre d'enrichissement des éléments au sein des nodules est le suivant : Cd>Mo >Co>Pb >Ni>Cu>Zn>Cr.

Les spectres en REE des horizons ont été comparés avec ceux des nodules ferromanganiques qu'ils contiennent. Les nodules sont globalement 3 fois plus riches en REE que le sol environnant, mais possèdent un spectre relativement semblable. On note tout de même un enrichissement moins important pour les terres rares lourdes ainsi que 2 anomalies positives en Ce et Gd, caractéristiques de leur affinité pour les oxydes de Fe. Ce et Gd atteignent en effet une concentration respectivement 17 et 15 fois supérieure au sein des nodules de l'horizon de surface par rapport au sol. L'anomalie en Ce décroît avec la profondeur. L'anomalie en Gd est observée seulement en surface.

Conclusion

Le BV d'Auradé est représentatif des types de sol et d'agriculture observables dans la partie centrale de la région Midi-Pyrénées. Les teneurs en ETM dans ces sols ne révèlent pas d'impact anthropique fort. Cependant, des relations positives entre les ETM, mais aussi entre ETM et éléments majeurs (principalement Fe, Ti et Al) ont pu être mises en évidence.

Les REE présentent les mêmes zones d'enrichissements que pour les ETM. L'allure des spectres varie très peu en fonction de l'horizon ou du profil considéré, mis à part pour l'anomalie en Eu apparemment liée aux carbonates.

Le rôle important des nodules ferromanganiques en tant qu'agents de séquestration des ETM et des REE doit être souligné. Leur formation peut être liée aux conditions d'oxydo-réduction en lien avec les caractéristiques d'hydromorphie de ces sols (présence d'une mouillère au niveau du profil 4).

Références :

Baize D., 2000. Teneurs totales en "métaux lourds" dans les sols français. Résultats généraux du programme ASPITET. Le Courrier de l'Environnement de l'INRA. 39, 39-54.

Étude de l'échangeabilité du cadmium dans des sols contaminés : influence des phases minéralogiques

Valérie Sappin-Didier¹, Margot Munoz², Yann Sivry², Paul Olivier Redon, Laurence Denaix¹, Bernard Dupré²

1 : INRA-UMR 1220 TCEM, Av. E. Bourlaux BP 81-33883 Villenave d'Ornon, France.

didier@bordeaux.inra.fr

2 : LMTG-UMR 5563, Univ. P. Sabatier, IRD, Observatoire Midi-Pyrénées-14, av. E. Belin-31400 Toulouse, France.

Introduction

Suite aux activités anthropiques, le Cd, associé à d'autres éléments traces (ET), tend à s'accumuler dans les sols et notamment dans la phase solide du sol (phases porteuses organiques et minérales). En fonction des conditions du milieu il peut être libéré dans la solution du sol où il sera ensuite prélevé par les plantes. Les équilibres sol-solution du Cd sont dépendants des facteurs sol et notamment de la localisation de l'élément sur les fractions solides du sol. L'objectif de ce travail était de renseigner les mécanismes de transfert du Cd du sol à la solution du sol, en fonction de l'origine du métal et des phases porteuses en Cd dans le sol. La démarche utilisée a été de séparer par fractionnement granulométrique les différentes phases porteuses en ET, puis d'étudier : l'échangeabilité du Cd entre le sol et la solution du sol pour chaque fraction granulométrique par une méthode de marquage isotopique (cinétique d'échange isotopique CEI), et de déterminer la localisation du Cd dans le sol par une méthode chimique (extraction séquentielle). Cette étude a été couplée à une caractérisation minéralogique des différentes fractions.

Matériels et méthodes

Quatre sols ont été prélevés dans la région de Decazeville. Les sols V0 et V1 sur les rives du Riou-Viou et du Riou-Mort, en amont et en aval de la source de contamination (usine métallurgique). L0 et B2 sur les rives du Lot, en amont et en aval de la confluence avec le Riou-Mort. L0 a été choisi pour représenter le fonds pédogéochimique. Pour chaque sol, le fractionnement granulométrique a été réalisé (sable grossier (SG) (2000-200 μ m), sable fin (SF) (200-50 μ m), limon grossier (LG) (50-20 μ m), limon fin + argile (LF+A) (20-0.2 μ m)) (protocole dans Latrille, 1998). La CEI a été réalisée sur les 4 sols, puis sur les 4 fractions granulométriques (protocole dans Geebelen et al., 2006). Les extractions séquentielles ont été réalisées sur le sol V1 et sur la fraction 20-0.2 μ m du sol V1 (protocole dans Brunel, 2005). Les constituants majeurs des sols ont été déterminés par diffraction des Rayons X. Les analyses chimiques des minéraux ont été réalisées au MEB-EDS (JEOL6360LV – PGT Sahara) et à la Microsonde électronique (Camebax 5x50).

Tableau 1 : caractéristiques pédogéochimiques des 4 sols (MO : matière organique).

	SG		SF %		LG %		LF+A %		pH	CEC	MO g/kg	Cd mg/kg
	%	mg Cd/ kg	%	mg Cd/ kg	%	mg Cd/ kg	%	mg Cd/ kg				
L0	49	0.36	37	0.51	5	0.94	9	2.12	6.31	10.6	33.8	0.83
B2	18	8.3	57	5.2	11	12.0	14	29.4	6.20	10.6	60.1	10.8
V0	47	4.2	22	7.7	11	14.3	20	19.6	5.49	8.3	41.7	8.8
V1	51	30.2	28	37.6	6	52.2	15	71.3	5.3	6.7	83.1	47.4

Résultats et discussion

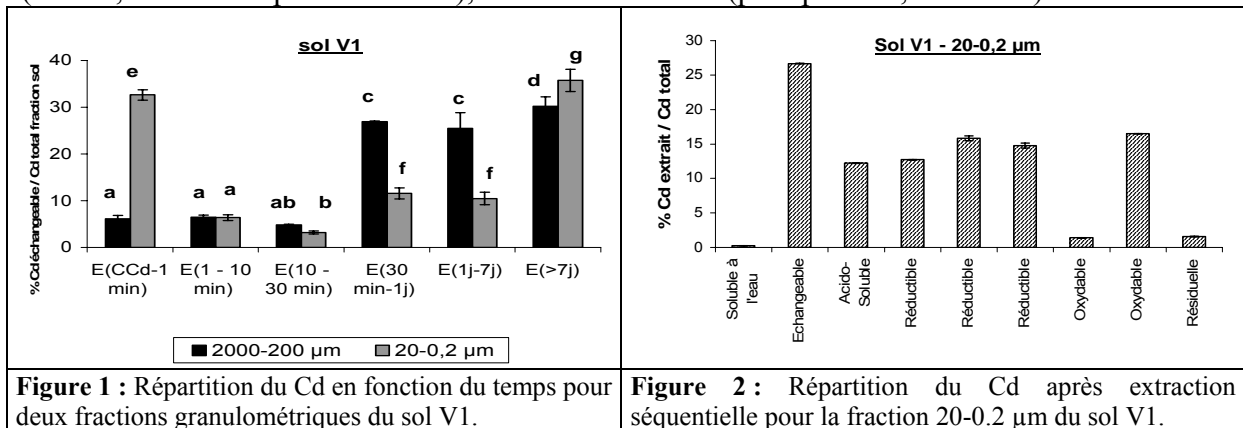
Pour les quatre sols, l'analyse des fractions granulométriques montre une augmentation des concentrations en Cd dans les fractions fines du sol. Différentes phases minérales ont été identifiées dans ces fractions : phyllosilicates, cendres et scories vitreuses, phases ferrifères (fer métal, wustite, magnétite, hématite, goëthite et pyrite), phases zincifères (willémite et franklinite) des alliages métalliques à Pb, Zn et Cu, ainsi que du charbon et du

coke. Les analyses MEB-EDS et microsonde montrent la présence de Zn, Pb et As dans les phases liées à l'activité métallurgique. Le Cd pourtant lié au minerai de Zn traité sur le site métallurgique est en dessous des limites de détection des méthodes utilisées.

La CEI permet de décrire les transferts sol-solution des éléments en prenant en compte la cinétique de transfert et la concentration de l'élément en solution. Cela aboutit à définir des compartiments où les ions échangés ont les mêmes propriétés cinétiques (ex : figure 1). On peut émettre l'hypothèse que les échanges rapides correspondent à des mécanismes de sorption de type adsorption, et les échanges longs à des mécanismes de sorption de type complexation, précipitation, voir diffusion dans le réseau cristallin des minéraux.

Ainsi, dans la fraction de sol la plus fine (20-0,2 µm) des sols, 27 à 32 % du Cd s'échange instantanément (en 1 minute) (à l'exception du sol V0 (10%)) ou après 7 jours (entre 30 et 40 %) (figure 1). L'extraction séquentielle réalisée sur la fraction fine du sol V1 montre que 27 % du Cd est sous forme échangeable (hypothèse : argiles et MO), 31 % lié aux fractions réductibles (hypothèse : oxydes de fer amorphes, et cristallisés) (figure 2).

Dans la fraction grossière des 4 sols, le Cd est échangeable dans les temps plus longs (30 minutes à 7 jours) (figure 1). Dans cette fraction, les échanges phase solide-solution sont plus lents. Ce qui laisse penser à des mécanismes de complexation (hypothèse d'une complexation avec MO) ou de précipitation prédominant à des processus de sorption dans cette fraction de plus faible surface spécifique. Si on compare les teneurs en MO dans les fractions des sols V0 et V1, on remarque que la fraction grossière de V0 a une teneur en MO (12,4 g/kg) plus faible que celle de V1 (85 g/kg). Or, entre 30 minutes et 7 jours la quantité de Cd échangeable est plus faible dans V0 que dans V1. Cela laisse donc penser à une influence non négligeable de la MO dans ces temps intermédiaires. Une étude qualitative de la MO serait donc à réaliser. Le rôle du charbon et du coke présents dans ce sol est également à clarifier. De plus, le Cd pourrait être contenu dans les phases minérales où le Zn a été détecté (oxydes, silicates et phase vitreuse), soit fortement fixé (précipitation, inclusion).



Conclusion

Cette étude, intégrant des techniques complémentaires de géochimie et minéralogie, permet de renseigner les mécanismes physico-chimiques impliqués dans le transfert sol-solution du Cd et de montrer la forte proportion de Cd rapidement échangeable dans le sol étudié.

Référence bibliographiques

- Latrille C. 1998. Localisation des éléments traces métalliques dans les sols, application au fond géochimique naturel. Thèse. Université Nancy I.
- Brunel C., 2005. Dynamique des éléments traces métalliques sur un petit bassin versant contaminé par des déchets miniers – Cas du bassin versant amont du Lez (Ariège, Pyrénées). Thèse Univ. Toulouse III
- Geebelen W., Sappin-Didier V., Ruttens A., Carleer R., Yperman J., Bongué Boma K., Mench M., Van Der Lelie N., Vangronsveld J., 2006. Evaluation of cyclonic ash, commercial Na-silicates, lime and phosphoric acid for metal immobilisation purposes in contaminated soils in Flanders (Belgium). Environmental Pollution 144, 32-39.

Milieu réducteur et mobilité des éléments métalliques présents dans des échantillons de sols contaminés

Pareuil Priscilla, Bordas François¹ et Bollinger Jean-Claude

1: Université de Limoges, Laboratoire des Sciences de l'Eau et de l'Environnement, 123 avenue Albert Thomas 87060 Limoges Cedex francois.bordas@unilim.fr

Introduction

Le potentiel d'oxydoréduction (Em) dans les sols peut être modifié par différents phénomènes naturels (inondations, battements de nappes, ...) mais aussi anthropiques (irrigations, apports d'amendements organiques, compactations des sols, ...). Or, ce paramètre est l'un des facteurs régissant la mobilité des éléments métalliques (EM), notamment à travers la dissolution de certaines phases constitutives du sol, permettant la libération des EM qui leur sont liés.

Matériel & Méthodes

Quatre échantillons de sol provenant de sites contaminés par des activités métallurgiques ont été étudiés. Ces échantillons ont été caractérisés chimiquement : pH, teneurs totales et fractionnement des EM dans l'échantillon de sol, fractionnement minéralogique du fer, carbone organique... Ainsi leurs différences de composition ont été soulignées afin d'observer l'influence de la composition de l'échantillon sur la mobilité des EM en milieu réducteur.

La mobilisation des EM en fonction du Em a été étudiée en imposant différentes conditions réductrices par l'ajout d'ascorbate de sodium [1, 2] à différentes concentrations (de 0 à 1 mol.L⁻¹). Une gamme de Em allant de + 200 à -200 mV (Ag/AgCl/KCl 3 mol.L⁻¹) a ainsi été obtenue. Toutes les expérimentations ont été menées en flacons, à température ambiante et à l'obscurité. Le rapport solide/liquide était de 10 g.L⁻¹. Les EM solubilisés ont été dosés par Spectrométrie d'Absorption Atomique par flamme ou par four graphite. Le pH et le Em ont été suivis durant les différentes expérimentations.

Résultats & Discussion

La caractérisation chimique des échantillons de sol a permis de souligner leurs différences de composition (Tableau).

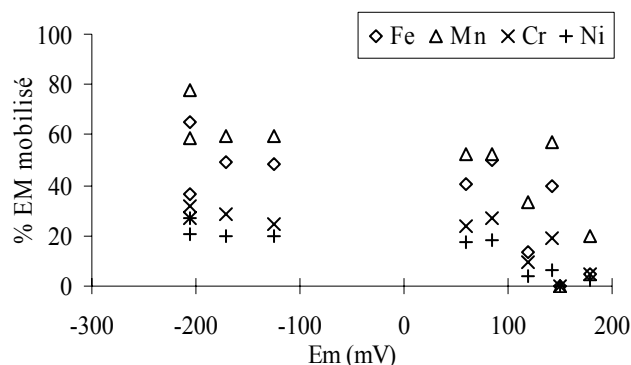
Caractéristiques des différents échantillons de sols

Echantillons de sol	pH (H ₂ O)	Em* (H ₂ O) (mV)	Carbone Organique (g.kg ⁻¹)	Carbone Inorganique (g.kg ⁻¹)	Fe (mg.kg ⁻¹)	Mn (mg.kg ⁻¹)
A	6,4 ± 0,2	+ 179 ± 1	23,5 ± 0,9	6,7 ± 1,0	39 026 ± 2 272	982 ± 54
B	7,9 ± 0,2	+ 150 ± 3	29,2 ± 1,0	54,9 ± 1,7	29 625 ± 1 373	556 ± 7
C	6,7 ± 0,2	+ 151 ± 2	48,3 ± 1,9	6,4 ± 2,6	36 145 ± 895	377 ± 14
D	5,7 ± 0,2	+ 292 ± 5	57 ± 9	8,1 ± 3,2	18 620 ± 650	553 ± 61

* Em exprimé par rapport à une électrode de référence Ag/AgCl (KCl 3 mol.L⁻¹)

Le suivi du pH a montré des variations allant parfois jusqu'à 3 unités pH. Ce paramètre influence la mobilisation des EM, mais nous avons décidé de le laisser libre de varier. En effet, le pH et le Em sont deux paramètres liés, qui peuvent agir en synergie.

La Figure représente le pourcentage d'EM mobilisé en fonction du Em pour l'un des échantillons de sol. Quel que soit l'EM le pourcentage remobilisé augmente de façon similaire lorsque le milieu devient réducteur, seuls les pourcentages mobilisés dépendent de la nature de l'EM. La mobilisation des EM se fait majoritairement sur une zone limitée de Em allant de +180 à +30 mV. Cette allure caractéristique est celle du « redox mobilization-edge », notion introduite par Pénilla *et al.* [1], par analogie avec les courbes de « pH desorption-edge » [3]. Ce comportement se retrouve pour les quatre échantillons de sols étudiés. Néanmoins chaque échantillon de sol a son propre pouvoir tampon vis-à-vis des variations des conditions oxydo-réductrices. Par conséquent, chaque échantillon de sol réagit de manière différente à l'ajout d'ascorbate de sodium [2], ce qui se traduit par différentes zones sensibles de Em pour lesquelles les EM peuvent être mobilisés.



Courbe de « redox mobilization-edge » pour l'un des échantillons de sol

Les (oxy)hydroxydes de Fe et de Mn jouent un rôle prépondérant dans la mobilisation des EM en conditions réductrices [1, 2, 4, 5]. En effet, on constate que les EM sont mobilisés sur la même gamme de Em que Fe et Mn. Leur solubilisation correspond à la dissolution d'une partie des (oxy)hydroxydes de Fe et de Mn conduisant à la libération des EM qui leur sont liés.

Conclusion

L'application de conditions réductrices facilite la mobilisation des EM liés aux phases porteuses solubilisées, principalement les (oxy)hydroxydes de Fe et de Mn. La notion de « redox mobilization-edge » introduite précédemment est généralisable à nos quatre échantillons de sols. Sa détermination permet d'évaluer, pour chaque échantillon, le risque de remobilisation des EM en fonction des variations des conditions oxydo-réductrices.

Références bibliographiques

- [1] Pénilla S., Bollinger J.C. (dir.), Bordas F. (dir.), 2005, *Evaluation des risques liés aux émissions d'industries métallurgiques : Impact sur les sols - Influence d'un milieu réducteur*, Thèse de Doctorat (soumise à confidentialité jusqu'en décembre 2007), Chimie et Microbiologie de l'Eau, Université de Limoges, 263p.
- [2] Davranche M., Bollinger J.C., 2000, *Heavy metals desorption from synthesized and natural iron and manganese oxyhydroxides: Effect of reductive conditions*, *J. Colloid Interface Sci.*, 227, p. 531-539
- [3] Schindler P.W., Furst B., Dick R., Wolf P.U., 1976, *Ligand properties of surface silanol groups. Surface complex formation with Fe³⁺, Cu²⁺, Cd²⁺ and Pb²⁺*, *J. Colloid Interface Sci.*, 55, p.469-475
- [4] Charlatchka R., Cambier P., 2000, *Influence of reducing conditions on solubility of trace metals in contaminated soils*, *Water, Air, and Soil Pollut.*, 118, p. 143-167
- [5] Chuan M.C., Shu G.Y., Liu J.C., 1996, *Solubility of heavy metals in a contaminated soil: Effect of redox potential and pH*, *Water, Air, and Soil Pollut.*, 90, p. 543-556

Transfert sol-plante de Ni, Co, Cr et Mn dans un écosystème latéritique peu impacté de Nouvelle-Calédonie

Isabelle Conus¹, Nicolas Perrier², Jérôme Rose³, Catherine Keller³ et Jean-Paul Ambrosi^{2,3}

1 : Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, ENAC, LPE, Lausanne, Suisse

2 : IRD – Nouméa, Nouvelle Calédonie

3 : CEREGE – Aix-Marseille Universités, Aix-en-Provence, France

Introduction

La Nouvelle-Calédonie possède une variété de systèmes écologiques développés à partir de roches ultrabasiques. Les sols qui se sont développés sur ces matériaux exceptionnellement riches en Mg, Fe, Cr, Ni et Co, possèdent des propriétés particulières responsables de la présence d'une végétation riche et spécifique. La présence particulièrement abondante de plantes hyperaccumulatrices fait de la Nouvelle-Calédonie un laboratoire naturel pour l'étude et la compréhension du phénomène d'hyperaccumulation et de son impact encore peu connu sur les caractéristiques du sol. La compréhension des mécanismes de tolérance est un préalable nécessaire à la sélection de plantes potentiellement utilisables en phytoremédiation ou pour la réhabilitation d'anciens sites miniers. Nous avons donc étudié par des méthodes analytiques complémentaires la partition de Ni, Cr, Co et Mn dans deux plantes, une hyperaccumulatrice et une non-hyperaccumulatrice, et leur sol ferrallitique associé. L'objectif est de préciser la distribution de Ni au sein des végétaux et de mieux définir le cycle biogéochimique des métaux, en particulier leur transfert du sol aux plantes.

Matériels et méthodes

Les prélèvements ont été effectués dans un talweg non impacté du massif du Koniambo à environ 700m d'altitude, le long d'une mini-toposéquence. Le sol est développé à partir de colluvions issues du manteau d'altération latéritique des roches ultrabasiques sous-jacentes. La végétation du talweg est constituée de forêts de *Nothofagus balansae* et *N. codonandra*. Des échantillons de feuilles, tiges et racines ont été prélevés sur 5 « couples » de *Phyllanthus favieri* (hyperaccumulatrice de Ni) et *Phyllanthus cornuthus* (non-hyperaccumulatrice) ainsi que leur sol rhizosphérique. Des analyses chimiques totales (par fusion alcaline) (Ni, Mn, Cr, Co et Fe) et des analyses minéralogiques (DRX au diffractomètre MPD 3710, Philips) ont été effectuées sur les sols. Des extractions partielles (eau, KCl, DTPA) ont été réalisées afin d'étudier la biodisponibilité de ces ETM dans la rhizosphère. Les végétaux (feuilles, racines, tiges) ont été analysés pour les mêmes éléments. Enfin, des études de localisation ont été menées sur les feuilles des 2 plantes : observations par microscopie électronique à balayage sur échantillon cryogénisé (MEB, XL30S FEG, Philips) et analyse par micro-fluorescence X (XGT 5000 Jobin-Yvon-Horiba) sur coupe fine fraîche. Les métaux ont été dosés dans tous les extraits par ICP-OES (Perkin Elmer : Optima 3300 DV).

Résultats et discussion

Le pH_{H_2O} des sols rhizosphériques se situe entre 4,8 et 5,8. Bien que les différences ne soient pas significatives ($P=0,81$), on remarque la tendance à une acidité légèrement accrue dans les sols sous *P. favieri*. La goethite est le minéral constitutif principal sur l'ensemble de la toposéquence, suivie de l'hématite et du quartz. On trouve de la willemseite et ponctuellement des spinelles ferrugineuses, de la lizardite et de maghémite. Les sols rhizosphériques contiennent environ 0.5% de Ni, soit 5 à 10 fois plus que dans les horizons

organiques, resp. les litières, 2% de Cr, 0.5% Mn et moins de 1000 mg kg⁻¹ de Co. On remarque une augmentation de la concentration en Co, Cr, Fe, Mn, Ni des litières aux sols rhizosphériques, tandis que Ca, Na, K et P se concentrent principalement les litières et les horizons organiques. Les quantités biodisponibles restent très faibles (tableau 1). Par contre, les extractions par H₂O et KCl ont montré que les pourcentages extraits de Ni, Mn et Cr dans les litières étaient non négligeables, contrairement aux sols rhizosphériques (jusqu'à 40% pour Mn).

Tableau 1 : Pourcentage d'élément disponible (extractible par DTPA) par rapport à la concentration en élément total dans les sols rhizosphériques de *P. favieri* et *P. cornuthus*.

		Pourcentage				
		Ni	Co	Cr	Fe	Mn
<i>P. favieri</i>	moy	0.55	2.23	<0.001	0.007	2.13
	et	0.11	0.45	-	0.002	0.20
<i>P. cornuthus</i>	moy	0.38	2.60	<0.001	0.009	1.39
	et	0.15	0.75	-	0.006	0.17

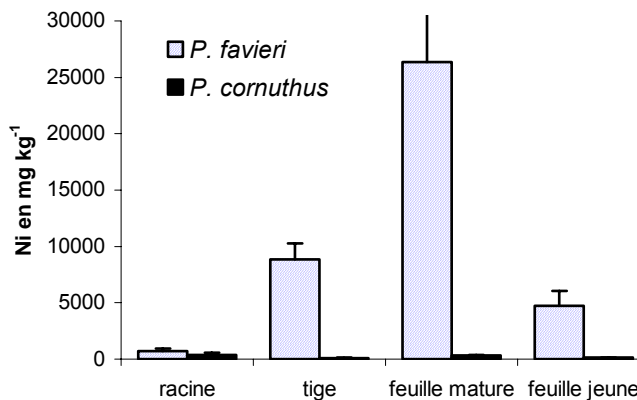


Figure 1 : Concentrations totales en Ni mesurées dans différentes parties de *Phyllanthus favieri* et *P. cornuthus*.

Dans ces conditions, *Phyllanthus favieri* peut accumuler des concentrations en Ni dépassant les 2% dans les parties aériennes. Les concentrations dans *P. cornuthus* sont 2 à 100 fois inférieures selon les organes bien que les concentrations dans le sol soient identiques (Figure 1)

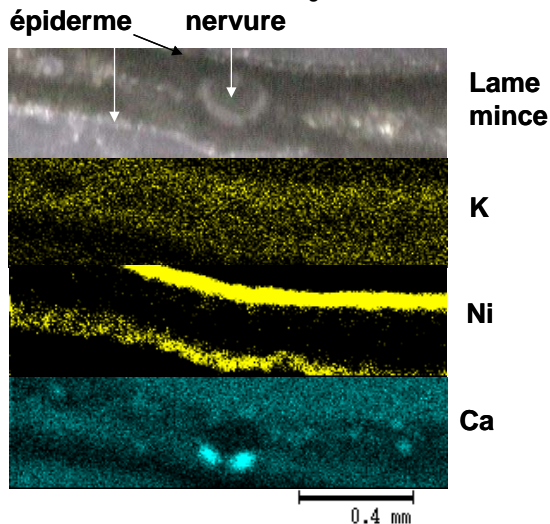


Figure 2 : Observation d'une coupe de feuille mature de *P. favieri* par micro-fluorescence X et cartographie élémentaire de K, Ni et Ca.

Conclusion

Les deux espèces de *Phyllanthus* étudiées sont toutes deux tolérantes à des concentrations très élevées de métaux dans leur sol rhizosphérique. La biodisponibilité de ces métaux dépend beaucoup de l'horizon considéré. *Phyllanthus cornuthus* possède des mécanismes d'exclusion limitant le transfert des métaux dans ses parties aériennes. Elle semble également s'installer sur des sites présentant une fertilité plus élevée en cations alcalins et alcalino-terreux. *Phyllanthus favieri* est hyperaccumulatrice de Ni. Elle séquestre le métal dans les cellules épidermiques de ses feuilles, probablement grâce à un stockage vacuolaire (Figure 2) protégeant ainsi les parties métaboliquement actives de la feuille.

Utilisation de capteurs sérigraphiés pour la détermination des formes labiles du cadmium dans des solutions de sol

Parat Corinne, Authier Laurent, Betelu Stéphanie, Castetbon Alain, Potin-Gautier Martine

Laboratoire de Chimie Analytique BioInorganique et Environnement (L.C.A.B.I.E.), UMR 5254, IPREM, UFR Sciences, Avenue de l'université, 64000 Pau, France, corinne.parat@univ-pau.fr

Introduction

L'impact environnemental des métaux dans les sols dépend de leur spéciation (Sigg et al., 1992). Pour être absorbés par le végétal, ils doivent être présents sous une forme chimique assimilable dite labile dans la solution du sol, au contact de la racine. L'analyse de spéciation des métaux dans cette solution est donc une étape préalable pour prévoir le risque de leur transfert du sol vers la plante. Cependant, l'analyse des métaux à l'état de traces dans les solutions de sol est rendue difficile en raison d'une part de la complexité de la matrice et d'autre part des faibles volumes disponibles. Ce type de mesures nécessite donc des techniques analytiques fiables et sensibles, adaptées au milieu et faciles à mettre en œuvre si l'on souhaite les déployer sur le terrain.

Les méthodes électrochimiques sont susceptibles de répondre à ces objectifs : elles permettent de doser simultanément plusieurs métaux dans des volumes inférieurs à 10 mL avec une instrumentation peu encombrante et de faible coût : un capteur électrochimique couplé à un potentiostat. Deux méthodes essentiellement permettent le dosage des métaux à de très faibles teneurs : les méthodes voltampérométriques par redissolution anodique qui sont largement utilisées (Parat et al., 2006; Wang, 1985) et les méthodes chronopotentiométriques par redissolution. Ces dernières ont fait l'objet d'un développement théorique récent pour l'étude de la spéciation (Town and van Leeuwen, 2001; Town and van Leeuwen, 2002b). La chronopotentiométrie par redissolution avec application d'un courant constant (CCSA) présente un certain nombre d'avantages. Elle permet de limiter les problèmes d'interférences liés à la présence de matière organique (Town and van Leeuwen, 2002a) et sous certaines conditions, ne nécessite pas d'étape de dégazage. La CCSA a donc été retenue dans cette étude.

Matériels et méthodes

Afin d'étudier les métaux dans des solutions de sol, des capteurs électrochimiques ont été développés au laboratoire (Figure 1). Il s'agit d'électrodes sérigraphiées à encre de carbone, modifiées par un film de mercure. Le montage électrochimique est constitué de trois électrodes, une électrode de travail, une électrode de référence $\text{Ag}_{(s)}/\text{AgCl}_{(s)}/\text{KCl}_{(\text{sat})}$ et un fil de platine qui sert de contre électrode. L'analyse par CCSA comporte trois étapes :

- une étape d'électrodéposition, qui peut varier de 60s à plusieurs minutes, pendant laquelle l'élément à doser est préconcentré à la surface de l'électrode de travail en appliquant un potentiel réducteur (-1V)
- une étape d'équilibrage qui permet l'uniformisation de l'élément au sein du film de mercure
- et enfin une étape de redissolution de l'élément préalablement réduit, grâce à l'application d'un courant constant, qui permet l'identification et la quantification des espèces présentes en solution.

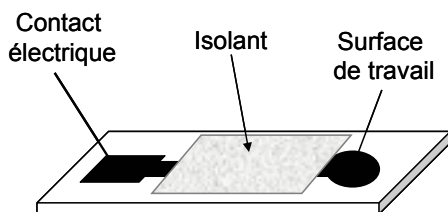


Figure 1. Schéma d'un capteur développé au laboratoire

Résultats

Dans un premier temps, une optimisation des paramètres analytiques a été réalisée pour l'analyse de Cd. Ainsi, il a été démontré que pour un temps de préconcentration de 60s sous agitation et sans dégazage, un courant de 10 μA permet de réoxyder complètement l'amalgame et d'avoir une limite de détection inférieure au $\mu\text{gCd.L}^{-1}$. La proportion de complexes labile de Cd a ensuite été étudiée dans une solution de Cd ($5 \mu\text{g.L}^{-1}$) dans laquelle des ajouts d'acides humiques (AH) ont été réalisés. La CCSA a été comparée à une méthode voltampérométrique classique, la square wave (SWASV). Comme attendu, les deux méthodes montrent une diminution des proportions de complexes labiles de Cd lorsque la concentration en AH augmentent. Cependant, le pourcentage de complexes labiles de Cd déterminé par SWASV varie en fonction du temps d'électrodéposition, l'augmentation de celui-ci favorisant la dissociation des complexes. En revanche, le temps d'électrodéposition a peu d'influence sur le pourcentage de complexes labiles de Cd mesuré par chronopotentiométrie (Figure 2b).

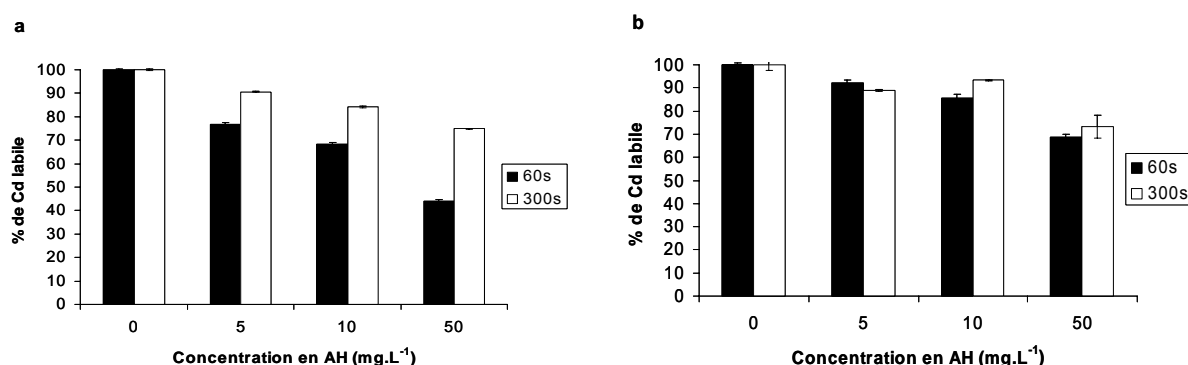


Figure 2. Complexes de Cd labiles mesurés (%) en fonction du temps d'électrodéposition, en SWASV (a) et en CCSA (b). Concentration en Cd : $5 \mu\text{g.L}^{-1}$, pH = 6.3.

Conclusion

De par leur simplicité de fabrication et d'utilisation, les capteurs sérigraphiés couplés à la CCSA apparaissent comme un outil prometteur dans l'étude de la biodisponibilité des métaux dans les sols.

Références

- Parat, C., Betelu, S., Authier, L. and Potin-Gautier, M., 2006. Determination of labile trace metals with screen-printed electrode modified by a crown-ether based membrane. *Analytica Chimica Acta*, 573-574: 14-19.
- Sigg, L., Stumm, W. and Behra, R., 1992. *Chimie des milieux aquatiques. Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement*, Paris, 391 pp.
- Town, R.M. and van Leeuwen, H.P., 2001. Fundamental features of metal ion determination by stripping chronopotentiometry. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 509(1): 58-65.
- Town, R.M. and van Leeuwen, H.P., 2002a. Effects of adsorption in stripping chronopotentiometric metal speciation analysis. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 523(1-2): 1-15.
- Town, R.M. and van Leeuwen, H.P., 2002b. Significance of wave form parameters in stripping chronopotentiometric metal speciation analysis. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 535(1-2): 11-25.
- Wang, J., 1985. *Stripping Analysis - Principles, Instrumentation, and Applications*. VCH Publishers, 160 pp.

Distribution dans le sol et les sous-produits de la vinification du cuivre utilisé en viticulture : Bilan sur une exploitation

Dakhel Nathalie¹, Peccoux Anthony²

1 : Ecole d'ingénieurs de Changins, 1260 Nyon, Suisse, nathalie.dakhel@eic.vd.ch

2 : Ecole d'ingénieurs de Changins, 1260 Nyon, Suisse, anthony.peccoux@eic.vd.ch

1. Introduction

L'utilisation répétée du cuivre pour lutter contre le mildiou de la vigne a abouti, en un peu plus d'un siècle, à la contamination de nombreux sols viticoles. Le cuivre est également susceptible de se retrouver dans les produits de la vinification (marcs de pressurage, rafles, lies...). En Suisse, les marcs sont fréquemment rapportés sur les parcelles viticoles. Or, peu de données existent sur leurs concentrations en cuivre. Dans ce contexte, l'objectif de ce travail était de déterminer la distribution du cuivre dans une exploitation viticole, au niveau du sol et des produits de la vinification, et de tenter de dresser un bilan de son devenir.

2. Matériels et méthodes

L'étude a été menée dans le canton de Genève, sur deux parcelles viticoles (A : 3612 m² et B : 2587 m²). Situées à même hauteur dans le coteau, ces parcelles se trouvent sur une pente comprise entre 2 et 6%. L'encépagement (Pinot noir) est en place depuis 50 ans, et la vendange est vinifiée dans une même cuve. Les parcelles sont désherbées et reçoivent les mêmes traitements phytosanitaires. Le sol des deux parcelles est relativement similaire et varie en fonction de la topographie. En haut de pente, le sol est calcique, en milieu de pente il est calcaire et peu profond, tandis qu'en bas de pente, il est rédoxique, légèrement calcaire et colluvionné. Des échantillons aléatoires de sarments en décomposition et de sols ont été prélevés, à l'aide d'un gabarit de 1 m² pour les sarments, et à l'aide d'une tarière pour les sols, à raison de 50 à 60 piqûres par parcelle. La description des carottes de sols a permis de créer des échantillons composites, représentatifs de zones homogènes, dans lesquels le cuivre a été analysé. Des profils ont été creusés dans chaque zone afin de déterminer les densités apparentes des horizons. Les produits de la vinification ont été échantillonnés pendant deux ans. Toutes les analyses de cuivre ont été réalisées par spectrométrie d'absorption atomique à flamme. L'extraction du cuivre des sols a été réalisée selon la méthode officielle suisse (HNO₃ 2M à chaud, Osol, 1998). En ce qui concerne les produits de la vinification, les échantillons liquides ont été analysés directement ou après hydrolyse acide à chaud, tandis que les échantillons solides ont été analysés après minéralisation et mise en solution acide.

3. Résultats et discussion

Dans les sarments en décomposition, le cuivre se trouve à des concentrations de l'ordre de 177 (\pm 4) mg kg⁻¹. Les sarments sont directement exposés aux pulvérisations cupriques avant d'être taillés, broyés et de se retrouver au niveau du sol, ce qui explique ces concentrations relativement élevées. Les matières organiques peu décomposées sont réputées pour fortement retenir le cuivre (Besnard et al. 2001). En termes de stock, ces fractions représentent 313 et 491 g ha⁻¹ de cuivre, respectivement pour les parcelles A et B. La différence est liée à une masse totale de sarments légèrement plus élevée dans la parcelle B.

Dans le sol, les concentrations en cuivre sont élevées jusqu'à 50 cm de profondeur, quelle que soit la position topographique (figure 1). En haut et en milieu de pente, la concentration diminue régulièrement avec la profondeur. Ce n'est pas le cas en bas de pente, où elle présente une distribution en « escalier ». Pour la parcelle A, la concentration la plus élevée en cuivre, 367 \pm 3 mg kg⁻¹, se trouve à une profondeur de 20 cm, et elle est encore de 232 \pm 2 mg kg⁻¹ à 40 cm. Cette répartition est due à l'érosion des horizons superficiels dans la

partie supérieure de la parcelle, et à l'accumulation, en bas de pente, de colluvions riches en cuivre.

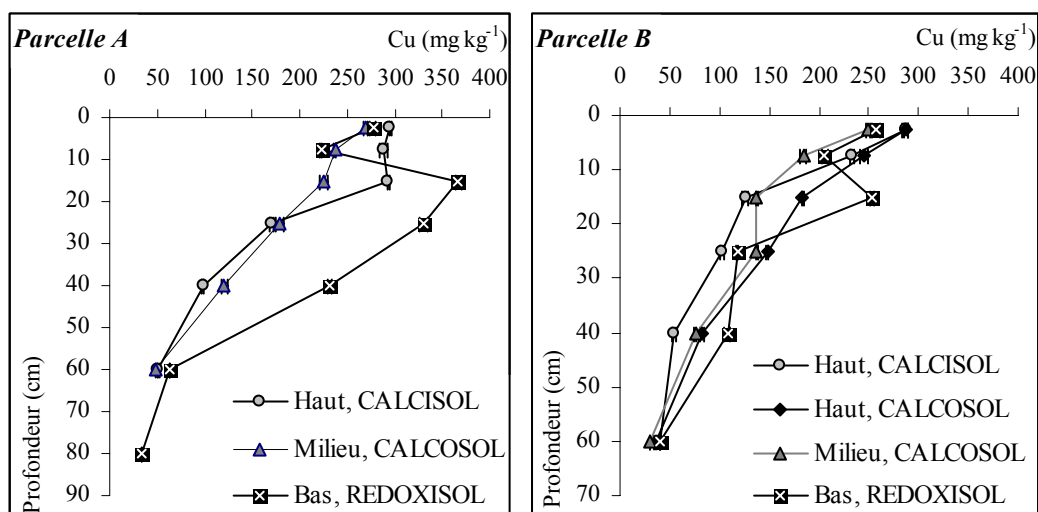


Figure 1 : Répartition du cuivre dans le sol

Le stock de cuivre a été estimé à environ 1660 kg ha⁻¹ pour la parcelle A et 1215 kg ha⁻¹ pour la parcelle B, sur une épaisseur de 50 cm de sol. Cette différence pourrait être attribuée à une accumulation de colluvions plus marquée dans la parcelle A en raison de la topographie.

La concentration en cuivre dans les marcs est comprise entre 50 et 70 mg kg⁻¹ de poids sec pour les deux années. Ces valeurs sont inférieures au seuil de 100 mg kg⁻¹ fixé par la législation sur les composts (OSubst, 1986). Rapportés sur les parcelles, les marcs apporteraient au maximum 72 g ha⁻¹ de cuivre, ce qui paraît bien faible en comparaison des doses homologuées pour les traitements fongicides (4 kg ha⁻¹ an⁻¹ de cuivre métal, en Suisse). L'ensemble des produits de vinification (rafles, marcs, lies, vin) ont exportés au total 138 et 84 g ha⁻¹, respectivement en 2004 et 2005. En rapportant ces valeurs aux quantités de cuivre pulvérisé, l'exportation par la vendange représente 10 % des apports en 2004 et 5 % en 2005. Cette différence est liée à une pluviométrie plus élevée en 2005, qui a contribué à un lessivage plus marqué des produits cupriques durant la période végétative de la vigne.

4. Conclusion

Dans une exploitation viticole, l'exportation de cuivre par la vendange est relativement faible, et la majorité du cuivre se retrouve au niveau du sol. S'il n'est pas entraîné par l'érosion, le cuivre s'accumule au cours du temps. Dans cette étude, un stock de cuivre de 1660 kg ha⁻¹ a été estimé sur la parcelle la plus contaminée. Pour limiter l'accumulation de ce métal dans les sols, il semble donc judicieux de combiner l'utilisation de fongicides organiques à celle du cuivre, dans le cadre de la production intégrée, et, dans le cadre de la production biologique, de choisir des cépages moins sensibles aux maladies fongiques.

Bibliographie

- Besnard E., Chenu C., Robert M., 2001. Influence of organic amendements on copper distribution among particle-size and density fractions in Champagne vineyard soils. *Environmental pollution* 112 (3) : 329-337.
 Osol, 1998. Ordonnance sur les atteintes portées aux sols. Conseil fédéral suisse.
 OSubst, 1986. Ordonnance sur les substances dangereuses pour l'environnement. Conseil fédéral suisse.

Remerciements

Ce travail a bénéficié des soutiens de S. Burgos et de A. Rawlyer à l'École d'Ingénieurs de Changins

Approche cinétique de la spéciation chimique des métaux trace des sols dans le sol et la solution du sol. Application à la prévision de la biodisponibilité.

Bermond Alain et Manoucherih Nastaran

Agro Paris Tech
16, rue C. Bernard, 75231 PARIS Cedex 05 - FRANCE
bermond@inapg.fr

Mots clés : métaux trace, spéciation, cinétique, biodisponibilité, EDTA

1. Introduction

Les métaux trace existent dans l'environnement sous une variété de formes chimiques : métal libre, adsorbé sur des compartiments de sol, complexes avec la matière organique soluble. Chacune de ces formes a ses propriétés uniques et sa propre réactivité. La connaissance de la distribution en métal en ces différentes formes physiques et chimiques (c.-à-d. spéciation) est donc essentielle pour prévoir leurs effets sur l'environnement. Le but de cette présentation est d'aborder quelques aspects de la spéciation chimique des métaux trace dans le sol aussi bien que dans la solution de sol (extraits, en utilisant EDTA en tant que réactif chimique) du point de vue de l'équilibre et de la cinétique.

2. Méthode

La réactivité de trois métaux trace (Cu, Cd et Pb) et des éléments principaux a été étudiée dans 15 échantillons non pollués provenant de Bourgogne (France). Les expériences suivantes ont été réalisées :

- suivi des métaux extraits à partir des échantillons de sol avec de l'EDTA (0.02M) en fonction du temps [1] ;
- la fixation des métaux trace dans les extraits correspondants sur une résine Chelex-100 [2] ;
- suivi des métaux trace dans la solution en utilisant un mélange sol – EDTA - résine.

3. Résultats

Pour le comportement des métaux trace dans le mélange ternaire sol - EDTA - résine, les résultats obtenus sont donnés sur la figure 1.

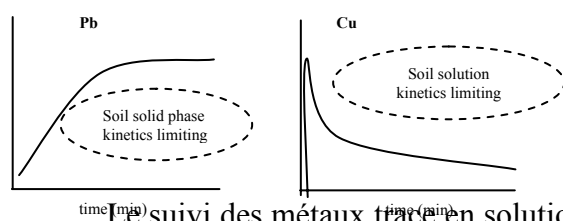


Figure 1. Deux types de courbes obtenus pour le suivi des métaux trace extraits en fonction du temps dans un mélange sol EDTA-résine

Le suivi des métaux trace en solution dans les mélanges sol –EDTA ou extraits EDTA – résine permet de calculer les constantes cinétiques des différentes réactions. Les résultats obtenus sont présentés dans le tableau 1.

Sols	S ₁	S ₂	S ₃	S ₄	S ₅	S ₆
$k_{\text{sol}}(\text{Pb}) (\text{mol}^{-1} \cdot \text{l} \cdot \text{s}^{-1})$	1.10^{-5}	2.10^{-5}	1.10^{-5}	2.10^{-7}	3.10^{-7}	5.10^{-7}
$k_{\text{solution}}(\text{Pb}) (\text{s}^{-1})$	5.10^{-3}	4.10^{-3}	2.10^{-3}	2.10^{-3}	3.10^{-3}	6.10^{-3}
$k_{\text{solution}}/k_{\text{sol}}(\text{Pb})$	500	200	200	10000	10000	12000
$k_{\text{sol}}(\text{Cd}) (\text{mol}^{-1} \cdot \text{l} \cdot \text{s}^{-1})$	8.10^{-4}	5.10^{-4}	6.10^{-4}	9.10^{-5}	2.10^{-4}	2.10^{-4}
$k_{\text{solution}}(\text{Cd}) (\text{s}^{-1})$	6.10^{-3}	5.10^{-3}	1.10^{-3}	1.10^{-3}	6.10^{-3}	4.10^{-3}
$k_{\text{solution}}/k_{\text{sol}}(\text{Cd})$	7,5	10	1,6	11,1	30	20
$k_{\text{sol}}(\text{Cu}) (\text{mol}^{-1} \cdot \text{l} \cdot \text{s}^{-1})$	3.10^{-2}	2.10^{-2}	1.10^{-2}	3.10^{-3}	6.10^{-3}	2.10^{-3}
$k_{\text{solution}}(\text{Cu}) (\text{s}^{-1})$	3.10^{-4}	2.10^{-4}	1.10^{-4}	5.10^{-5}	4.10^{-5}	3.10^{-5}
$k_{\text{solution}}/k_{\text{sol}}(\text{Cu})$	0,010	0,010	0,010	0,016	0,006	0,015

Tableau 1. Constantes cinétiques d'extraction des métaux du sol (k_{sol}), de fixation sur la résine (k_{solution}) et leur rapport

4. Discussion

De ces études cinétiques, on peut conclure que chaque cation métallique a un comportement différent quel que soit l'échantillon de sol. Pour le plomb, l'étape limitante d'un point de vue cinétique, correspond à l'extraction à partir du sol quand elle correspond pour le cuivre à la fixation sur la résine. Pour le cadmium, de ce même point de vue, on peut dire qu'on observe un comportement intermédiaire.

Quelques conséquences pour la biodisponibilité de ces métaux seront discutées. On déduira en particulier de cette étude quelle devrait être la meilleure approche (spéciation dans le sol ou spéciation dans la solution de sol ?) pour chaque cation afin de prévoir sa disponibilité.

5. Références.

1. N. Manouchehri, S. Besançon et A. Bermond. Major and trace extraction from soil by EDTA : Equilibrium and kinetic studies. Anal.Chim. Acta, 559 (2006) 105-112.
2. N. Manouchehri et A. Bermond. Study of trace metal partitioning between soil-EDTA extracts and Chelex-100 resin. Anal.Chim. Acta, 557 (2006) 337-343.

Un biotest permettant l'évaluation en terme de flux de la biodisponibilité des éléments traces pour les plantes

Bravin Matthieu, Michaud Aurélia, Galleguillos Mauricio, Chappelaz Carole, Larabi Bourane et Hinsinger Philippe

INRA – Montpellier SupAgro UMR 1222 Rhizosphère et Symbiose, 2 place Pierre Viala
34060 Montpellier, matthieu.bravin@montpellier.inra.fr

Introduction

L'évaluation de la biodisponibilité des éléments traces pour les plantes reste une préoccupation scientifique majeure, que ce soit pour estimer le risque de phytotoxicité ou la dispersion des contaminants dans la chaîne alimentaire. Néanmoins, aucune méthode n'a encore montré entière satisfaction. Parallèlement, les travaux récents menés par l'Organisation Internationale de Standardisation (ISO) ont conduit à une nouvelle définition de la biodisponibilité. Celle-ci ne devrait plus être considérée comme une teneur ou une quantité mais comme le flux ($\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$) d'élément trace accumulé par un organisme vivant, présentant une surface d'exposition spécifique, pendant un temps donné (Harmsen et al., 2005). Dans cet esprit, Chaignon et Hinsinger (2003) ont développé un biotest devant permettre un accès facilité aux différents compartiments de la plante à l'issue de la culture.

L'étude présentée ici a eu pour objectif de préciser la capacité de ce biotest à rendre compte de la biodisponibilité des éléments traces pour les plantes en comparaison à des mesures réalisées *in situ*. Cette thématique a été appliquée au cas de la reconversion des sols viticoles languedociens contaminés en cuivre (Cu) pour la culture du blé dur (*Triticum turgidum durum*).

Matériel et Méthode

Quarante échantillons de sol, localisés sur des parcelles à antécédent viticole (Hérault) actuellement cultivées en blé dur, ont été sélectionnées sur les critères de contamination en Cu ($32 - 184 \text{ mg Cu kg}^{-1}$) et de pH ($\text{pH}_{\text{CaCl}_2} = 4,2 - 7,8$). En chaque point, du sol (0 – 20 cm) et des plants de blé (parties aériennes et racinaires) au stade « épi 1 cm » ont été prélevés de manière à récupérer la majeure partie du système racinaire. Les échantillons ayant été prélevés sur des parcelles en production, certains paramètres ont pu différer, en particulier la variété de blé dur cultivée et le niveau de fertilisation.

En parallèle, un biotest utilisant du blé dur (var. Acalou) a été mené sur les 40 échantillons de sol d'après le protocole mis au point par Chaignon et Hinsinger (2003). Les plantes ont été pré-cultivées pendant 21 jours en hydroponie de manière à ce qu'elles développent un tapis racinaire plan. Les plantes ont ensuite été mises pendant 8 jours au contact de disques de sol (3 g sol sec ; épaisseur 1,5 mm) dont elles étaient séparées par une toile en polyamide (diamètre 30 μm). La surface d'exposition des plantes aux sols contaminés a été considérée comme équivalente à la surface du tapis racinaire (16,7 cm^2). Du fait de l'obtention de tapis racinaires multi-couches et d'une croissance différente entre les traitements, il a été choisi de pondérer la surface d'exposition par l'accroissement relatif de biomasse pendant la phase de contact sol-plante. Le flux de Cu dans la plante (i.e. la biodisponibilité) a alors été calculé de la façon suivante :

$$F_{\text{Cu}} = \frac{m_{\text{Cu-contact}}}{T_e \times S_{\text{tr}} \times \frac{m_{\text{R-contact}}}{m_{\text{R-contact}}}}$$

Avec : F_{Cu} , le flux de Cu dans la plante, $m_{Cu-contact}$, la masse de Cu accumulé pendant la phase de contact, T_e , le temps d'exposition, S_{tr} , la surface du tapis racinaire plan, $m_{R-contact}$, l'accroissement de biomasse sèche des racines pendant la phase de contact et $\overline{m}_{R-contact}$, l'accroissement moyen de biomasse sèche des racines pendant la phase de contact.

Résultats

La teneur totale en Cu du sol s'est avérée positivement corrélée aux teneurs en Cu dans les racines mesurées *in situ* ($R = 0,39$, $P < 0,05$) et en biotest ($R = 0,72$, $P < 0,001$). Aucune corrélation significative n'a pu être mise en évidence entre le pH_{CaCl_2} du sol et les teneurs en Cu dans les racines mesurées *in situ* et en biotest. Malgré ces tendances similaires, aucune corrélation significative n'a pu être établie entre les teneurs en Cu dans les racines mesurées *in situ* et en biotest.

La biodisponibilité de Cu, formulée en terme de flux à partir des mesures réalisées en biotest, a été positivement corrélée à la teneur totale en Cu du sol, à la quantité de Cu accumulé par les plantes durant la phase de contact et à la teneur en Cu des racines des plantes ($R = 0,68$, $R = 0,76$, $R = 0,92$, respectivement ; $P < 0,001$).

Discussion

Bien que les mesures réalisées *in situ* semblent être les seules à pouvoir tenir compte de l'ensemble des paramètres déterminant la biodisponibilité de Cu, il s'avère généralement difficile de relier le niveau de contamination de la plante (teneurs en Cu des différentes parties végétales) *in situ* à un paramètre physico-chimique du sol facilement mesurable (Nowack et al., 2004). Dans notre cas, il semble qu'un certain nombre de facteurs de confusion, tels que le temps d'exposition des plantes, la variété de blé dur ou encore les pratiques culturales, a pu fortement influencer les teneurs en Cu dans les plantes. En comparaison, le biotest a semblé confirmer et préciser les tendances pressenties *in situ*, à savoir le lien entre le niveau de contamination des plantes en Cu, en particulier du système racinaire, et la teneur totale en Cu du sol.

Du fait de la difficulté de récupération de la totalité du système racinaire *in situ*, l'estimation de la biodisponibilité des éléments traces pour les plantes de manière dynamique, i.e. en terme de flux, semble délicate. En revanche, cette approche est rendue possible par le biotest qui permet (i) un accès facilité et rapide au système racinaire et (ii) une caractérisation simplifiée de la surface d'exposition des plantes au sol contaminé. Le flux de prélèvement de Cu est apparu particulièrement bien corrélé à la teneur en Cu dans les racines. Ce résultat serait dû au choix de l'accroissement relatif de la biomasse racinaire comme facteur de pondération de la surface d'exposition. Les futurs travaux devront donc évaluer la pertinence d'une pondération de la surface d'exposition non pas par l'accroissement relatif de biomasse mais par celui de la surface racinaire mesurée.

Remerciements

Nous tenons à remercier Jean-Pierre Barthès pour son aide précieuse lors de la campagne de recherche des échantillons de sol. Ce travail a été financé dans le cadre du programme national PNETOX du Ministère de l'Écologie et du Développement Durable.

Références

- Chaignon V et Hinsinger P 2003. *J. Environ. Qual.* 32, 824-833.
Harmsen J, Rulkens W et Eijssackers H 2005. *Land Contam. Recl.* 13, 161-171.
Nowack B, Koehler S et Schulin R 2004. *Environ. Sci. Technol.* 38, 1133-1138.

Prélèvement de Cd par le système racinaire de laitue sur sols contaminés incubés à différentes températures : proposition d'un mode de calcul de l'exposition

Cornu Jean-Yves¹, Denaix Laurence¹ et Pellerin Sylvain¹

1: INRA, UMR1220 TCEM, 71 avenue E. Bourlaux F-33883 Villenave d'Ornon, France
jycornu@bordeaux.inra.fr

Introduction

La plupart des modèles de transfert sol-plante des éléments traces métalliques (ETM) considère que la concentration en forme libre des ETM en solution dans le sol est soit constante au cours du temps, soit modifiée uniquement par le prélèvement lui-même. L'activité minéralisatrice de la microflore peut cependant influencer sur la dynamique des ETM dans le sol en modulant leur solubilité et leur spéciation en solution. Elle favorise la dissolution de certaines phases porteuses d'ETM (e.g. la matière organique particulaire) et affecte certains paramètres physico-chimiques de la solution (e.g. pH, force ionique, concentration en carbone organique dissout) influant sur la sorption-desorption des ETM et leur complexation en solution. Une étude antérieure ^[1] menée sur sol nu a montré dans des conditions standard d'expérimentation en pot (i.e. sol séché à l'air, tamisé et humecté à 90% de la capacité de rétention en eau) une forte variation de la concentration de Cd²⁺ en solution sous 21 jours. Cette forte variation a été attribuée à l'activité minéralisatrice de la microflore, en lien avec l'établissement de conditions anaérobiques locales. Aussi, dans ces conditions de culture, l'impact de l'activité minéralisatrice de la microflore sur le prélèvement végétal est fortement suspecté, d'autant que l'activité microbienne est exacerbée dans la rhizosphère. La prise en compte des variations de concentration de Cd²⁺ en solution au cours de la culture, à travers le calcul d'exposition, pourrait améliorer la prédiction du prélèvement de Cd par le végétal. Notre étude vise à tester cette hypothèse dans des conditions susceptibles de générer une activité microbienne contrastée.

Matériels et méthodes

Une culture de laitue (*Lactuca sativa* cv. Appia) en vase de végétation a été menée pendant 28 jours sous conditions contrôlées (jour/nuit: 16h/8h, 20 °C/18 °C, 300 μmol photons m⁻² s⁻¹, humidité relative 75%). Afin de favoriser l'établissement d'activités microbiennes contrastées, la culture a été menée sur 3 sols de teneur en matière organique différente (1 à 7%) incubés à trois températures (10, 20 et 30 °C). Les sols sont issus de la zone agricole de Mortagne du Nord et sont contaminés en Zn et Cd. Conservés secs ils ont été humectés pour la culture à 90% de leur capacité de rétention par ajout de solution nutritive, de manière à apporter 50 mg NH₄NO₃ kg⁻¹ sol équivalent sec. Une incubation préalable des pots durant 14 jours a été respectée avant repiquage de manière à s'affranchir du flush d'activité microbienne lié à l'humectation d'un sol sec.

Au cours de la culture, la solution de sol a été prélevée hebdomadairement au moyen de Rhizon[®]. L'activité minéralisatrice de la microflore a été évaluée rapport aux évolutions des concentrations en carbone (organique et inorganique) et en agents oxydants (NO₃⁻, Mn, Fe, SO₄²⁻). La concentration en Cd²⁺ a été déterminée à partir de la concentration totale en Cd et de la fraction libre de Cd mesurée par échange d'ion ^[2].

Le calcul d'exposition (E) des racines au cadmium repose sur l'indexation au cours de la culture des variations de concentration de Cd^{2+} en solution (C) sur l'accroissement de la surface racinaire (S). Il repose sur l'équation 1 :

$$E = \sum_{t=0}^D \frac{C(t) * S(t) / S_D}{D} \quad (1)$$

où D correspond à la durée de la culture (en jour) et S_D correspond à la surface racinaire évaluée à la récolte à l'aide du logiciel WinRHIZO®. La cinétique de croissance de la surface racinaire a été supposée exponentielle au cours de la culture et les variations de concentration de Cd^{2+} en solution ont été supposées linéaires entre deux prélèvements.

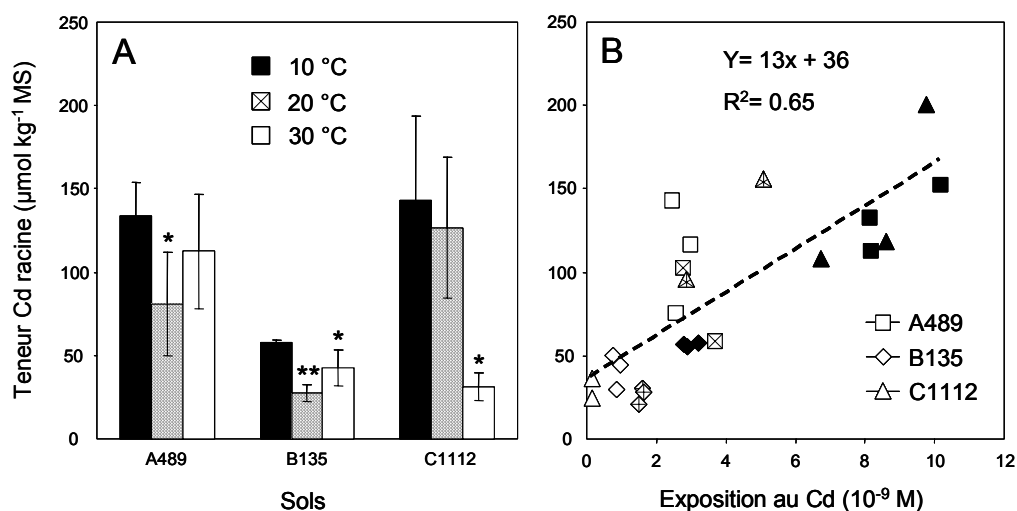
Résultats

L'évolution des concentrations en agents oxydants (NO_3^- , Mn, Fe, SO_4^{2-}) montre l'établissement de conditions anaérobies locales dans les 3 sols. Le sol le plus organique (C1112) est le siège de l'établissement des conditions anaérobies locales les plus strictes, caractérisées par la réduction microbienne des sulfates. L'impact de la température d'incubation sur l'activité minéralisatrice de la microflore est visible dans les 3 sols. A haute température, la concentration en carbone organique dissout témoigne d'une dégradation accrue de la matière organique et les concentrations en agents oxydants de l'établissement de conditions plus réductrices.

La concentration de Cd^{2+} en solution décroît dans les 3 sols au cours des 21 derniers jours de culture. L'impact de la température d'incubation sur la dynamique de Cd se traduit par une diminution de la concentration de Cd^{2+} en solution aux températures élevées, particulièrement dans le sol organique (C1112) où la concentration de Cd^{2+} chute drastiquement à 30 °C en relation avec la réduction des sulfates et la précipitation de Cd.

La teneur racinaire en Cd des laitues en fin de culture (Figure A) montre un effet de la température d'incubation sur le prélèvement, que nous supposons entièrement relié à l'activité minéralisatrice de la microflore. Cet effet se traduit par une diminution de la teneur racinaire en Cd des plantes cultivées sur les sols incubés à 20 et/ou 30 °C. Cet effet n'est néanmoins pas continu et son intensité varie suivant les sols.

La relation entre l'exposition et la teneur en Cd des racines (Figure B) est commune aux 3 sols et aux 3 températures d'incubation. Elle témoigne de l'intérêt d'intégrer les variations temporelles de concentration en Cd^{2+} , supposées liées à l'activité de la microflore, en vue de prédire le prélèvement de Cd par la plante.



[1] Cornu et al. (2007), *Chemosphere*, soumis. [2] Schneider A., 2006, *JEQ*, 35, 394-401.

Transfert des éléments traces métalliques du sol à la plante dans une parcelle viticole de Champagne (Marne, France)

Chopin Edith¹, Marin Béatrice¹, Mkoungafoko Raoul¹ et Delannoy Emilie¹

1: EA 3795, GEGENA (Université de Reims Champagne-Ardenne), 2 Esplanade Roland Garros, 51100 REIMS, edith.chopin@univ-reims.fr

Introduction

La présente étude s'insère dans le cadre du projet TRANSPOLL (contrat d'Objectifs AQUAL) qui vise à étudier le transfert des éléments traces métalliques (ETM) par ruissellement et érosion diffuse, ainsi que par infiltration, dans le bassin versant de la Vesle.

La mobilité et la biodisponibilité des ETM associés aux matières fertilisantes et autres produits anthropiques apportés aux sols agricoles conditionnent leur absorption par la végétation et la pérennisation des cultures. De plus, le piégeage des ETM par la plante peut limiter la contamination des eaux superficielles et souterraines et constitue donc une troisième composante à prendre en compte dans l'étude du transfert des ETM.

Matériels et méthodes

L'étude a été menée dans une parcelle viticole de Mailly-Champagne (sud de Reims) développée sur un substrat crayeux et soumise à un apport en compost urbain en 1986. Le sol et les racines (radicelles et racines de diamètre supérieur à 2 mm) de *Vitis vinifera* L. ont été prélevés en cinq points à deux profondeurs (subsurface, 10 cm et limite sol/substrat, 40 cm) durant l'hiver 2006.

Le contenu total en Cu, Pb et Zn a été déterminé dans le sol et les racines. La concentration totale dans les sols ne permettant pas d'évaluer la mobilité et la biodisponibilité des ETM, leur répartition géochimique parmi différentes phases solides du sol a été déterminée grâce à la procédure d'extractions séquentielles recommandée par le BCR.

Résultats et discussion

Les concentrations totales en Cu, Pb et Zn dans les sols montrent qu'ils sont relativement contaminés et homogènes avec la profondeur (Tableau 1). A l'inverse, les concentrations et les taux d'accumulation en ETM dans les radicelles, et dans une moindre mesure dans les racines de diamètre supérieur à 2 mm, présentent une nette diminution verticale (Tableau 1). Ceci traduit une absorption des ETM par la plante plus importante en subsurface qu'en profondeur.

L'accumulation en ETM est systématiquement plus forte dans les radicelles. Leur participation aux apports en éléments essentiels (Cu et Zn) est donc plus importante que celle des racines de diamètre supérieur à 2 mm mais leur contribution à la contamination en éléments toxiques (Pb) sera également plus forte. De plus, l'accumulation préférentielle de Zn et Cu au détriment de Pb par les racines répond typiquement aux besoins de la plante.

La répartition géochimique de Cu, Pb et Zn parmi les fractions acido-soluble (échangeable et carbonates), réductible (oxy-(hydr)oxydes de Fe et Mn), oxydable (matière organique et sulfures) et résiduelle (minéraux primaires) est présentée sur la figure 1. Les trois premières fractions sont susceptibles de libérer les ETM associés lors de changements des conditions physico-chimiques du milieu. La dernière fraction peut être considérée comme étant immobile. L'absorption de Zn et Cu par la plante serait conditionnée par les parts

significatives de ces deux éléments dans la fraction acido-soluble (Zn) et oxydable (Cu). Cependant, l'activité racinaire pourrait contribuer au transfert sol-plante par désorption, acidification et/ou oxydation dans la rhizosphère. La localisation préférentielle de Pb dans la fraction réductible et sa toxicité seraient à l'origine de son absorption négligeable par les racines. Ainsi, la mobilité et la biodisponibilité de Cu, Pb et Zn seraient conjointement régies par la répartition géochimique des ETM dans les sols et les besoins de *Vitis vinifera L.*

Tableau 1 : Concentrations totales de Cu, Pb et Zn dans les sols et les racines (moyenne ± écartype) et taux d'accumulation dans les racines (concentration dans les racines/concentration dans le sol).

		Concentration totale (mg.kg ⁻¹)			Taux d'accumulation		
		Cu	Pb	Zn	Cu	Pb	Zn
	Sol	226 ± 28	122 ± 23	272 ± 85			
10 cm	Radicelles	60 ± 14	4,5 ± 2,2	126 ± 39	0,25	0,03	0,42
	Racines > 2 mm	17 ± 5	1,4 ± 0,6	49 ± 15	0,07	0,01	0,15
	Sol	248 ± 51	83 ± 36	223 ± 82			
40 cm	Radicelles	35 ± 7	1,3 ± 0,9	33 ± 9	0,16	0,02	0,19
	Racines > 2 mm	19 ± 7	0,3 ± 0,2	23 ± 5	0,09	0,003	0,11

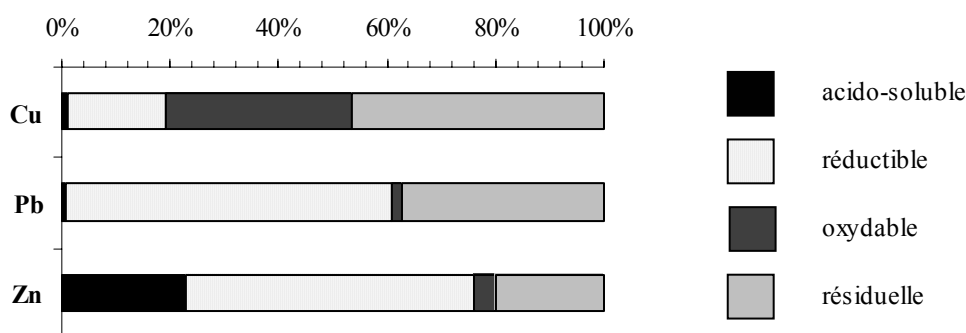


Figure 1 : Répartition géochimique de Cu, Pb et Zn dans les sols, exprimée en pourcentage relatif par rapport au contenu total.

Conclusions et perspectives

L'étude de la concentration totale en Cu, Pb et Zn dans les sols et les parties souterraines de *Vitis vinifera L.* a montré que le métabolisme racinaire est différent en subsurface et en profondeur et que les racinelles contribuent de manière plus importante à l'absorption élémentaire que les racines de diamètre supérieur à 2 mm. L'absorption des ETM par la plante est fonction de la répartition géochimique des ETM parmi les différentes fractions solides du sol et des besoins nutritifs. L'impact de l'activité racinaire sur la mobilité des ETM devra être précisé.

La détermination des concentrations en Cu, Pb et Zn dans les parties aériennes de la vigne (feuilles et fruits) permettra d'étudier leur transfert dans la plante, son impact sur la chaîne alimentaire et ses éventuelles conséquences économiques. De plus, l'impact positif des pratiques agricoles (enherbement), en vue de la réduction du ruissellement et de l'érosion, pourrait être mis en exergue en étudiant les contenus métalliques dans les graminées et la compétition entre les deux espèces végétales.

Réactivité de différentes bougies poreuses vis-à-vis de composés traces organiques contenu dans une solution de sol.

Bodineau G₍₁₎, Debrick A₍₁₎, Barriuso E₍₁₎, Houot S₍₁₎, Deschamps M₍₁₎, Benoit P₍₁₎, et Rampon JN₍₁₎

UMR Environnement et Grandes Cultures, INRA-INA-PG, 78850 Thiverval-Grignon,
Guillaume.bodineau@grignon.inra.fr

Introduction

Dans le cadre du programme Qualiagro nous souhaitons suivre la qualité des eaux qui percolent au travers du sol. Parmi les nombreuses techniques d'échantillonnage de ces eaux (Cheverry, 1983 ; Litaor, 1988 et Grossmann et Udluft, 1991), nous avons choisi d'installer trois types de bougie poreuse. Les trois types de bougie diffèrent par de nombreux paramètres et notamment par leurs matériaux constitutifs (céramique, PTFE quartz et inox). Différents auteurs (Hansen et Harris, 1975 ; Creasey et al, 1988 ; Mcguire et al, 1992 ; Capri et al, 1992 ; Perrin-Ganier et al, 1993 et Perrin-Ganier et al, 1994) ont montré que la solution prélevée était altérée par les bougies elles-mêmes. Plusieurs processus sont avancés pour expliquer cette altération : capacité d'échange cationique de la bougie, adsorption, contamination, effet de tri. Ces processus sont fonction des propriétés physico-chimiques des molécules (poids moléculaire, coefficient de partage octanol eau (Log K_{ow}) et solubilité) mais aussi de la teneur en carbone organique et du pH des solutions de sol (Perrin-Ganier et al, 1993 et Perrin-Ganier et al, 1994).

Dans cette étude, nous nous intéresserons à la réactivité des matériaux constituant les bougies poreuses vis-à-vis de certains pesticides et hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).

Matériels et méthodes

Les tests de réactivité des bougies poreuses (céramique, PTFE quartz et inox) ont été réalisés sur des bougies poreuses montées de façon identiques à celle installées au champ. Les concentrations de chaque molécule ont été déterminées avec la méthode de scintillation en milieu liquide avec utilisation de molécules marquées au carbone 14 (¹⁴C) (compteur Packard Tri-Carb 2100TR). Des solutions aqueuses de nitrate de calcium Ca(NO₃)₂ de concentration 10⁻³ mol.L⁻¹ et de pH = 5,5 (mesuré) sont préparées pour chaque molécule à tester (sept pesticides : Amitrole, Sulcotrione, Glyphosate, 2,4-D, Atrazine, Diflufenican, Isoproturon et deux HAP : Phénanthrène et Fluoranthène). Le nitrate de calcium est utilisé comme électrolyte et les concentrations de chaque molécule sont fonction de leur solubilité et de leur activité spécifique. L'expérimentation s'effectue en trois étapes : le prélèvement de la solution contenant la molécule à étudier pour mesurer l'adsorption de la molécule par la bougie (Etape 1), le rinçage de la bougie avec la solution de Ca(NO₃)₂ sans molécule pour caractériser les cinétiques de désorption des molécules éventuellement adsorbées sur la bougie (Etape 2) et le nettoyage au méthanol pour désorber les molécules éventuellement restées adsorbées dans la bougie (Etape 3).

Résultats Discussion

Les résultats peuvent être exprimés en taux de passage au travers de la bougie. Les premiers tests réalisés avec la bougie en céramique et les neuf molécules tendent à montrer que nous avons deux grands types de comportement. Les molécules fortement adsorbées dont le taux de passage après étape 1 est inférieur à 40% avec des log K_{ow} ≥ 4,57 (ex : phénanthrène) et les molécules faiblement adsorbées dont le taux de passage après l'étape 1 est supérieur à 92% avec des log K_{ow} ≤ 2,5 (ex : atrazine). La réactivité des bougies en inox et

PTFE quartz a été testée avec une molécule de chaque grand type de comportement, l'atrazine et le phénanthrène.

Pour les trois types de bougie, la concentration initiale de l'atrazine est atteinte avant la fin de la première étape. Cependant, les cinétiques d'adsorption et de désorption sont différentes. L'adsorption de l'atrazine (étape 1) augmente dans l'ordre inox < céramique < PTFE quartz et la rapidité de désorption (étape 2) de l'atrazine augmente dans l'ordre PTFE quartz < céramique < inox. Après l'étape 3, les concentrations en atrazine sont proches de zéro pour les trois types de bougies.

L'adsorption du phénanthrène augmente dans l'ordre inox < céramique < PTFE quartz et la rapidité de désorption du phénanthrène augmente dans l'ordre PTFE quartz < céramique < inox. A la fin de l'étape 3, du phénanthrène est détecté dans le méthanol. L'importance du piégeage du phénanthrène dans les bougies augmente dans l'ordre inox < céramique < PTFE quartz.

Les différents tests nous ont permis de mesurer les volumes minimums à prélever avant de conserver les solutions de sols en fonction des molécules à analyser. Le premier groupe de molécules (taux de passage au travers de la bougie en céramique supérieur à 92% et $\log K_{ow} \leq 2,5$) sont des molécules faiblement piégées dans la bougie et nécessitent moins de 260 mL de prélèvement pour retrouver une concentration en molécule équivalente à la solution initiale. Ces molécules sont le 2,4-D, l'amtrole, l'isoproturon, la sulcotrione et l'atrazine. Le second groupe (taux de passage au travers de la bougie en céramique inférieur à 40% et $\log K_{ow} \geq 4,57$) sont des molécules fortement piégées par la bougie et nécessitent plus de 840 mL de prélèvement de la solution pour obtenir la concentration initiale. Ces molécules sont le diflufenican, le phénanthrène et le fluoranthène.

Conclusion

Cette étude a permis de comparer les réactivités de trois types de bougie poreuse (céramique, PTFE quartz et inox) vis-à-vis de composés traces organiques. Globalement, les deux groupes de molécules étudiées (taux de passage au travers de la bougie en céramique inférieur à 40% et supérieur à 92%) s'adsorbent plus sur la bougie en PTFE quartz que sur la bougie en céramique et que sur la bougie en inox poreux. Cette adsorption est réversible. Enfin, il s'avère nécessaire de ne pas conserver les premiers échantillons prélevés in situ, quelque soit le type de bougie utilisé.

Références

- Capri E., Ghebbioni C. et Trevisan M., 1992 – Evaluation of herbicide-cup interaction in soil water sampler. *Fresenius Envir Bull*, 1 : 670 – 675.
- Cheverry C., 1983 – L'extraction de la solution du sol par la biais de bougies poreuses : Une synthèse bibliographique des problèmes méthodologiques posés par ces dispositifs. *Bulletin du GFHN*.
- Creasey C.L. et Dreiss S.J., 1988 – Porous cup samplers : Cleaning procedures and potential sample bias from trace element contamination. *Soil Science*, Vol 145 (2) : 93 – 101.
- Grossmann J. et Udluft P., 1991 – The extraction of soil water by the suction-cup method : a review. *Journal of Soil Science*, 42 : 83 – 93.
- Hansen E.A. et Harris A.R., 1975 – Validity of Soil-Water Samples Collected with Porous Ceramic Cups. *Soil Sci Soc Am Proc*, Vol 39 : 528 – 536.
- Litaor I., 1988 – Review of Soil Solution Samplers. *Water resources research*, vol 24 (5) : 727 – 733.
- McGuire P.E., Lowery B. et Helmke P.A., 1992 – Potentiel Sampling Error : Trace Metal Adsorption on Vacuum Porous Cup Samplers. *Soil Sci Soc Am J*, Vol 56 : 74 – 82.
- Perrin-Ganier C., Schiavon M., Portal J-M., Breuzin C. et Babut M., 1993 – Porous cups for pesticides monitoring in soil solution – Laboratory tests. *Chemosphere*, 26 (12) : 2231 – 2239.
- Perrin-Ganier C., Schiavon M., Portal J-M., Babut M. et Breuzin C., 1994 – Alteration of pesticide content in the soil solution collected by a porous cup. *Chemosphere*, 29 (1) : 63 – 70.

Suivi isotopique (^{18}O , D et ^{15}N) du lessivage des nitrates sous culture de pommes de terre au Québec

Macaigne Peggy¹, Anctil François², Parent Léon-Etienne³

*Département de génie civil, Université Laval-Faculté des Sciences et de Génie, G1K 7P4
Québec, Canada, peggy.macaigne.1@ulaval.ca*

*Département de génie civil, Université Laval-Faculté des Sciences et de Génie, G1K 7P4
Québec, Canada, Francois.Anctil@gci.ulaval.ca*

*Département des sols et d'agroalimentaire, Université Laval-Faculté des Sciences et de
Génie, G1K 7P4 Québec, Canada, leon-etienne.parent@sga.ulaval.ca*

Introduction

L'étude a lieu au Québec dans la région de Portneuf sous culture de pommes de terre. L'objectif est de suivre l'impact sur le rendement et sur l'environnement de différentes quantités d'engrais azotés appliquées au champ grâce aux isotopes stables dans le but de réduire efficacement les amendements de l'agriculteur. Les isotopes stables sont utilisés dans cette étude afin d'investiguer directement les déplacements dans le sol des nitrates et de l'eau de pluie.

Matériels et Méthodes

La première méthode isotopique utilise les applications d'engrais du producteur, enrichies en azote 15 (^{15}N) au début de la saison 2005 afin de retracer directement le déplacement de l'engrais en profondeur. Six échantillons de sols ont été prélevés tous les dix centimètres entre 0 et 80 cm de profondeur au centre de la butte de pomme de terre et dans l'entre-rang. Ces profils de sols ont été échantillonnés durant plusieurs périodes de l'année : à la fin de l'hiver 2005, à trois moments de la saison 2005 et au printemps 2006. Huit plants de pommes de terre ont également été prélevés à chaque période d'échantillonnage durant la saison afin de déterminer la partie de l'engrais prélevée par la plante. Les analyses isotopiques concernant le ^{15}N du sol et des plantes sont en cours, les résultats seront présentés lors de la présentation. Cette première méthode nous permet de faire un suivi détaillé du déplacement de l'engrais dans le sol et de son utilisation par la plante au cours de la saison.

La seconde méthode utilise conjointement les isotopes stables de l'eau, le deutérium (D) et l'oxygène 18 (^{18}O), afin de corréliser la signature isotopique du sol à celle de la pluie et de la neige, en utilisant leur sensibilité aux variations de températures. Les précédents travaux concernant le lessivage des nitrates en contexte de sol gelé pendant l'hiver et de débâcle au printemps, comme c'est le cas au Québec, ont montré que l'azote résiduel du sol observé à l'automne, a complètement disparu le printemps suivant (Milburn and Richards, 1994). L'impossibilité d'échantillonner le sol gelé sur un mètre pendant l'hiver, justifie l'utilisation des isotopes stables de l'eau en tant que traceur du déplacement des nitrates. La pluie a été échantillonnée tous les 15 jours entre l'automne 2004 et le printemps 2006 ; les valeurs sont comprises entre -18 et -6 ‰ pour $\delta^{18}\text{O}$ et entre -128 et -37 ‰ pour le deutérium. Des profils ont été prélevés dans la neige accumulée au champ à la fin des hivers 2005 et 2006, juste avant la fonte des neiges ; les valeurs sont comprises entre -20 et -15 ‰ pour $\delta^{18}\text{O}$ et entre -111 et -143 ‰ pour le deutérium. Des profils de sol ont été échantillonnés au champ durant la saison 2005 et au printemps 2006. L'eau du sol a été extraite par distillation sous vide (Araguas-Araguas et al., 1995). Les échantillons sont en cours d'analyse par spectrométrie de masse et les résultats seront présentés lors de la présentation. L'ensemble de ces échantillons de pluie, de neige et de sol nous permet d'abord de suivre le déplacement de la pluie en profondeur au cours de la saison et d'en déduire le cheminement des nitrates. Il nous permet ensuite d'estimer la participation de la neige au lessivage du sol lors de la fonte au printemps.

Conclusion

L'utilisation conjointe des isotopes stables de l'eau et d'un enrichissement en ^{15}N de l'engrais azoté dans un contexte de culture non irriguée et de gel du sol en hiver, où il est difficile de retracer les pertes de nitrates en profondeur par des outils classiques, se révèle un outil précis et pertinent compte tenu de l'affinité des nitrates et de l'eau. Les relations entre les signatures isotopiques de l'eau du sol et les précipitations pour le deutérium et ^{18}O ainsi que le suivi de l'engrais enrichi en ^{15}N durant la saison 2005 seront exposés lors de la présentation.

Araguas-Araguas, L., K. Rozanski, R. Gonfiantini and D. Louvat 1995. Isotope effects accompanying vacuum extraction of soil water for stable isotope analyses. *Journal of Hydrology* 168: 159-171.

Milburn, P. and J. E. Richards 1994. Nitrate Concentration Of Subsurface Drainage Water From A Corn Field In Southern New-Brunswick. *Canadian Agricultural Engineering* 36(2): 69-78.

Suivi au champ de la qualité des eaux de lixiviation d'un sol limoneux soumis à des apports de composts d'origine urbaine : premiers résultats

Bodineau G.¹, Benoit P.¹, Houot S.¹, Cambier P.², Jaulin A.², Rampon J.N.¹, Proix N.³, Caria G.³, Deschamps M.¹, Labat C.¹, Barriuso E.¹, Le Villio-Poitrenaud M.⁴

¹ UMR Environnement et Grandes Cultures, INRA-INA-PG, 78850 Thiverval-Grignon, bodineau@grignon.inra.fr; ² UR PESSAC Physicochimie et Ecotoxicologie des Sols d'Agrosystèmes Contaminés, INRA, 78000 Versailles, cambier@versailles.inra.fr; ³ Laboratoire d'Analyse des Sols, INRA, 62000 Arras, proix@arras.inra.fr; ⁴ CRP (Centre Recherches sur la Propreté), Veolia Environnement R&D, 78520 Limay poitrenaud@veolia.com

Introduction :

Dans les zones agricoles périurbaines, les produits résiduaux organiques (PRO) tels que les composts de déchets organiques (déchets verts, boues de stations d'épuration, ordures ménagères fermentescibles) représentent une source importante de matières organiques (MO) et sont utilisés pour leur valeur d'amendement organique et/ou leur valeur fertilisante. Les effets du recyclage des PRO sont avant tout associés aux apports de MO: stimulation globale des populations microbiennes, effets sur l'activité de la faune du sol, augmentation des teneurs en MO des sols, amélioration des propriétés physiques et chimiques associées aux quantités de MO (rétention en eau, stabilité de la structure, CEC...) et à leur dynamique (minéralisation des éléments fertilisants comme l'azote). Les effets sur les propriétés physiques des horizons de surface peuvent entraîner des modifications du fonctionnement hydrique, donc des flux potentiels de polluants soit vers les eaux de surface par érosion et ruissellement, soit vers les eaux souterraines par lixiviation des composés hydrosolubles et lessivage de colloïdes porteurs potentiels des polluants. En modifiant la dynamique de la MO dans les sols, les apports de composts peuvent également modifier la spéciation des micropolluants inorganiques (éléments traces métalliques) et organiques (pesticides utilisés dans les traitements phytosanitaires des cultures, composés traces organiques) et donc avoir des conséquences sur leur biodisponibilité, leur mobilité potentielle et leur transfert vers les eaux.

L'essai au champ QUALIAGRO a été initié en 1998 pour évaluer les effets d'apports de composts d'origine urbaine sur la qualité des différents compartiments d'un agrosystème (sol, plante, eau, air). Nous présentons ici les premiers résultats obtenus sur les transferts par lixiviation d'éléments majeurs et de micropolluants organiques et minéraux.

Matériels et Méthodes :

Trois parcelles ont été instrumentées en 2004 pour suivre les flux d'eau (TDR, tensiomètres) et de solutés (bougies poreuses à -40 et -100 cm, lysimètres à mèches à -40 cm). Des bougies en Téflon/Quartz sont utilisées pour le suivi des ETM, des bougies en céramique sont utilisées pour les pesticides et les éléments majeurs, cations, anions et carbone organique dissous. Les traitements considérés sont le traitement Témoin ne recevant pas de compost, le traitement DVB (compost de boue d'épuration urbaine en mélange avec des déchets verts) et le traitement OMR (compost de fermentescibles obtenus par tri mécanique sur la plate-forme de compostage). Les parcelles sont cultivées selon une rotation maïs/blé et reçoivent l'équivalent de 4 T de C/ha tous les deux ans après la récolte de blé. Le dernier apport a eu

lieu début septembre 2004; les composts ont été incorporés au sol par une opération de déchaumage le lendemain de l'épandage, puis par un labour deux mois plus tard.

Au cours des hivers 2005 et 2006, les eaux des lysimètres et les différentes bougies poreuses ont été collectées après chaque période pluvieuse importante et aliquotées. A chaque fois, la totalité du volume recueilli par chaque lysimètre est prélevé et pesé, ce qui permet de connaître les volumes percolés pendant la période séparant deux prélèvements. Après mesure du pH, les concentrations en anions majeurs sont mesurées par électrophorèse capillaire sur des aliquotes filtrés, les cations (majeurs et traces) sont analysés par spectrométrie d'absorption atomique ou ICP sur des aliquotes acidifiés. Une autre partie de la solution est congelée pour analyses du COT dissous et des résidus d'herbicides. L'atrazine, encore utilisée sur les parcelles en maïs jusqu'en 2003 et l'isoproturon, herbicide utilisé sur blé, ont été recherchés de façon systématique tout comme leurs produits de dégradation: deséthyl-atrazine isopropylphenyl-méthyl-urée et 4-isopropylphenyl-urée (LC-MS-MS, Institut Pasteur Lille).

Résultats et Discussion :

Une différenciation des traitements est observée pour les volumes d'eau recueillis par les lysimètres à mèche avec un drainage cumulé Témoin > OMR >> DVB. Ce résultat est en accord avec les profils tensiométriques et de teneurs en eau montrant une reprise du drainage plus précoce dans la parcelle témoin. L'année de l'enfouissement des composts, des mesures de conductivité hydraulique au voisinage de la saturation ont par ailleurs montré des conductivités plus élevées dans le sol témoin que dans les sols amendés. Dans les parcelles recevant du compost, les concentrations en COT des solutions recueillies lors des premiers épisodes de drainage sont supérieures par rapport au traitement témoin. En raison du plus faible drainage dans la parcelle DVB, les flux de carbone organique dissous sont plus faibles que dans les parcelles Témoin et OMR. La composition chimique de l'eau collectée par les bougies diffère de celle récupérée par les lysimètres à la même profondeur (40 cm) mais des tendances comparables sont observées. Les concentrations en anions et cations majeurs des solutions recueillies à 40 cm sont significativement plus élevées pour les traitements avec composts. Elles diminuent la seconde année, ce qui occasionne une forte baisse des flux d'éléments lixiviés (nitrate, calcium). Cette baisse est observée pour tous les traitements. Elle est en partie expliquée par les prélèvements de la culture de blé d'hiver.

parcelle	année	Drainage /mm	COT /kg ha ⁻¹	NO ₃ /kg ha ⁻¹	Ca /kg ha ⁻¹	Zn /g ha ⁻¹	Cu /g ha ⁻¹	Cd /g ha ⁻¹	IPU /g ha ⁻¹
DVB	2005	95 ± 9	10.6 ± 0.7	535 ± 27	200 ± 13	17.0 ± 3.6	3.6 ± 0.1	0.4 ± 0.1	-
	2006	94 ± 8	9.2 ± 0.5	160 ± 9	141 ± 2	En cours	En cours	En cours	< 0.05
OMR	2005	148 ± 10	19.5 ± 0.1	468 ± 8	232 ± 13	103 ± 82	10.2 ± 1.4	0.3 ± 0.1	-
	2006	99 ± 5	9.9 ± 0.1	205 ± 2	144 ± 3	En cours	En cours	En cours	<0.05
Témoin	2005	173 ± 3	18.6 ± 1.3	450 ± 67	175 ± 9	9.2 ± 8.2	7.8 ± 0.2	0.4 ± 0.0	-
	2006	147 ± 9	12.0 ± 1.2	80 ± 8	80 ± 23	En cours	En cours	En cours	2.9 ± 0.2

Tableau 1 : Flux d'eau et d'éléments quittant les horizons 0-40 cm en 2005 (janvier-mai) et 2006 (janvier-avril), moyennes de 2 lysimètres par traitement

En 2005, les concentrations en Cu et Zn sont plus élevées dans les eaux de la parcelle OMR, mais ne diffèrent pas entre témoin et DVB. Elles restent inférieures aux concentrations classiquement rencontrées dans les eaux de surface sauf à une date et un lysimètre dans la parcelle OMR pour le Zn. Une forte variabilité des flux de Zn est observée entre lysimètres d'une même parcelle (OMR et témoin). Les flux de Cu les plus élevés sont observés dans la parcelle OMR et les plus faibles dans la parcelle DVB. Ceux de Cd sont similaires dans les trois traitements. En 2006, les données lysimétriques concernant l'isoproturon suggèrent une mobilité réduite dans les parcelles amendées en composts. Ces premières informations seront

à confirmer par un suivi sur plusieurs années. L'analyse des éléments majeurs comme des matières organiques dissoutes doit servir à expliquer les différences de mobilité de certains micropolluants selon les apports et le type de compost.

Transfert sol-plante de polluants organiques persistants : cas des organoétains

Heroult Julien¹, Bueno Maïté¹, Denaix Laurence², Lespes Gaëtane¹

¹ Laboratoire de Chimie Analytique Bio-Inorganique et Environnement- UMR CNRS 5034 – CURS - Avenue de l'Université, F-64013 PAU cedex, France.

² UMR TCEM, Equipe Biogéochimie des Eléments Traces, INRA – Centre Bordeaux Aquitaine - Avenue E. Bourleaux, BP 81, F-33883 VILLENAVE D'ORNON cedex, France.

Introduction

Les composés organiques de l'étain, ou organoétains (OTC), sont couramment présents dans les sols de culture. Les voies de contamination sont très diverses. Ils peuvent être introduits par pulvérisation de pesticides ou par épandage de boues de station d'épuration mais aussi via l'irrigation par des eaux contaminées. Compte tenu de leur toxicité et de leur action biocide non spécifique, ils présentent un danger pour l'écosystème et pour l'Homme. Il est donc primordial de connaître le devenir des OTC après leur introduction dans un sol. Toutefois, peu d'informations existent sur la rémanence des organoétains dans les sols. Le présent travail s'est focalisé sur la cinétique de dégradation de 6 organoétains les plus fréquemment trouvés dans l'environnement, pendant une période de 90 jours.

Matériel et méthode

Les six organoétains considérés sont : le monobutylétain (MBT), le dibutylétain (DBT), le tributylétain (TBT), le monophénylétain (MPhT), le diphénylétain (DPhT) et le triphénylétain (TPhT). Leurs persurances ont été étudiées dans deux horizons de surface de Podzols de même composition mais présentant des pH différents. Le premier sol, forestier, présente un pH = 5,8 ; le second est un sol sous culture de maïs de pH = 4,6.

Chacun des deux sols a été séparé en 6 aliquots. Chaque aliquote a été dopée par un seul des 6 organoétains étudiés, à une concentration de 50 ng(Sn).g⁻¹. Les douze aliquotes ont ensuite été homogénéisées, puis, après un temps de repos de 1 h, ont été réparties en plusieurs pots de 20 g correspondant aux différents temps de prélèvement. Les pots ont alors été placés à l'obscurité, dans une étuve à 28°C, température optimale de développement des microorganismes. Ainsi la dégradation biotique a été privilégiée et la photodégradation minimisée. Enfin, les pots contenant les échantillons ont été prélevés dans l'étuve à intervalles réguliers et congelés à -80°C, en vue de la détermination de leurs teneurs en organoétains.

La technique de spéciation des OTC dans des échantillons de sol repose sur la chromatographie en phase gazeuse couplée au photomètre de flamme pulsée (GC-PFPD), détecteur spécifique de l'étain¹. Elle se décompose en trois étapes. La première est la mise en solution des organoétains à l'aide d'acide acétique glacial. La deuxième est une étape de dérivation combinant l'éthylation et l'extraction des organoétains dans un solvant organique apolaire (isooctane) afin de permettre leur analyse chromatographique. Enfin la dernière étape est l'analyse.

Cinétique de dégradation

Par le biais de la répétabilité analytique et des concentrations en OTC déterminées, l'homogénéité du dopage des échantillons a été vérifiée. Cette étude préliminaire permet de garantir des résultats justes, à la fois d'un point de vue de la préparation des sols (dopage, mise en pot) que d'un point de vue analytique.

Les résultats obtenus sur les deux sols sont très similaires. Pour chaque OTC, les cinétiques de dégradation ainsi que les temps de demi-vie sont semblables. Le pH, lorsqu'il est compris entre 4,6 et 5,8, ne semble donc pas influencer d'une façon significative la dégradation des OTC.

Dans un sol, la dégradation des organoétains dépend fortement de leur degré de substitution ainsi que de la famille à laquelle ils appartiennent. Ainsi, au sein d'une même famille, les OTC trisubstitués ont une persistance dans les sols plus courte que les disubstitués, qui se dégradent plus vite que les monosubstitués. De plus, les phénylétains présentent une dégradation plus rapide que les butylétains. Les temps de demi vie ont été estimés pour chacun des organoétains, ce qui permet de les classer par ordre croissant de rémanence (les temps de demi-vie sont indiqués entre parenthèse) :

TPhT (15-20 jours) < DPhT (25-35 jours) < TBT (45-55 jours) < DBT (85-90 jours) < MPhT (> 90 jours) < MBT (>90 jours).

Quatre des six OTC étudiés ont des temps de demi-vie supérieurs à 40 jours et sont encore détectés en quantités non négligeables (entre 20 et 35 ng(Sn).g⁻¹) dans le sol après 90 jours. Malgré les conditions d'expérimentation favorables à la dégradation des OTC, leur persistance dans un sol est donc importante.

Il est à noter qu'au sein d'une même famille, la toxicité des OTC dépend de leur degré de substitution. L'échelle de toxicité suivante est généralement admise pour les mammifères : R₃Sn⁺ > R₂Sn²⁺ > RSn³⁺, les butylétains présentant une toxicité plus grande que les phénylétains. En revanche, pour les microorganismes, les différentes formes phénylées sont caractérisées par une toxicité similaire et élevée, équivalente à celle du TBT. La grande rémanence des OTC dans les sols entraîne donc un risque non négligeable pour ces microorganismes. Le risque est moins important pour les mammifères, les composés les plus toxiques présentant les persistances les moins élevées.

La dégradation des OTC entraîne l'apparition de leurs produits de dégradation. Les processus de dégradation des organoétains sont connus. Ils se dégradent par clivage de la liaison Sn-C et perte successive des groupements organiques. Certains auteurs suggèrent cependant que les OTC trisubstitués peuvent se dégrader directement en monoorganoétains². Ces désalkylations ou désarylations successives peuvent aboutir à l'étain minéral (Sn). Hormis pour les espèces monosubstituées, la dégradation des OTC ne veut donc pas dire disparition de la toxicité. A l'exception des DPhT, issu de la dégradation du TPhT, tous les produits de dégradation sont toujours présents en quantité non négligeable dans les sols après 90 jours. La dégradation totale des OTC en étain minéral dans un sol est donc un procédé très lent. Compte tenu de la toxicité de ces composés, leur impact environnemental, en particulier sur la qualité des sols, pourrait être très important.

Conclusion

Tous les butylétains ainsi que le monophénylétain sont toujours présents dans le sol en quantité non négligeable (entre 20 et 35 ng(Sn).g⁻¹) après 90 jours. Malgré les conditions de stockage favorables à leur dégradation par la voie biotique, la persistance des OTC est donc importante. Les composés monosubstitués ne se sont quasiment pas dégradés (leurs temps de demi vie sont supérieur à 90 jours) ce qui est préoccupant compte tenu de leur toxicité sur les microorganismes du sol. Afin d'évaluer l'impact des composés organostanniques via la chaîne alimentaire, des travaux complémentaires sont actuellement en cours au laboratoire en vue de permettre la comparaison entre persistance des OTC dans les sols et leur aptitude à être prélevés par les plantes cultivées sur des sols contaminés.

¹ A. Amirav, H. Jing, Anal. Chem. 67 (1995) 3305

² C. Marcic, I. Le Hecho, L. Denaix, G. Lespes, Chemosphere 65 (2006) 2322

Mise en évidence de la biodégradation de résidus liés de pesticide (2,4-D) dans un sol par traçage isotopique au ^{13}C

Lerch T. ^{(1,2)*}, **Dignac M-F.** ⁽¹⁾, **Barriuso E.** ⁽²⁾, **Mariotti A.** ⁽¹⁾

1. Laboratoire de Biogéochimie et Ecologie des Milieux Continentaux (UMR 7618), Bâtiment EGER, Campus INRA-INAPG, 78850 Thiverval-Grignon, France
(thomas.lerch@grignon.inra.fr)

2. Unité Environnement et Grandes Cultures, (UMR1091), Bâtiment EGER, Campus INRA-INAPG, 78850 Thiverval-Grignon, France

Introduction

La formation de résidus liés contribue à la persistance des pesticides dans les sols et, par voie de conséquence, à leur accumulation progressive. Pour prévenir des risques environnementaux, et en particulier des effets différés, il est nécessaire d'étudier la nature de ces molécules polluantes stabilisées et leur devenir sur le long terme. Plusieurs hypothèses ont été avancées pour expliquer la formation de ces résidus liés (Barriuso, 1994) : un piégeage physique dans des microsites, l'établissement de liaisons chimiques stables et l'incorporation dans la biomasse microbienne. Quelque soit le processus de stabilisation, une interrogation demeure en ce qui concerne leur biodégradabilité. Sur cette question, relativement peu d'études se sont penchées jusqu'ici (Racke et Lichtenstein, 1985 ; Khan et Bheki, 1990, Barriuso et al., 2004). L'inoculation d'une souche bactérienne dégradante ou l'addition de co-substrat énergétique ont été ainsi évoqués comme étant des facteurs stimulant la dégradation de ces résidus liés. Le couplage récent de l'analyse moléculaire et de la spectrométrie de masse isotopique permet d'une part d'identifier la nature des résidus de pesticides et d'autre part de caractériser la biomasse microbienne par l'intermédiaire de biomarqueurs lipidiques. Dans ce travail, la technique de traçage au ^{13}C a été utilisée pour étudier à la fois la dissipation globale du pesticide, la nature des résidus extractibles et non-extractibles aux solvants et les microorganismes spécifiquement impliqués dans la dégradation grâce aux biomarqueurs lipidiques (Tunlid et White, 1990).

Matériels et Méthodes

La molécule choisie pour cette étude est l'un des herbicides les plus répandus en agriculture, le 2,4-D (2,4-dichlorophénoxyacetic acid). Nous avons incubé un sol prélevé en plein champ (site des Closeaux, INRA Versailles) pendant 6 mois avec une dose initial de $10 \mu\text{g.g}^{-1}$ de ^{13}C -2,4-D marqué uniformément sur le noyau phénolique ($\delta^{13}\text{C}=3700\text{‰}$). Afin de suivre la dissipation totale du polluant, des mesures isotopiques globales (EA-IRMS) ont porté sur plusieurs fractions : CO_2 , biomasse microbienne, extraits obtenus successivement à l'eau, au méthanol, au dichlorométhane et sol résiduel. L'analyse moléculaire des lipides a été réalisée par GC-MS et GC-C-IRMS sur les deux fractions extraites aux solvants organiques. Les résidus non extractibles prélevés après 15 jours et 3 mois d'incubation ont été analysés en Pyrolyse-GC-c-IRMS, et remis en incubation avec ou sans ajout de sol frais afin de vérifier leur biodégradabilité en suivant le dégagement de CO_2 enrichi en ^{13}C .

Résultats et discussion

Après 8 jours d'incubation, un maximum de 7% de la quantité initiale de ^{13}C -2,4-D était incorporé dans la biomasse (figure 1). Après 1 mois, 55% du pesticide apporté était minéralisé et 45 % considéré comme stabilisé dans le sol sous forme de résidus liés. La caractérisation chimique de la fraction extractible aux solvants a permis de montrer que l'enrichissement en ^{13}C observé dans la biomasse était lié à l'utilisation du carbone du pesticide pour synthétiser des acides gras et non à la présence de résidus de 2,4-D bio-incorporés. Ceci suggère que le compartiment microbien ne doit pas être considéré comme un puits de pesticides. L'analyse par pyrolyse du sol extrait a montré la présence de métabolites (probablement 2,4-DCP), mais pas de 2,4-D. Après 6 mois, le CO_2 dégagé et la biomasse microbienne étaient toujours enrichis en ^{13}C , suggérant que ces résidus liés physiquement ou chimiquement dans la matrice du sol étaient encore dégradés par les microorganismes.

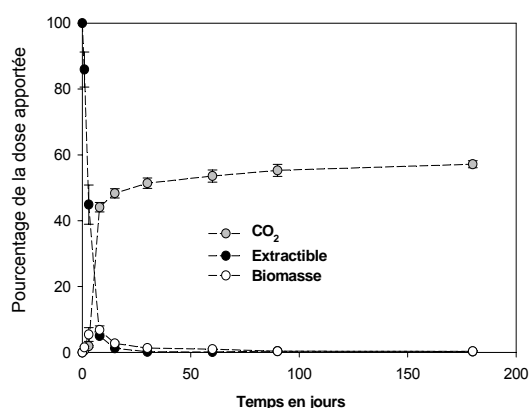


Figure 1 : Cinétique de dégradation du ^{13}C -2,4-D laissant apparaître un défaut de bilan : les résidus liés

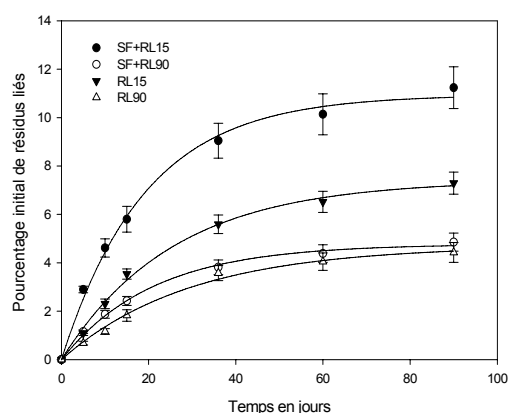


Figure 2 : Cinétique de minéralisation des résidus liés de ^{13}C -2,4-D selon l'âge des résidus et la présence de sol frais

La seconde incubation menée à partir de ces résidus liés a permis de confirmer que ces derniers étaient encore biodégradables (Figure 2). La vitesse de minéralisation dépend de leur âge, ce qui suggère que les processus de stabilisation évoluent entre 15 jours et 3 mois. L'apport de sol frais influençait essentiellement la minéralisation des résidus les plus jeunes, mais n'avait pas d'effet significatif sur les résidus plus âgés. Cette augmentation de l'activité microbienne est liée soit à l'apport de microorganismes (bioaugmentation), soit à l'apport de substances nutritives aux populations déjà présentes (biostimulation), soit aux deux processus simultanément. Cette étude montre d'une part la pertinence des techniques de traçage au ^{13}C pour l'étude conjointe de la stabilisation et de la biodégradation des résidus liés de pesticides, et d'autre part la nécessité de renouveler des incubations longues pour pouvoir un jour modéliser leur devenir à long terme.

- Barriuso, E. (1994). Pesticide Pollution Of Soils - Analytical Aspects. *Analysis* 22.
- Barriuso, E., Koskinen, W.C., and Sadowsky, M.J. (2004). Solvent extraction characterization of bioavailability of atrazine residues in soils. *Journal Of Agricultural And Food Chemistry* 52, 6552-6556
- Khan, S., and Bheki, R. (1990). Effects of *Pseudomonas* species on the release of bound ^{14}C -residues from soil treated with ^{14}C -atrazine. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 38, 2090-2093.
- Racke, K.D., and Lichtenstein, E.P. (1987). Effects of agricultural practices on the binding and fate of ^{14}C -parathion in soil. *Journal of Environmental Science and Health, B (Pesticides, Food Contaminants and Agricultural Wastes)* 22, 1-14.
- Tunlid A. et White D.C. (1990). Use of lipid biomarkers in environmental samples. *Analytical Microbiology Methods*, 259-274.

Survie et transfert de populations d'*Escherichia coli* d'origine bovine dans les sols de prairies subalpines pâturées : comparaison avec une population de bactéries rhizosphériques, les *Pseudomonas fluorescents*.

S. Texier¹, C. Prigent-Combaret², M.H. Gourdon¹, L. Jocteur-Monrozier², J. Poulenard¹, P. Quetin¹, Y. Moëgne-Loccoz², P. Faivre¹, J.M. Dorioz¹, D. Trevisan¹

¹Station Hydrobiologique Lacustre, UMR INRA CARTELE, Université de Savoie, 74203 Thonon-Les-Bains ;

²UMR CNRS 5557 Ecologie Microbienne, Université Claude Bernard (Lyon1), 69622 Villeurbanne

Introduction.

L'exploitation des prairies alpines pâturées par des troupeaux bovins laitiers représente un risque potentiel de pollution microbiologique des sols et de l'eau, via l'émission de bouses, riches en bactéries fécales. Peu de données sur la survie et la dynamique de transfert des bactéries fécales bovines dans le sol, suite à ce mode particulier d'inoculation, sont actuellement disponibles. Comme ces transferts concernent des milieux situés en tête de bassin versant, là où se constituent les ressources en eaux, la situation demande à être étudiée. Il s'agit de mieux comprendre l'impact des pratiques pastorales sur la qualité des sols et donc sur celle des eaux. *Escherichia coli* est une bactérie indicatrice de contamination fécale (norme AFNOR NF T 90-414), cette espèce étant normalement considérée comme un habitant transitoire des sols. Or des travaux récents ont montré que les populations d'*E. coli* pouvaient persister dans la rhizosphère des prairies de montagne (Vansteelant, 2003). Notre objectif est de déterminer si la rhizosphère des prairies subalpines pâturées représente un réservoir environnemental pour les bactéries fécales bovines et de mieux comprendre quels sont les facteurs impliqués dans la survie et la dispersion de ces organismes dans l'espace d'un alpage.

Méthodes.

Quatre stations pastorales (correspondant à des couverts végétaux et à des conditions édaphiques différents) ont été échantillonnées de l'été 2005 à l'automne 2006 dans le contexte d'un alpage en tête d'un bassin versant, dans le massif du Chablais en Haute-Savoie. On prélève divers compartiments du système sol-bouse : la bouse elle-même, la rhizosphère sous jacente (0-5cm), en situation aval par rapport à la bouse, la profondeur (20-25cm sous la bouse). Des techniques classiques de microbiologie (dénombrement MPN) ont été mises en œuvre afin de déterminer les effectifs des *E. coli* dans les bouses et dans les sols à différentes profondeurs. Des dénombrements de *Pseudomonas fluorescents* sont aussi réalisés, ces micro-organismes servant de modèle en tant que référence de populations bactériennes telluriques adaptées. Chaque prélèvement est par ailleurs conservé en vue d'analyser par DGGE, la diversité génétique des populations d'*E. coli* et de *Pseudomonas fluorescent*.

Résultats.

Les résultats montrent une omniprésence des *E. coli* (de l'ordre de 10^3 à 10^4 *E. coli*/g) dans les 1^{ers} cm de sol rhizosphérique, tout au long de l'année et ceci quelque soit le sol considéré. Contre toute attente, cette omniprésence se vérifie en effet dans des situations variables, sous les bouses ou en aval des bouses, aussi bien en hiver sous le manteau neigeux, qu'en été lors de la saison de pâture, que l'on soit dans des situations pastorale nitrophiles d'apport répétés de bouses (repositoires, végétations appétentes) ou en conditions de sols et de végétations acides, lorsque les stations pastorales sont peu visitées par les animaux. Des teneurs plus variables et généralement plus faibles ont en revanche été trouvées plus en profondeur, à -20 cm. Dans ces conditions « profondes », la répartition des bactéries fécales est plus aléatoire et c'est finalement le caractère filtrant ou confiné du sol qui semble jouer un rôle dans le maintien des *E. coli*. La richesse en matières organiques est également un facteurs déterminant : on trouve ainsi des effectifs élevés en profondeur dans les conditions fraîches et riches en matière organique. Les *Pseudomonas* fluorescents, quant à eux, présentent des teneurs stables et plus élevées (10^5 à 10^6 cellules/g) tout au long de l'année, justifiant ainsi leur statut de population de référence.

Conclusion.

La rhizosphère représente bien un environnement favorable à la survie d'*E. coli*. Les propriétés physico-chimiques des sols semblent être impliquées dans le maintien (ou le non-maintien) des bactéries fécales en profondeur. On émet l'hypothèse qu'il existe au moins deux types de populations bactériennes : une première, à priori non contaminante vis-à-vis de l'eau, serait stockée durablement par rétention-adsorption dans les premiers centimètres du sol ; une seconde, plus labile, serait engagée dans des transferts des sols vers l'eau, ceci avec des intensités variables selon l'hydrodynamique et les conditions biotiques des sols. Cette hypothèse est en cours de vérification, avec l'analyse de la diversité génétique des populations observées dans la rizosphère, plus en profondeur dans les sols, sur les sédiments et en suspension à l'exutoire du bassin. Ceci nous apportera sans doute des éclaircissements sur la dispersion et la dynamique de transfert des populations fécales à l'échelle des sols et du bassin versant. On pourra alors en déduire des conséquences opérationnelles en termes de prédiction des risques de contamination microbiologique et de facteurs et moyens de contrôle.

Impact des épandages de boues d'épuration urbaines sur des terres agricoles - Synthèse d'expérimentations menées en France

Denis Baize

INRA Orléans – Science du Sol - BP 20619 – 45166 Olivet cedex
denis.baize@orleans.inra.fr

L'épandage des boues d'épuration urbaines sur les sols agricoles est encore une pratique controversée, notamment par ce que ces boues contiennent des **éléments en traces** potentiellement toxiques (ETPT) qui pourraient s'avérer mobiles (danger de contamination des nappes phréatiques) ou phytodisponibles (danger de passage direct ou indirect dans notre chaîne alimentaire).

Il y a déjà du cadmium, du plomb, du zinc, du mercure etc. dans les végétaux cultivés sur des terrains agricoles "sans boues". On y dose ces métaux à l'état de traces. La vraie question est donc de savoir si les épandages de boues d'épuration urbaines font ou feront augmenter significativement les teneurs en ETPT dans les récoltes.

Cette note présente une synthèse des résultats d'un grand nombre d'études menées en France sur l'impact des épandages de boues sur la qualité des sols et sur la composition d'un produit agricole majeur dans la chaîne alimentaire humaine et de première importance économique : le grain de blé.

Quatre outils sont disponibles pour quantifier cet impact :

- le dosage des teneurs totales en ETPT dans le sol et leur suivi au cours du temps ;
- les extractions partielles réalisées sur échantillons de sols (en employant des sels neutres ou des réactifs complexants) afin d'évaluer l'abondance des formes chimiques les plus mobiles et les plus disponibles ;
- l'analyse directe de la composition des organes végétaux récoltés ;
- l'estimation des flux d'éléments traces apportés par les épandages de boues.

Cette communication, se focalisera surtout sur le cadmium car c'est l'ETPT le plus mobile et le plus phytodisponible. Comme le mercure et le plomb, le cadmium est très tributaire des activités humaines agricoles et industrielles. Sauf anomalies désormais bien connues et localisées, ses teneurs naturelles sont généralement très faibles dans les sols (de l'ordre de 0,10 à 0,15 mg/kg dans les horizons de surface) et les apports anthropiques de toutes origines ont souvent fait tripler ou quadrupler ces teneurs.

Résultats

Selon les époques, les expérimentations diffèrent totalement en ce qui concerne les tonnages et la composition des boues épandues et donc les **flux cumulés de cadmium** apportés. Trois grandes catégories d'essais ou d'observatoires doivent être distinguées.

1°) Décennies 1970-80. Épandages à fortes doses de boues très chargées en ETM, notamment en cadmium. Essais réalisés par l'INRA de Bordeaux à Couhins – Expérimentations avec des boues de la station d'Achères à Bézu-le-Guéry (sud de l'Aisne) - Observations dans le Vexin français.

Dans tous ces cas un impact notable a été mesuré sur les teneurs totales en Cd des sols récepteurs et sur la composition des grains de céréales. Il est vrai que les flux de cadmium ont été vraiment très importants, allant de 3.600 g/ha à 641.000 g/ha dans le cas extrême que représente l'essai de Couhins (avec des boues de la station d'épuration Louis Fargue).

2°) Épandages de boues chargées en cadmium industriel en Limousin (jusqu'en 1998) dans un contexte de sols acides.

Des augmentations de teneurs en cadmium (teneurs totales et extractions partielles au DTPA) ont été observées uniquement dans les sols des parcelles ayant reçu les flux de cadmium les plus importants (estimés entre 500 et 600 g de Cd/ha). Dans ces cas seulement, un impact est visible également sur la composition des grains de blé tendre.

3°) Expérimentations et observatoires des décennies 1990 et 2000. Épandages de boues conformes à la réglementation de 1997-98.

De nombreuses expérimentations relativement légères ont été lancées localement par les services locaux concernés (MRAD, SATEGE, Chambres d'Agriculture). D'autres, beaucoup plus lourdes, ont été menées par des instituts de recherche (par exemple celles de Colmar, Ensisheim, Feucherolles, la Bouzule). Le programme AGREDE-QUASAR a également fourni des données utiles. Dans toutes ces expérimentations, les flux de cadmium varient de 0,6 à 112 g/ha (rappelons que la réglementation française limite les flux de cadmium à 150 g/ha sur dix ans). Dans ces conditions, aucun impact n'a pu être constaté ni sur échantillons de sols, ni sur la composition des grains de blé ou de maïs.

Conclusions

La formule "*épandage de boues d'épuration urbaines sur des sols agricoles*" est trop vague. Elle ne rend pas du tout compte des différences colossales de flux cumulés de métaux apportés selon les cas, en fonction des tonnages appliqués et de la composition des boues.

Les apports de **quantités énormes** de Cd, pratiqués dans les années 70-80, ont eu un impact très net et durable sur la composition des sols comme sur celle des grains de céréales. Au contraire, les épandages de boues plus récents, compatibles avec la réglementation française de 1997-98, ont apporté des flux faibles de Cd et ne se marquent ni dans les analyses faites sur échantillons de sols ni dans les analyses de grains.

Ces résultats sont rassurants, du moins à court terme, mais ils ne doivent pas nous détourner de maintenir une surveillance de la qualité des sols et des récoltes. L'analyse directe des organes végétaux consommés est délicate et coûteuse. Le plus simple sera sans doute d'évaluer les dangers de mobilité et de phytodisponibilité des métaux par des tests d'extractions partielles. Ce qui implique de sélectionner des méthodes d'analyses normalisées à utiliser désormais en routine et de construire des référentiels adéquats.

Soulignons enfin l'importance majeure du pH du sol récepteur sur le risque de transfert des métaux (qu'ils soient d'origine naturelle ou anthropique) et notamment du Cd du sol vers les plantes. Heureusement, ce paramètre peut être contrôlé à moyen terme par l'agriculture. Mais il faudra rester vigilant dans le cas des sols acides en contexte de déprise agricole.

Pour en savoir plus

Baize D., Courbe C., Suc O., Schwartz C., Tercé M., Bispo A., Sterckeman T. et Ciesielski H., 2007 - Épandages de boues d'épurations urbaines sur des terres agricoles : impacts sur la composition en éléments en traces des sols et des grains de blé tendre. *Courrier de l'Environnement de l'INRA*, n°53.

Indicateurs de potentialité de volatilisation de l'azote de différents types de boues de station d'épuration.

Javier D. Scheiner ⁽¹⁾ ; Maritxu Guiresse ⁽²⁾ et Jean Claude Revel ⁽²⁾

⁽¹⁾ Ecole d'Ingénieurs de PURPAN. 75, Voie du TOEC 31076 Toulouse cedex 3

javier.scheiner@purpan.fr ; ⁽²⁾ INP- ENSAT; Avenue de l'Agrobiopole, 31326 CASTANET-TOLOSAN.

La valorisation des boues de station d'épuration dans l'agriculture a connu une considérable attention ces dernières années. C'est d'une part une ressource riche en matières organiques mais aussi une source d'éléments nutritifs pour les plantes. Cependant, des inconnues subsistent, entre autres, quant à la caractérisation de l'efficacité de ces éléments nutritifs et à leurs pertes éventuelles. A cet effet, une expérience d'incubation de cinq boues a été faite dans l'objectif d'établir des paramètres permettant de prévoir la volatilisation d'azote.

Matériels et méthodes

Deux types de sols fréquemment représentés dans la région Midi-Pyrénées ont été utilisés pour l'expérience. Un Luvirédoxisol et un fluvisol argilo-limoneux, proviennent de la moyenne vallée du Touch (31, France) à 35 km au Sud-Ouest de Toulouse (tableau 1). Les boues résiduaires testées sont : boue urbaine chaulée, boue urbaine liquide, boue de lisier de porc liquide, boue urbaine granulée par déshydratation thermique et broyée ou pas, boue urbaine compostée avec des écorces variées. Un témoin « 0 » et un témoin « Urée » ont été utilisés comme référence. Les produits à tester ont été mélangés avec les sols et le NH₃ volatilisé est piégé par du H₂SO₄ 0,5 M. La matière organique est quantifiée après séparation densimétrique : au tétrachlorure de carbone ($\delta=1,6$) puis par un mélange bromoforme/éthanol ($\delta=2$). Le plan expérimental correspond à un système factoriel 7 x 2 avec 3 répétitions.

Résultats et discussion

Des différences de volatilisation selon le type de sol ont été observées. Les pertes

ont été significativement plus importantes dans le Luvirédoxisol. Dans les deux sols, 95 % des pertes ont eu lieu pendant la première semaine.

Tableau 1 : caractéristiques des sols utilisés

	Luvirédoxisol	Fluvisol argilo-limoneux
Texture (0-15 cm)	A	LSA
Argiles (<2 μ m) (%)	31	15
Limons fins (2-20 μ m) (%)	25	24
Limons grossiers (20-50 μ m) (%)	13	29
Sables fins (%)	15	15
Sables grossiers (%)	9	17
pH eau	6,5	7,3
C (%)	1	0,75

La volatilisation d'ammoniaque du fluvisol est 3 fois moins importante que celle du Luvirédoxisol. En effet, la présence d'une quantité significativement plus importante d'argiles dans l'horizon superficiel du fluvisol et la capacité de fixation de l'ammoniaque sur le complexe d'échange expliquent cette différence.

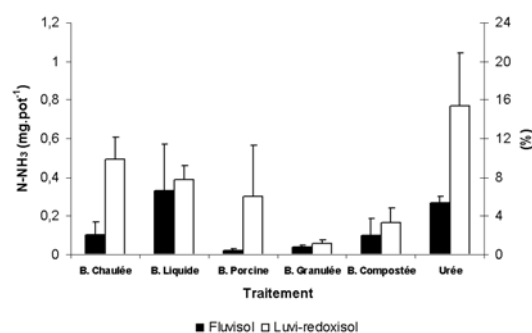


Figure 1 : Volatilisation du N-NH₃ provenant des traitements

La volatilisation du NH₃ est plus importante dans le cas du traitement à l'urée. L'hydrolyse de l'urée se produit très rapidement, en conséquence une grande quantité d'azote est disponible, sous forme d'ions NH₄⁺, provoquant une volatilisation importante. Les pertes par volatilisation peuvent atteindre jusqu'à 50% de l'azote. La susceptibilité de l'urée à volatiliser de l'ammoniaque est amplement documentée dans la bibliographie internationale. La présence de formes ammoniacales dans les boues est à l'origine des différences observées (figure 2).

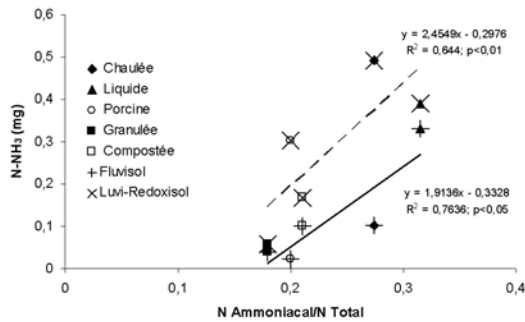


Figure 2 : volatilisation du N-NH₃ provenant des traitements en relation avec la proportion de N ammoniacal du N total des traitements utilisées. Les sols sont considérés séparément.

Dans le Luvirédoxisol la volatilisation est plus importante pour les boues chaulée, urbaine liquide et porcine. En effet, le rapport C : N est bas et la minéralisation permet une disponibilité d'azote assez élevée, donc les risques de volatilisation sont supérieures. Dans le cas de la boue chaulée, l'environnement basique détermine un déplacement de l'équilibre ammonium – ammoniac vers la forme ammoniacale. Les caractéristiques de la boue, principalement la relation C/N, influent sur la volatilisation. Plus la relation C/N est élevée, moins des risques de volatilisation sont importants (Figure 3). L'activité biologique est à l'origine de cette relation. Ainsi, les relations C/N élevées peuvent provoquer l'immobilisation d'azote par la biomasse microbienne en développement. Les émissions d'ammoniaque sont donc réduites. La composition densimétrique du carbone constitue un facteur supplémentaire à considérer dans la compréhension du processus.

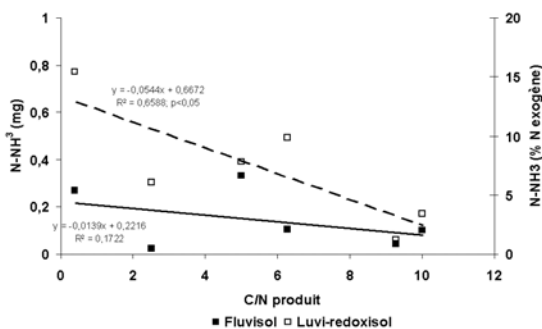


Figure 3 : volatilisation du N-NH₃ provenant des traitements et du témoin (+) en relation avec le C/N des traitements utilisés. Sols considérés séparément.

Dans l'expérience réalisée avec le Luvi-redoxisol, on observe que la volatilisation est déterminée également par la proportion de carbone de la fraction légère présente dans l'échantillon (figure 4).

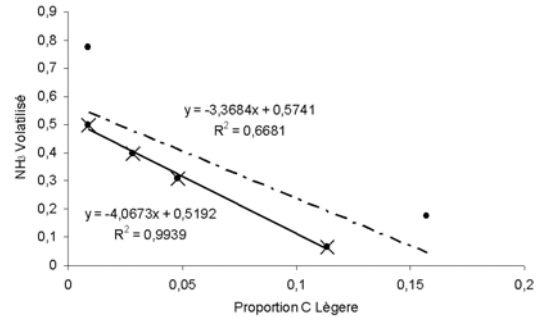


Figure 4 : Luvi-rédoxisol. Volatilisation du N-NH₃ provenant des traitements et du témoin (+) en relation avec la proportion de carbone de la fraction légère. ● = tous traitements et témoins (+) × = traitements boues chaulée, urbaine, porcine et granulée moulée.

Conclusion

La volatilisation de l'azote en NH₃ a montré des différences significatives selon les sols et la boue. Entre sols, c'est le Luvirédoxisol, avec une quantité d'argile et une capacité d'échange cationique trois fois inférieure à celle du Fluvisol, qui volatilise le plus. Quant aux boues, la volatilisation est expliquée par deux facteurs liés à la composition : la proportion d'azote ammoniacal dans la boue et le rapport C/N. La proportion d'azote ammoniacal est en relation directe avec la volatilisation et inversement proportionnelle avec la relation C/N, probablement en raison de l'immobilisation microbienne. La connaissance de ces deux paramètres peut constituer un outil d'aide à la décision pour déterminer un délai maximal d'enfouissement et pour éviter un danger de volatilisation excessive. Un autre facteur à considérer est la qualité de la matière organique. La volatilisation est réduite quand la proportion de carbone dans la fraction légère augmente.

- Alvarez *et al.* Agron. J. 90:138-143.
- Gavalda *et al.* Sci Total Environ. 343: 97- 109.
- Guiesse *et al.* Agrochimica. Vol. XLVIII N° 1-2.

Typologie des retombées atmosphériques particulières par TEM-EDX – Impact sur la qualité des sols en zone urbaine

Elsass Françoise^{1,2}, Liewig Nicole³, Millet Maurice⁴, Elsass Philippe⁵

1 : Adresse actuelle : Centre de Géochimie de la Surface, CNRS-ULP, Equipe Géoparticules, 1 rue Blessig, 67084 Strasbourg cedex, felsass@illite.u-strasbg.fr

2 : Unité PESSAC, INRA, RD 10, 78026 Versailles cedex, elsass@versailles.inra.fr

3 : Institut Pluridisciplinaire Hubert Curien, CNRS-ULP, 23 rue Becquerel, 67087 Strasbourg cedex 2, nicole.liewig@c-strasbourg.fr

4 : Adresse actuelle : Centre de Géochimie de la Surface, CNRS-ULP, Equipe Géochimie de l'Atmosphère, 1 rue Blessig, 67084 Strasbourg cedex, millet@illite.u-strasbg.fr

5 : Service Géologique Régional Alsace, BRGM, 15 rue du Tanin, Parc-Club des Tanneries, Lingolsheim, BP 177, 67834 TANNERIES cedex, p.elsass@brgm.fr

Introduction

L'Alsace est une région où l'importance de la qualité de l'environnement est perçue depuis longtemps, et l'agglomération de la Communauté Urbaine de Strasbourg (CUS) ne fait pas exception. Une étude achevée en 2006 se proposait d'obtenir une vue d'ensemble sur l'état des sols de la CUS et de déterminer la nature des retombées atmosphériques actuelles, afin d'examiner s'il existait des risques potentiels pour la santé de la population. Les investigations concernant 9 jardins familiaux et 11 parcs d'agrément ont été focalisées sur les 20 premiers centimètres du sol qui constituent la rhizosphère dans laquelle se nourrissent les plantes et qui peuvent constituer une source d'ingestion de terre (par exemple par des enfants en bas âge). Les prélèvements de sols ont été répartis sur l'ensemble du territoire de la CUS, en aval (dans le sens d'écoulement de la nappe phréatique et sous les vents dominants) de zones d'activités et à proximité des grands axes de circulation, mais sans cibler d'installations industrielles en particulier.

Matériels et méthodes

Les sols ont fait l'objet de prélèvements de 4 sous-échantillons qui ont été mélangés pour obtenir un échantillon composite. Un pré-examen de la variabilité des teneurs en métaux lourds a été effectué sur les 5 premiers centimètres de chaque carotte à l'aide d'un appareil portatif à fluorescence X de type Niton. Les prélèvements pour l'analyse des HAP et des dioxines ont été effectués à l'aide d'un carottier permettant d'insérer les carottes extraites directement dans des bocaux en verre étanches afin d'éviter les erreurs d'échantillonnage dues aux pertes de produits volatils par dégazage.

Une étude pilote de caractérisation des retombées atmosphériques, menée sur le site de l'Observatoire de Météo France (Jardin Botanique de l'ULP), a fait l'objet d'un suivi pendant une période de 7 mois entre décembre 2003 et juin 2004. Les matières particulières ont été collectées par filtrage des eaux de pluie en continu sur le terrain avec un dispositif spécifiquement mis au point à l'INRA pour la filtration *in situ* des eaux d'infiltration. Les particules déposées sur des grilles de microscopes ont été analysées individuellement par microscopie électronique à transmission (MET). Les analyses chimiques multi-élémentaires par EDX d'un millier de particules ont été triées et réparties en classes de constituants principaux (minéraux, organiques et organo-minéraux), et en sous classes d'espèces (siliceux, aluminosilicatés, sels, oxydes et non déterminés).

Résultats

Analyses totales des sols : Certains éléments (As, Co, Cr, Ni) ont un coefficient de variation assez bas, entre 0,1 et 0,3, qui indique une distribution proche d'une distribution gaussienne. On peut donc supposer qu'il s'agit d'un fond géochimique naturel. D'autres éléments (Cu, Hg, Pb, Zn) ont un coefficient de variation plus élevé, entre 0,6 et 0,8, reflétant une distribution qui s'écarte de la gaussienne, avec des valeurs occasionnellement élevées. Ceci peut être interprété comme un fond géochimique affecté par une influence anthropique. Parmi les métaux analysés, le Pb atteint localement la VCI usage sensible, mais sa moyenne reste inférieure à la VDSS. La moyenne des teneurs en Cr atteint la VDSS mais fait clairement partie du fond géochimique naturel. Les valeurs en dioxine ne posent pas de problème. Par contre on observe des teneurs préoccupantes en PCB (polychlorobiphényles) et surtout en HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques) sur certains sites.

Analyses totales des eaux de pluies : Les pluies à Strasbourg sont plutôt acides (pH généralement inférieur à 7), surtout en hiver. Dans un graphique de corrélation, il apparaît une nette anti-corrélation entre le pH et les métaux Ni, Cu et Zn. Il est permis de supposer que cela est dû à une plus grande solubilité de ces métaux aux pH acides.

Analyse des retombées particulières au sol : Les «Sels» et «Argiles» forment l'essentiel des retombées particulières. L'espèce «Silices» est généralement rare, les «ETM» (éléments traces métalliques) sont omniprésents. Malgré la grande variabilité à l'échelle mensuelle des retombées particulières, un certain nombre d'observations peuvent être faites : (i) Une abondance plus ou moins grande des retombées de particules de sels (facteur éolien local et aérosols marins) ; (ii) Des retombées régulières de particules argileuses plus ou moins riches en matière organique (facteur éolien, poussières d'origine proche ou lointaine) ; (iii) Des périodes d'efflorescences bactériennes (facteur climatique) ; (iv) Une affinité marquée des éléments métalliques pour les particules minérales ou mixtes. La distribution des ETM par type de particule est aussi extrêmement fluctuante, ce qui signifie qu'il existe des sources diverses d'ETM, donc sous des formes et avec des comportements différents.

Conclusions

L'étude a montré que les pollutions aériennes enregistrées par les sols n'atteignaient pas des concentrations alarmantes. Les teneurs en Pb et HAP sont comparativement les plus élevées. Le Pb a probablement été déposé à l'époque où l'on utilisait beaucoup d'essence au Pb, bien qu'il ne paraisse pas corrélé avec la circulation automobile actuelle. Les teneurs en HAP élevées sont par contre bien corrélées avec les environnements de forte circulation automobile (1 ordre de grandeur supérieur aux environnements moins exposés). Les teneurs en dioxines trouvées dans les niveaux superficiels des sols correspondent à celles trouvées habituellement dans des environnements urbains et ne montrent pas d'anomalies que l'on puisse attribuer à des rejets antérieurs à la mise aux normes des installations telles que la centrale d'incinération des déchets ménagers de la CUS. Les teneurs en ETM des retombées atmosphériques actuelles (depuis 2000) sont largement inférieures aux limites de qualité des eaux potables pour tous les métaux lourds, sauf Ni qui peut atteindre la limite de la VCI « eaux » lorsque les pluies sont très acides. L'étude pilote des retombées particulières a montré l'omniprésence d'ETM dans les particules et la diversité des sources. Une poursuite de ce type d'étude pourrait permettre de mieux discriminer les sources géogènes des sources industrielles dans les transports de métaux lourds par des particules. Cette distinction serait nécessaire pour prévoir le devenir des retombées atmosphériques aux sols. Il apparaît ainsi nettement que les domaines environnementaux où ont été faits des efforts de réglementation au niveau européen (suppression de l'essence au Pb, taux de rejets en cendres et en dioxines), ont eu un effet globalement bénéfique. Par contre, il reste encore des efforts à faire au niveau des rejets automobiles concernant les hydrocarbures.

THEME 5 POLLUTION

AFFICHES

Oxydes de manganèse et rétention du cadmium et autres métaux

Denis Baize, Hocine Bourennane et Claudy Jolivet

INRA Orléans – Science du Sol et Infosol - BP 20619 – 45166 Olivet cedex
denis.baize@orleans.inra.fr

Ce poster a pour but d'attirer l'attention sur l'importance des oxydes de manganèse (en abrégé OX_{Mn}) sur la rétention des ETM en général et du cadmium en particulier. Un certain nombre d'indicateurs statistiques obtenus sur des résultats acquis récemment sur des échantillons de sols et de grains de blés semblent en bon accord avec les conceptions de la géochimie.

Le manganèse dans les sols

Bien que généralement peu abondants dans les sols, les OX_{Mn} jouent deux rôles importants : ils fournissent un oligo-élément essentiel et ils montrent une affinité tout à fait particulière vis-à-vis de nombreux ETM. Leur faible abondance, leur petite taille, la grande complexité de leur minéralogie et de leur cristalochimie n'a pas encore permis d'apprécier totalement leur rôle dans les sols (à la différence de celui des oxydes de fer).

L'altération des minéraux primaires de la roche, libère du Mn^{2+} soluble et échangeable lequel s'oxyde et précipite rapidement sous diverses espèces. Les différentes formes d'oxydation Mn^{3+} et Mn^{4+} sont à l'origine de l'existence d'un grand nombre d'oxydes et hydroxydes formant une série continue de composés stables. Interviennent ensuite des processus rapides de solubilisation / redistribution / précipitation au sein d'un horizon ou d'un solum, particulièrement sous l'influence des cycles oxydation/réduction. Les OX_{Mn} , grâce à leurs petites dimensions et à leur grande surface spécifique, montrent une réactivité chimique forte dans les sols et jouent un rôle majeur dans les réactions solides-solutions.

La quasi-totalité des OX_{Mn} se trouve dispersée sous la forme de petits cristaux ou au contraire concentrée sous forme de nodules, en association avec le fer. Leur abondance transparaît bien à travers la teneur total en Mn (ci-dessous codée MnS) telle que dosée par des acides forts.

Corrélations obtenues sur divers jeux de données (sols non pollués)

Quelques exemples seulement vont être présentés ici, parmi d'autres. Les coefficients de corrélation linéaire r vont servir d'indicateurs privilégiés quant aux liens pouvant exister entre teneurs totales en tel ou tel élément et MnS. Ce ne sont que des indications dont la pertinence doit être vérifiée au cas par cas (selon le métal analysé et la population étudiée).

Référentiel Pédo-Géochimique du Nord-Pas de Calais (thèse Sterckeman, 2004)

271 horizons de surface et 434 de profondeur. Les 8 coefficients de corrélation les plus élevés sont :

	Hor. de profondeur	Hor. de surface
Mn / Cd	0,74	0,32
Mn / Co	0,68	0,79
Mn / Ni	0,64	0,72
Mn / Zn	0,56	0,42
Mn / Cu	0,54	0,35
Mn / Pb	0,52	-0,17
Mn / Tl	0,50	0,42
Mn / Sn	0,50	0,10

Dans les horizons de surface, les bonnes corrélations naturelles entre MnS d'une part et Cd, Cu, Pb et Sn d'autre part se dégradent sous l'influence des apports liés aux activités humaines tandis que celles relatives à Co, Ni et Tl restent très élevées (pas d'impact anthropique mesurable).

Population GESSOL-La Châtre. Tous horizons (n = 265 - surface et profondeur)

Mn / Cd : $r = 0,64$) Mn / Tl : $r = 0,49$ Mn / Zn : $r = 0,42$

Le fait d'éliminer les horizons de surface (supposés affectés par des contaminations diffuses) des traitements statistiques n'améliore pas les coefficients de corrélation. Le cadmium, potentiellement mobile, est fortement retenu par les oxydes de Mn.

Population GESSOL-La Châtre (horizons de surface et de profondeur traités séparément)

La relation entre les teneurs en 7 ETM et 14 variables analytiques "sols" (dont Fe et Mn totaux) a été étudiée par une régression multiple par les moindres carrés partiels (PLSR – Bourennane et al., 2006). Pour les horizons de surface, 7 variables "sol" seulement s'avèrent utiles à la modélisation des ETM. Seul MnS est nécessaire pour modéliser plus de 80 % de la variabilité de la teneur totale en thallium (corrélation positive). MnS, CEC (et P total à un moindre degré) sont les variables "sol" les plus pertinentes, expliquant plus de la moitié des variations en Cd. Pour les horizons profonds, seul MnS est utile pour modéliser Tl (corrélation positive).

Population ASPITE- thallium (horizons de surface et de profondeur - n = 541)

Corrélation Mn / Tl : $r = 0,61$ (alors que $r =$ seulement 0,22 pour Fe / Tl). Cet indicateur vient confirmer les travaux de Tremel (1996 et 1997).

Population RMQS (France entière – couches 30-50 cm de profondeur – n = 664)

Corrélation Mn / Co : $r = 0,74$ mais moins élevée que pour Fe / Co où $r = 0,81$. Corrélation Mn / Cd : $r = 0,36$ mais moins élevée que pour Zn / Cd où $r = 0,39$.

Modèle statistique empirique de prédiction de la teneur en cadmium dans les grains de blé tendre à partir de mesures sur échantillons de sols (Baize et Tomassone, 2005)

Le jeu de données étudié était constitué de 198 sites dont les sols appartiennent à 18 "séries" aux propriétés contrastées. Sur 24 variables pédologiques analysées (horizons L), 5 seulement se sont avérées utiles pour la prédiction. La teneur en Cd des grains de blé est corrélée négativement et très significativement avec MnS. Plus Mn est abondant dans un échantillon de sol, plus Cd est fortement retenu et moins on retrouve de Cd dans les grains de blé.

Cristallochimie des oxydes de manganèse (Herbillon, 1994)

Les OX_{Mn} diffèrent sensiblement des oxydes de Fe et Al car ils possèdent des points isoélectriques à des pH beaucoup moins élevés (2 à 4 environ selon les variétés cristallographiques). Il en résulte que, dans la plupart des environnements pédologiques, ce sont des échangeurs de cations. Avec les cations de bases faibles, et typiquement avec Cu, Zn, Ni, Pb, l'adsorption est spécifique et les quantités adsorbées peuvent dépasser largement celles qui seraient prévisibles sur la base de considérations purement électrostatiques. En outre, les OX_{Mn} , aussi bien ceux à structure tunnel que ceux en feuillets, contiennent dans des sites relativement accessibles (dans les tunnels, dans les espaces interfoliaires) des cations étrangers qui sont parfois susceptibles de participer aussi à des "échanges" avec les cations de la solution du sol. Ces phénomènes d'échanges et d'adsorption spécifique conduisent à des accumulations de relativement fortes quantités d'éléments en traces dans les OX_{Mn} du sol. Certains de ces métaux, particulièrement le Co, sont susceptibles de piégeages plus importants encore puisque leur adsorption pourrait être suivie par leur incorporation dans la maille cristalline des oxydes.

Conclusion opérationnelle

La teneur totale en Mn quantifie bien la quantité d'oxydes de manganèse présents dans un échantillon de sol. Cette détermination occasionne un faible surcoût quand on a déjà

demandé celle des autres métaux en traces. Elle peut nous apporter des informations utiles quant aux propriétés de rétention des sols vis-à-vis des polluants potentiels tels le cadmium.

Relations entre potentiel spontané et potentiel d'oxydo-réduction : expérience en cuve basée sur le modèle de la « géo-batterie » :

Castermant Julien¹, Trolard Fabienne¹, Revil André² et Bourrié Guilhem¹

1 : INRA, UR 1119, Géochimie des Sol et des Eaux, F13545 Aix en Provence, France, castermant@aix.inra.fr, trolard@aix.inra.fr, bourrie@aix.inra.fr

2 : CNRS, CEREGE, PRES Aix Marseille, Hydrogéophysique des milieux poreux, F13545 Aix en Provence, France, revil@cerege.fr

Introduction :

Plusieurs études récentes de géophysique ont mis en évidence l'existence d'anomalies de potentiel aux abords de sites, e.g. contaminés ou pollués, où des phénomènes redox sont suspectés. Nous apportons aujourd'hui les premiers éléments d'explication théorique de ces phénomènes sur la base d'une expérience en milieu poreux en conditions contrôlées.

Les deux principales contributions aux signaux de polarisation spontanée, mesure passive du potentiel électrique à la surface du sol ou dans des forages, sont les réactions d'oxydo-réduction en sous-sol, et la composante électrocinétique associée aux mouvements d'eau dans le milieu poreux. Historiquement, la contribution redox a été utilisée pour la localisation de gisements métallifères au cours du 19^{ème} siècle. Un modèle dit de « géo-batterie » proposé par Sato et Mooney (1960) tente d'expliquer ces phénomènes. Cependant la physique de la relation entre le potentiel spontané et le potentiel d'oxydo-réduction dans la littérature reste une question controversée (Nyquist et Corey, 2002 ; Naudet *et al.*, 2003).

Une expérience en laboratoire a donc été conçue pour que la composante électrocinétique soit négligeable. Inspirée du modèle de « géo-batterie », elle nous permet d'étudier la contribution des réactions d'oxydo-réduction aux signaux de polarisation spontanée. Le traitement du signal en mode direct par le modèle d'Arora *et al.* (2007) permet de discuter de la validité de ce modèle.

Expérience en cuve :

Le dispositif expérimental est constitué d'une cuve en plexiglas (L = 2 m, H = 45 cm, l = 6 cm) remplie de sable. Une barre de fer est disposée verticalement, et sur toute la hauteur de la cuve, à l'une de ses extrémités. Le sable est saturé d'une solution aqueuse conductrice (KCl) et amené par addition de NaOH à pH = 7, condition favorable à la corrosion du fer en milieu aqueux. La barre de fer est laissée pendant 6 semaines au contact direct de l'air en surface de la cuve. Le potentiel spontané est enregistré à la surface du sable (z = 0) tous les 2,5 cm à différents temps. En fin d'expérience, les distributions des signaux de polarisation spontanée, de potentiel d'oxydo-réduction et de pH sont mesurées à différentes profondeurs (z) et distances à la barre (x). Les valeurs de Eh sont ramenées à l'échelle de l'électrode normale à hydrogène.

Résultats et discussion :

Au cours de l'expérience, le développement d'une coloration vert-bleue à proximité directe de la barre de fer est visuellement observé. Cette couleur, qui tourne à l'ocre au contact de l'air, est caractéristique des rouilles vertes (Trolard, 2006).

Les profils de polarisation spontanée montrent l'apparition d'une anomalie négative en surface, qui augmente au cours de l'expérience, au voisinage de la barre de fer. La contribution des phénomènes redox au potentiel spontané décroît rapidement en fonction de la distance. La barre de fer peut donc être assimilée à un dipôle dont le pôle négatif serait au voisinage de la surface (réduction de O₂) et le pôle positif à l'autre extrémité de la barre, en profondeur (oxydation de Fe). Cette assimilation à un dipôle conforte la théorie de la « géo-batterie » et est aussi en adéquation avec les observations de terrain classiques.

Les valeurs des potentiels d'oxydo-réduction au voisinage de la barre de fer (Eh ≈ -260 mV) sont en accord avec les conditions de stabilité thermodynamique des fougérites hydroxylées ou chlorurées, intermédiaires bien connus dans l'oxydation du fer en oxydes ferriques. La distribution des potentiels d'oxydo-réduction permet également de localiser les zones de réduction et les zones d'oxydation.

La cartographie du pH au sein de la cuve montre quant à elle une forte alcalinisation au voisinage de la barre de fer (pH ≈ 9), qui s'explique par la formation de fougérite avec consommation de Cl⁻ et libération d'OH⁻ en quantité stoechiométrique.

Modélisation :

Le modèle utilisé pour le traitement du signal part de la distribution des potentiels d'oxydo-réduction et de la distribution de la conductivité électrique, en particulier du contraste de conductivité entre le sable saturé de la solution conductrice et la barre de fer. Il en déduit ensuite une distribution des potentiels spontanés en prenant pour source de ces signaux les zones caractérisées par un fort gradient de potentiel d'oxydo-réduction. La modélisation en trois dimensions de cette expérience permet de retrouver la bipolarité de la barre de fer, l'anomalie négative de potentiel spontané en surface, localisée au niveau de la barre, et sa décroissance avec la distance, ainsi que la distribution de potentiel spontané dans la cuve.

Conclusions :

Les données expérimentales obtenues dans des conditions où la composante électrocinétique est négligeable montrent l'influence des réactions d'oxydo-réduction sur le potentiel spontané. Elles confirment la validité du modèle de « géo-batterie » : le potentiel spontané mesuré en surface n'est pas une mesure directe du potentiel d'oxydo-réduction en profondeur. Le potentiel d'oxydo-réduction est une mesure locale directement influencée par les réactions d'oxydo-réduction qui s'y déroulent, alors que le potentiel spontané résulte du champ électrique créé par l'ensemble des éléments de courant provoqués par les processus d'oxydo-réduction. Il existe cependant une relation forte entre ces deux potentiels, ce qui permet en principe d'utiliser la polarisation spontanée comme indicateur non intrusif des zones à fort gradient de potentiels d'oxydo-réduction, zones anoxiques dans les sols, sites contaminés par exemple.

Références :

- Arora, T., Linde, N., Revil, A., et Castermant, J. (2007), Non-intrusive determination of the redox potential of contaminant plumes by using the self-potential method, *Journal of Contaminant Hydrology*, sous-presse.
- Naudet, V., Revil, A., et Bottero, J.-Y. (2003), Relationship between self-potential (SP) signals and redox conditions in contaminated groundwater, *Geophys. Res. Lett.*, 30(21), 2091, doi:10.1029/2003GL018096.
- Nyquist, J. E., et Corey, C. E. (2002), Self-potential : the ugly duckling of environmental geophysics, *The Leading Edge*, 21, 446-451, doi:10.1190/1.1481251.
- Sato, M., et Mooney, H. M. (1960), The electrochemical mechanism of sulfide self-potentials, *Geophysics*, 25, 226-249.
- Trolard, F. (2006), Fougérite : From field experiment to the homologation of the mineral, *C. R. Geoscience*, 338, 1158-1166.

Approche combinée fractionnement/spéciation chimique pour la compréhension du devenir des métaux dans les sols

Dubascoux Stéphane, Heroult Julien, Le Hecho Isabelle, Potin-Gautier Martine et Lespes Gaëtane

Laboratoire de Chimie Analytique Bio-Inorganique et Environnement- UMR CNRS 5034- Avenue de l'Université, 64000 PAU, France, stephane.dubascoux@etud.univ-pau.fr

Introduction

Les colloïdes naturels jouent un grand rôle dans la bio-disponibilité des éléments traces et les transferts dans les différents compartiments environnementaux. La définition du terme colloïde étant très large (toute entité dont les dimensions sont comprises entre 1nm et 1µm) les colloïdes naturels peuvent être très variés (substances humiques, particules inorganiques, microorganismes...). Dans les sols, les colloïdes peuvent être de nature (chimique et physique) très différente. Cependant on distingue dans les solutions de sols deux phases colloïdales bien distinctes : les substances humiques (acides humiques et fluviqes), composés organiques de très petite taille et les particules inorganiques de plus grande taille (de quelques dizaines à quelques centaines de nm). Ces deux types de colloïde se retrouvent dans les solutions de sols et interviennent dans les phénomènes de transport et transfert. La connaissance de la répartition en contaminants dans ces différentes phases et au sein même de chacune d'entre elles est donc importante pour mieux appréhender le devenir des métaux dans les sols.

Ce travail se propose donc de montrer la potentialité d'une technique de fractionnement telle que la séparation par couplage flux force (Asymmetrical flow field-flow fractionation, As-FIFFF) visant à obtenir une répartition des colloïdes en fonction de leurs tailles associée à une méthode de spéciation chimique.

Matériels et méthodes

De nouvelles techniques apparaissent aujourd'hui afin de permettre l'étude des colloïdes naturels. L'As-FIFFF est une de celles-ci. Cette technique permet la séparation en ligne des colloïdes en fonction de leurs tailles tout en éliminant la phase dissoute. Le principe de cette séparation est basé sur la présence de deux flux perpendiculaires de phase mobile au sein d'un canal semi poreux (cf. fig 1).

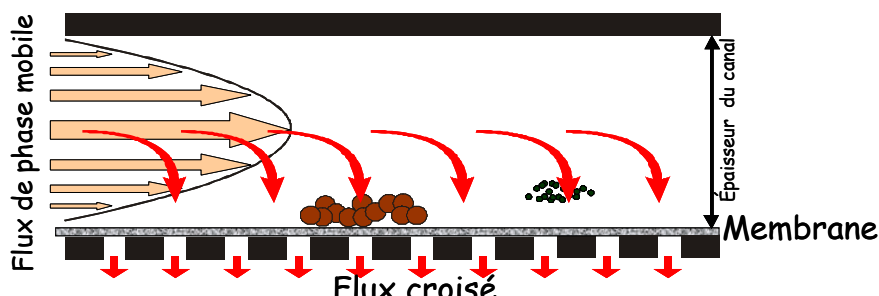


Fig 1 : principe de l'As-FIFFF

Le couplage de cette technique avec plusieurs détecteurs permet de caractériser les colloïdes et de déterminer les polluants associés. Le couplage en ligne de l'As-FIFFF a été réalisé avec un détecteur UV, un détecteur à diffusion de lumière (Multi Angle Laser Light Scattering – MALLS) et un Spectromètre de masse atomique à plasma induit (Inductive coupled plasma mass spectrometer – ICPMS). L'UV permet de déterminer le caractère organique des colloïdes après séparation, le MALLS donne des informations relatives à la

taille des particules et l'ICPMS permet de définir la répartition des éléments traces liés aux différents types de colloïdes.

Plusieurs mélanges de solutions de sols et de contaminants organométalliques de natures différentes (organoétains) ont été étudiés. La présence d'étain dans les différentes fractions a été vérifiée via le couplage As-FIFFF-UV-MALLS-ICPMS. Après localisation de l'étain selon la nature et la taille des colloïdes, des fractions ont été collectées après fractionnement pas As-FIFFF et analysées en spéciation par extraction sur phase solide puis chromatographie en phase gazeuse (afin de séparer les différents espèces d'organoétains) associée à un détecteur spécifique de l'étain, le détecteur à photométrie de flamme pulsée, PFPD.

Résultats et Discussion

Un exemple de résultat concernant le fractionnement et la caractérisation de fractions colloïdales de sol est présenté dans la figure 2 suivante. La fraction F1 présentant un fort caractère organique correspond à la fraction d'acides humiques (Fig. 2A). La fraction F2 correspond à des particules inorganiques dont le rayon est compris entre 50 et 200 nm. A partir des signaux ICP-MS (Fig.2B), on peut constater qu'As et Pb apparaissent principalement associés à la fraction organique. L'étain quant à lui est réparti sur les deux fractions, organiques et inorganiques. Les signaux du MALLS et du Mn (ICP-MS) apparaissent fortement corrélés, ce qui suggère que les particules du sol présentes ici sont riches en manganèse.

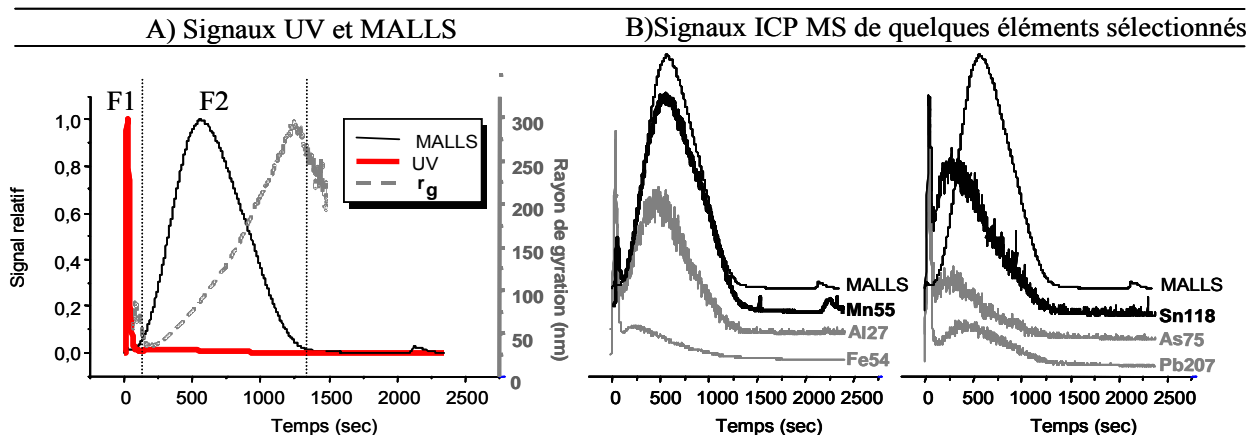


Figure 2 : Fractogrammes obtenus à partir d'un mélange de colloïdes de sol naturels.

L'analyse de spéciation réalisée sur ce type de fraction a permis de détecter plusieurs espèces d'organoétains, butylées et phénylées, à des teneurs de l'ordre de quelques dizaines à centaines de pg(Sn).

Bilan et conclusion

Au travers de ces résultats, nous avons pu montrer l'utilité d'une technique en ligne comme l'As-FIFFF-UV-MALLS-ICPMS afin de déterminer la distribution en métaux dans les différentes phases colloïdales d'une solution de sol. Les informations acquises permettront d'appréhender les phénomènes de complexation des métaux par les colloïdes, cette distribution pouvant varier suivant l'affinité d'un métal avec une phase colloïdale. Complémentairement, la collecte de fractions et l'analyse de spéciation des organoétains de celles-ci ont permis d'associer les fractions colloïdales d'une solution de sol à la spéciation chimique sur chacune d'entre elles. Cette approche permet ainsi d'atteindre la spéciation globale (physique et chimique) dans un échantillon.

Phytostabilisation d'un sol pollué : absorption de Cd par le pétunia, disponibilité chimique et biodisponibilité mécanismes de fixation après ajout d'hydroxyapatite (HA) et zéolite.

Aurélie Floch^{1,2}, Philippe Bienvenu², Eric Brochard², Joëlle Carpena¹ et Catherine Keller¹

1 : CEREGE – Aix-Marseille Universités, Aix-en-Provence, France ; aureliefloch1@yahoo.fr, carpena@cerege.fr, keller@cerege.fr

2 : CEA – DEC - Le Laboratoire d'Analyses Radiochimiques et Chimiques (LARC), Cadarache, France ; philippe.bienvenu@cea.fr

Introduction

La phytoremédiation est une technologie émergente basée sur l'utilisation de plantes pour extraire ou immobiliser les métaux dans un sol contaminé. La phytostabilisation est basée sur l'utilisation de plantes tolérantes aux métaux et d'amendements qui altèrent les propriétés physico-chimiques des sols. Le but de cette technique est de convertir tout ou partie de la fraction biodisponible en forme non disponible. Cette technique a surtout été testée sur des sols très contaminés en éléments traces métalliques (ETM). Cependant, elle pourrait s'avérer intéressante pour limiter le transfert des ETM dans des plantes poussant sur des sols agricoles peu contaminés. C'est ce que nous avons voulu tester avec des plants de pétunia en utilisant comme additifs de l'hydroxyapatite (HA) synthétique ou de la zéolite naturelle. Le cadmium est présenté comme exemple. La biodisponibilité de Cd pour le pétunia est évaluée par mesure directe des concentrations en Cd dans les plantes ainsi que par extraction chimique du sol par DTPA-TEA et le mélange Mehlich-3. D'autre part, des pastilles de HA ajoutées aux pots traités avec HA en poudre sont analysées par MEB couplé à une sonde EDS afin de mettre en évidence les mécanismes responsables de l'immobilisation des métaux par HA.

Matériels et méthodes

Le sol de Rafz (Suisse) est un sol agricole contaminé en ETM suite à des épandages de boues d'origine industrielle. Les concentrations totales initiales sont de 1 mg Cd, 400 mg Pb, 6 mg Sn et 500 mg Zn kg⁻¹. Des plantes de pétunia (*Petunia x hybrida*) sont préalablement mises à germer en terreau. Elles sont ensuite transplantées en pot et laissées croître 4 semaines en conditions contrôlées (T=20°C jour et nuit, jour/nuit 12h/12h). Deux amendements, la zéolite naturelle ou clinoptilolite testée en deux granulométries différentes (en grains de 160µm et en poudre), et l'hydroxyapatite (phosphate de calcium synthétique (Ca₁₀(PO₄)₆(OH)₂)) en poudre, sont ajoutés au sol à hauteur de 5%. Le mélange est mis à équilibrer 6 semaines (mêmes conditions que les plantes) avant transplantation des pétunias. Des pots sont laissés sans plante et/ou sans amendement (contrôles). Toutes les variantes sont répétées 4 fois.

Les parties aériennes et les racines des plantes sont récoltées, séchées et minéralisées. Le sol est séché, tamisé à 2mm et la disponibilité de Cd est mesurée par extraction au DTPA-TEA et au Mehlich-3 après 6 (avant plantes) et 10 (après plantes) semaines. Toutes les solutions sont analysées par spectrométrie de masse à couplage plasma (ICP-MS Elan 6100, Perkin Elmer), dans des conditions optimisées spécifiquement pour la mesure du Cd à bas niveau (LQ = 10 ng/L)

Résultats et discussion

Les 2 extractants donnent globalement les mêmes résultats (Mehlich-3 non présenté) et indiquent une diminution de la disponibilité de Cd dans les pots avec ajouts d'additifs. L'effet est plus marqué pour HA que pour la zéolite (figure 1).

D'autre part, le prélèvement par les plantes et/ou l'augmentation du pH (non présenté) contribue à réduire Cd extrait par DTPA dans les pots végétalisés. Par contre l'absorption de Cd par les plantes ne semble pas modifiée par l'ajout d'amendement (figure2): les différences entre traitements ne sont pas significatives, en partie à cause de la grande variabilité observée entre répliques. Quantitativement (lorsque la biomasse totale est prise en compte), les quantités absorbées par les plantes correspondent bien à la différence de Cd disponible mesuré avant et après plantes, sauf dans les pots traités avec HA. Dans ce cas, HA contribuerait à la fixation de Cd disponible et entrerait donc en compétition avec le pétunia pour la fixation de Cd.

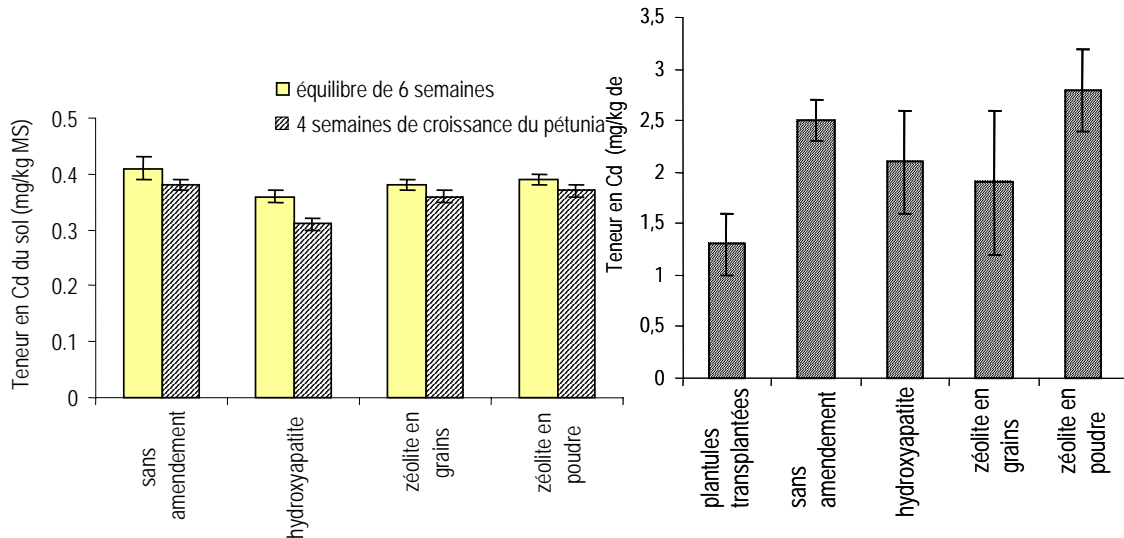


Figure 1 : concentrations en Cd extrait par DTPA-TEA dans le sol, avant et après les pétunias.

Figure 2 : concentrations en Cd dans les parties aériennes du pétunia

L'observation au MEB des pastilles de HA montre qu'en présence de plante, et après 10 mois d'incubation en pots, il y a une transformation morphologique partielle de la surface des pastilles (figure 3) qui s'accompagne de modifications structurales : l'hydroxyapatite primaire, pure, de forme aciculaire, se transforme à la surface de la pastille en phosphate de calcium secondaire, de reprécipitation. L'analyse par EDS de ce phosphate indique l'incorporation de Fe, Al, Si et de métaux (à la limite de détection).

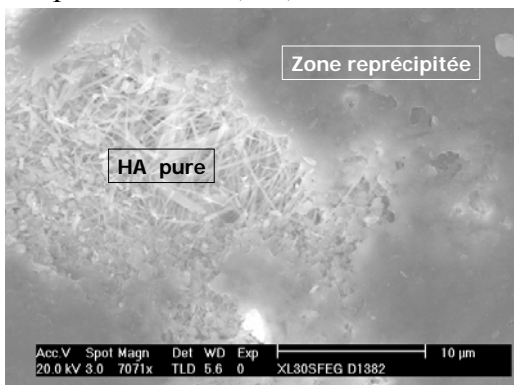


Figure 3: Observation au MEB de la surface d'une pastille d'hydroxyapatite ayant séjourné dans un pot avec pétunia pendant 10 semaines.

Conclusion

L'hydroxyapatite et la zéolite permettent de diminuer la disponibilité de Cd mesurée par extraction chimique. L'effet est moins évident sur les plantes. Dans le cas de HA et en présence de plante, Cd et d'autres métaux semblent être piégés à la surface des pastilles de HA dans une structure reprécipitée.

Transfert des éléments traces métalliques par le ruissellement et l'érosion diffuse dans le vignoble champenois

**Béatrice Marin¹, Oumarou Malam Issa¹, Jean-Baptiste Dessogne¹, Odile Duval²,
Bernard Renaux²**

¹ GEGENA, Centre de Recherches en Environnement et Agronomie, 51100 REIMS – France

² INRA Science du Sol, Centre d'Orléans, 45160 Olivet

contact: oumarou.malam-ssa@univ-reims.fr

Introduction

Les sols du vignoble de Champagne sont le siège de phénomènes importants de ruissellement et d'érosion lors des intenses pluies d'été en relation avec les pratiques culturales et les fortes pentes. Par ailleurs, l'apport de matières fertilisantes et de produits anthropiques a conduit à la contamination de ces sols en éléments métalliques. Cette étude se base sur la détermination du contenu métalliques des sols et des particules érodées, et celle des propriétés hydrodynamique des sols. Son objectif est (i) d'évaluer la contamination anthropique de sols viticoles et les risques de contamination des eaux superficielles dans le bassin versant de la Vesle (ii) de comprendre la redistribution et le transfert des éléments métalliques associés au matériel solide érodé.

Matériels et méthodes

Les sites étudiés sont situés dans le bassin versant de la Vesle en Montagne de Reims (rive gauche) et sur le Mont de Berru (rive droite). Les expérimentations ont été menées en laboratoire sous pluies simulées et au champ sous pluies naturelles.

L'approche par simulation de pluies a été réalisée sur deux sols viticoles représentatifs du bassin versant de la Vesle : Un sol limono-argilo-sableux et peu contaminé prélevé à Nogent l'Abbesse (Sol A) et un sol limono-arigleux et relativement contaminé issu de Mailly-Champagne (Sol B). Les sols ont été reconstitués en laboratoire dans un bac de 1 m². Ils ont été soumis à deux séries de trois simulations de pluies d'une intensité d'environ 50 mm/h pendant des durées de 1 à 3 heures. Les eaux de ruissellement et les particules érodées ont été prélevées à intervalles réguliers.

L'approche sous pluies naturelles a été réalisée à l'échelle de la parcelle sur le site de Nogent-l'Abbesse. Le dispositif de collecte des eaux de ruissellement et le matériel érodé comporte 6 routes de 50 m de longueur et de 1 m de largeur. Trois sont enherbées et trois sont non enherbées.

La taille granulométrique et les concentrations totales en éléments métalliques des particules collectées lors des pluies simulées et naturelles ont été respectivement déterminées par diffraction laser et ICP-AES.

Résultats

Les expérimentations effectuées sous pluies simulées ont mis en évidence des caractéristiques hydrodynamiques différentes entre les deux sols étudiés : Le sol A se caractérise par une pluie d'imbibition d'environ 50 mm, une augmentation progressive et un palier de coefficient de ruissellement entre 70-80 %, enfin une perte en terres d'environ 1 g⁻¹ m⁻² mn⁻¹; Comparé au sol A, Le sol B montre une augmentation plus rapide et un palier de

coefficient de ruissellement plus élevé, une perte en terres 4 fois plus élevée, et une pluie d'imbibition 5 fois moins élevées.

La distribution granulométrique du matériel érodé lors des événements pluvieux se caractérise, par une prédominance des particules et agrégats de petites tailles. Les deux sols montrent des taux d'argiles et de limons compris entre 25 et 45 % vs 50 et 95 % dans le matériel érodé. La prédominance des fragments fins est plus marquée dans les particules érodées du sol A que dans celles issues du sol B. Ces résultats traduisent la plus forte sensibilité à la battance du sol B comparé au sol A. La différence de propriétés hydrodynamiques entre les deux sols est le résultat d'une évolution structurale au cours de la pluie contrastée, en relation avec les caractéristiques granulométriques.

Les résultats de mesures de ruissellement réalisées *in situ* montrent des différences très significatives entre les routes enherbées et non enherbées. Le volume d'eau ruisselée sur les routes enherbées est en moyenne 10 à 20 fois moins important que sur les routes non enherbées. De même, les pertes en terres correspondantes sont environ 100 fois moins élevées. Le taux d'érosion est clairement conditionné par la présence ou l'absence de couvert végétal.

Les processus de dispersion des métaux lourds à l'échelle du bac expérimental (0,25 m²) diffèrent selon la nature du sol et l'élément chimique. Le Cu montre un comportement différent entre les deux sols. Son transfert est à relier à la taille des particules érodées (plus fine dans le cas du sol A). Les concentrations en Zn mesurées dans les particules érodées sous pluies simulées sont systématiquement supérieures à celles observées dans les deux sols. Les teneurs totales en Pb des particules érodées sont semblables à celles rencontrées dans les sols initiaux. Le transfert de ces deux éléments serait conditionné par celui des phases assurant leur rétention.

Le transfert par ruissellement sous pluies naturelles de Pb et Zn semble être régi par les mêmes mécanismes que sous pluies simulées (concentrations en Zn supérieures à celles du sol ; concentrations en Pb similaires à celles du sol). En revanche, le transfert de Cu semble être affecté par l'échelle expérimentale. Les mesures de perte en terres avaient montré l'influence du couvert végétal sur la quantité de particules érodées sous pluies naturelles. Cette influence n'est pas reflétée par l'étude des caractéristiques chimiques. Les particules érodées récoltées sur les routes enherbées et non enherbées présentent des teneurs en éléments métalliques identiques. Le couvert végétal ne présente donc aucune influence sur la nature des particules mobilisées.

Conclusion

Cette étude a permis l'acquisition de données sur les propriétés hydrodynamiques de deux sols viticoles du bassin versant de la Vesle. Elle a également mis en évidence la redistribution différentielle des éléments métalliques par le ruissellement et l'érosion diffuse. Leur transfert serait conditionné par la taille et la nature des particules érodées. Une connaissance plus précise des mécanismes de rétention/redistribution et de leur impact environnemental nécessitera l'étude de la répartition des éléments métalliques parmi les différentes phases constitutives des sols et des particules érodées.

Teneurs et phytotoxicité de Cu évaluées *in situ* pour du blé dur cultivé en sols à antécédent viticole

A. Michaud, M. Bravin, M. Galleguillos and P. Hinsinger

INRA-SupAgro, UMR 1222 Rhizosphère & Symbiose, Place Viala, 34060 Montpellier cedex 1, France, michaud@ensam.inra.fr

Introduction

L'utilisation répétée de traitements fongicides à base de sels de cuivre (Cu) contre le mildiou de la vigne a provoqué une contamination en Cu de la plupart des sols viticoles. Dans le Languedoc-Roussillon, plus du tiers de la surface viticole a été arrachée et remplacée depuis plus de trente ans par de nouvelles cultures, principalement par du blé dur (Brun et al, 1998). A l'instar des autres éléments en trace métalliques, Cu devrait être plus disponible et plus phytotoxique en sols acides (Chaignon et al, 2002). Cependant, des travaux récents ont montré que Cu pourrait être plus phytotoxique à pH alcalin qu'à pH acide (Zhao et al, 2006). Bien que la vigne ne soit pas sensible à la contamination des sols en Cu, du fait de son enracinement profond sous la couche d'accumulation de Cu, des problèmes de phytotoxicité ont été relatés chez des céréales (Braun, 2006), en particulier en sols calcaires dans la région Languedoc-Roussillon. L'estimation des risques environnementaux d'une contamination en Cu des sols à antécédent viticole pour les nouvelles cultures nécessite d'étudier *in situ* le prélèvement de Cu par les nouvelles cultures et de prendre en compte les propriétés physico-chimiques intervenant sur ce prélèvement de Cu, en particulier le rôle du pH du sol.

Ainsi, l'objectif de ce travail était d'étudier *in situ* le prélèvement de Cu chez du blé dur cultivé en sols à antécédent viticole et de caractériser les paramètres impliqués.

Matériels et méthodes

Un échantillonnage de blé dur (*Triticum turgidum durum*) cultivé sur des sols à antécédent viticole et contaminés en Cu a été réalisé en 42 points à 30 km aux alentours de Béziers (Hérault) afin de couvrir une large gamme de pH et de concentration en Cu dans le sol. Le sol rhizosphérique (sol adhérent aux racines) a été collecté pour étudier les changements de pH et d'extractibilité de Cu relativement à du sol non rhizosphérique. Les teneurs en Cu et en Fe des plantes ont été déterminées dans les racines et les parties aériennes.

Résultats

Les teneurs en Cu des 42 échantillons de sols prélevés étaient comprises entre 32 mg kg⁻¹ et 1030 mg kg⁻¹ et le pH-CaCl₂ variait de 4,2 à 7,8. Avec l'augmentation des teneurs en Cu des sols, les teneurs en Cu des parties aériennes n'ont varié que de 6 mg kg⁻¹ à 39 mg kg⁻¹ alors que celles des racines ont varié de 11 mg kg⁻¹ à 705 mg Cu kg⁻¹. Les teneurs en Cu des racines des plantes ayant poussé en sols calcaires étaient significativement supérieures à celles des plantes ayant poussé en sols non calcaires. Par ailleurs, des symptômes de chlorose ferrique ont été observés en sols calcaires, particulièrement sur les deux sols les plus contaminés (540 mg kg⁻¹ et 1030 mg kg⁻¹). Ces symptômes étaient reliés à de fortes teneurs en Cu dans les plantes et à de faibles teneurs en Fe dans les racines. De plus, les teneurs en Fe

des plantes ont diminué avec l'augmentation des teneurs en Cu des racines et des sols, particulièrement en sols calcaires où des corrélations négatives ont été observées.

Une alcalinisation s'est produite dans la rhizosphère en sols non calcaires, avec une augmentation de pH de 0,8-1,1 unités pH dans les sols les plus acides. En revanche, aucune acidification significative n'a été mesurée en sols calcaires. Les teneurs en Cu extractible à l'eau étaient significativement supérieures dans la rhizosphère par rapport au sol non rhizosphérique et ce indépendamment du pH du sol. Par ailleurs, les teneurs en Cu extractible à l'eau les plus élevées étaient reliées à des teneurs en Cu supérieures dans les racines, en particulier pour les plantes présentant des symptômes de chlorose ferrique.

Discussion

La disponibilité et la phytotoxicité des éléments en traces métalliques devraient augmenter avec la diminution du pH. Cependant, cette étude a mis en évidence une augmentation significative du prélèvement de Cu en sols calcaires. De plus, des symptômes de chlorose ferrique ont été reliés à de fortes teneurs en Cu dans les sols et dans les plantes, suggérant l'implication probable d'une phytotoxicité de Cu. Différents travaux ont mis en évidence l'implication de Cu dans la mise en place d'une déficience en Fe induite (Lexmond & Van der Vorm, 1981; Taylor & Foy, 1984; Wheeler & Power, 1995; McBride, 2001 ; Ali et al, 2002). La diminution de la teneur en Fe des racines avec l'augmentation de Cu dans le sol et les racines suggère un antagonisme entre Fe et Cu. L'augmentation du prélèvement de Cu se produirait probablement aux dépens du prélèvement de Fe et induirait une déficience en Fe visible au travers des symptômes de chlorose ferrique observés.

D'autre part, l'alcalinisation observée dans la rhizosphère des sols non calcaires a été particulièrement importante aux pH les plus acides (pH 4,2-4,6). Chaignon et al (2002) ont rapporté de telles modifications de pH. Cependant, les modifications de pH de la rhizosphère n'ont pas été reliées à l'augmentation significative de la solubilité de Cu dans la rhizosphère qui a été observée indépendamment du pH du sol en sols calcaires et non calcaires. Il semble par ailleurs que l'augmentation de la solubilité de Cu dans la rhizosphère, déjà observée dans la littérature (Cattani et al 2006 ; Courchesne et al, 2006), soit reliée à des teneurs en Cu supérieures dans les plantes.

Conclusion

Contrairement à ce qui était attendu, le prélèvement de Cu était supérieur en sols calcaires. L'antagonisme entre Fe et Cu suggère l'implication probable de la phytotoxicité de Cu dans la mise en place d'une déficience induite en Fe et l'apparition des symptômes de chlorose ferrique observés en sols calcaires. D'autre part, l'augmentation de solubilité de Cu dans la rhizosphère a été reliée à l'augmentation du prélèvement de Cu par les plantes, et ce indépendamment du pH.

Conséquences de l'épandage de produits résiduels organiques sur la qualité des sols, des eaux et des récoltes : premiers résultats d'un essai au champ de longue durée à Colmar

Montenach Denis¹, Houot Sabine² et Schaub Anne³

1 : INRA, Service d'Expérimentation Agronomique et Viticole, 28 rue de Herrlisheim 68021 Colmar, denis.montenach@colmar.inra.fr

2 : UMR INRA-INA.PG Environnement et Grandes Cultures, 78850 Thiverval-Grignon, houot@grignon.inra.fr

3 : Mission Recyclage Agricole du Haut-Rhin, allée de Herrlisheim, 68000 Colmar, araa@bas-rhin.chambagri.fr

Introduction

Le retour au sol des produits résiduels organiques (PRO) est conditionné par leur valeur agronomique (source d'éléments fertilisants et de matière organique). Il suscite cependant toujours interrogations, suspicion et controverses au sein de la société civile, de la filière agricole, et du milieu scientifique. Les questions portent surtout sur les flux de polluants qui leur sont associés : accumulation d'éléments traces métalliques (ETM) dans les sols, risques de transfert dans les plantes ou vers la nappe phréatique, dynamique et dissipation des composés traces organiques (CTO).

Les essais de plein champ et de longue durée, impliquant des épandages de produits issus de filières de traitement réelles et appliqués à des doses agronomiques, mettent en jeu de faibles flux répétés de ces polluants et se rapprochent des conditions réelles d'utilisation des PRO. Ils intègrent les différents processus interagissant dans l'écosystème cultivé ainsi que les différentes entrées et sorties de polluants. L'échelle de la parcelle ou de la micro-parcelle agricole permet le calage des modèles et la validation des travaux réalisés en conditions contrôlées.

L'INRA, en collaboration avec la Mission Recyclage Agricole du Haut-Rhin (MRA 68), a mis en œuvre à Colmar en 2000, et pour une durée d'au moins dix ans, un tel dispositif expérimental. Il a pour objet l'étude des conséquences, à long terme, du recyclage agricole de PRO d'origine urbaine et agricole sur la qualité des sols, des eaux d'infiltration, et des récoltes.

Présentation du site expérimental

Ce dispositif a pour principaux objectifs : (1) de caractériser les impacts de l'épandage de trois types de produits résiduels (boue d'épuration urbaine, fraction fermentescible des ordures ménagères, effluents d'élevage), d'une part sur les flux d'ETM et de CTO dans les différents compartiments de l'écosystème cultivé (sol, eau, plante cultivée), d'autre part sur la dynamique de la matière organique et de l'azote dans le sol ; (2) de mettre en évidence l'effet du compostage sur ces impacts.

Le dispositif (2 ha) est implanté sur le domaine expérimental de l'INRA de Colmar (68). L'essai est conduit sans irrigation, selon des pratiques agricoles locales avec une succession des principales cultures alsaciennes en rotation (maïs grain, blé tendre d'hiver, orge de printemps brassicole et betterave sucrière). Le dispositif d'essai est de type « bloc Fischer » à quatre blocs avec, comme facteur principal, le type de PRO épandu tous les deux ans (boue urbaine déshydratée, boue urbaine compostée, compost de biodéchets (FFOM), fumier de bovin, fumier de bovin composté, témoin sans apport). Ce facteur est croisé avec un second facteur : avec et sans complément minéral azoté.

Un bloc de parcelles est équipé de bougies poreuses pour prélever la solution du sol à 140cm. Une station météorologique mesure température de l'air, pluviométrie, ETP et rayonnement. Un pluviomètre réfrigéré permet d'échantillonner les eaux de pluie.

Après un état initial des sols réalisé en 2000, des analyses sont régulièrement effectuées sur différentes matrices (sols, solution du sol, végétaux cultivés, eaux de pluie, PRO épandus, engrais) : paramètres agronomiques, ETM et CTO.

Résultats

Le compostage stabilise la matière organique des PRO, ce qui se traduit par une diminution de la biodégradabilité du C des PRO (Fig 1) et une augmentation de leur valeur amendante. Le compostage réduit également la disponibilité de l'azote, surtout dans le cas de la boue (Tableau 1).

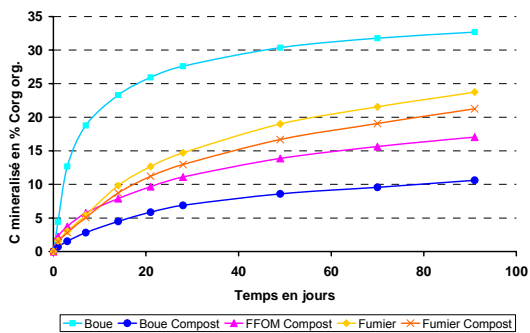


Fig 1 : Cinétique de minéralisation du C des PRO en conditions contrôlées de laboratoire

CAU 2 ans (%)

Boue
46

Boue comp.
25

Compost FFOM
19

Fumier
19

Fumier comp
21

Tableau 1 : Coefficient apparent d'utilisation de l'azote des PRO épandus (% N apporté) mesuré sur 2 ans

Les PRO sont les principaux flux d'entrée dans le sol d'ETM ; ces flux sont conformes à la réglementation en vigueur (arrêté 1998, NFU 44 095, NFU 44 051) ; ils représentent 0,02 à 1,5% des stocks présents initialement dans le sol. En revanche, la pluie serait vectrice de flux en certains PCB supérieurs à ceux générés par les PRO.

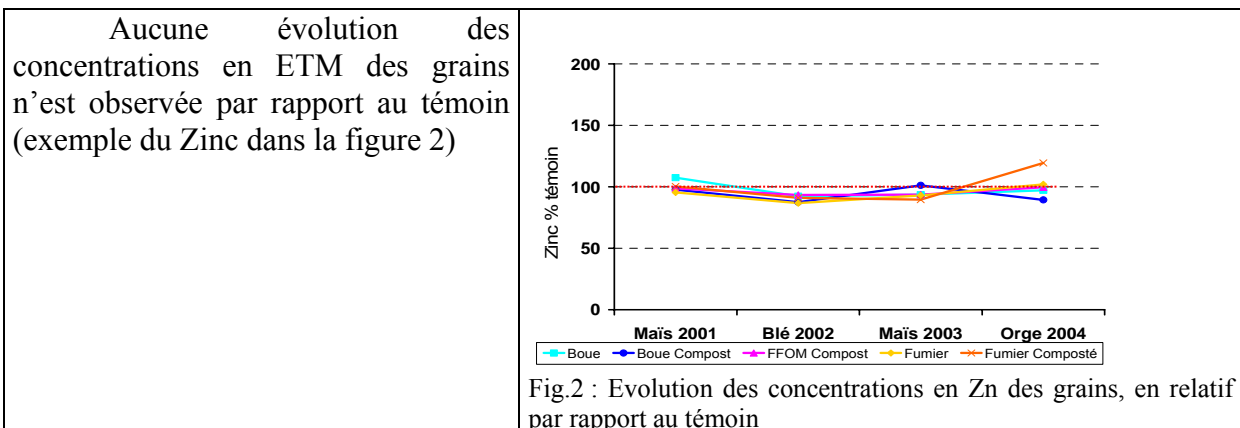


Fig.2 : Evolution des concentrations en Zn des grains, en relatif par rapport au témoin

Conclusion

Les premières campagnes montrent l'innocuité à court terme des produits apportés. L'intérêt du dispositif est de poursuivre les mesures afin de pouvoir conclure quant à l'innocuité et l'efficacité des produits organiques apportés à long terme.

La plate-forme de Colmar est conduite en coordination avec le dispositif de longue durée Qualiagro de l'INRA-Grignon et en relation avec 2 essais alsaciens conduits par la MRA : l'ensemble des résultats est en cours d'assemblage dans une base de données. Ces sites pourraient constituer les premiers éléments d'un réseau national d'expérimentations.

Transferts et spéciation des Eléments Traces Métalliques dans un environnement littoral : La baie de Somme

Marilyne Soubrand-Colin^{1,2} et Hélène Horen^{1,3}

1 : Dept. De Géologie de l'université Picardie Jules Verne, 33 rue St Leu, 80000 Amiens

2 : Laboratoire de processus et bilans en domaines sédimentaires, UMR PBDS 8110

3 : Laboratoire de Géologie de l'ENS, 24, rue Lhomond 75005 Paris, UMR 8538,

Correspondant : marilynne.soubrand-colin@u-picardie.fr

Introduction

Les systèmes littoraux constituent un site charnière entre le bassin versant et le plateau continental où les cycles élémentaires sont régulés par les processus d'échanges et de transferts biogéochimiques entre l'eau, le sédiment et les organismes vivants. L'objectif de cette étude est d'établir une étude de référence en système naturel.

La Baie de Somme représente un remarquable exemple d'environnement estuarien faiblement pollué. Les données existantes sur la baie de Somme (Elkaim, 1992) montre des teneurs relativement faibles comparativement à la Seine par exemple mais non négligeables. Certains éléments comme le Cadmium ou le Zinc ont des teneurs variables dans la baie et peuvent atteindre des seuils importants (Ducrottoy et al., com. pers.).

La connaissance des teneurs totales en ETM est insuffisante pour établir un diagnostic sur leur toxicité. La mobilité des ETM dans l'environnement, et leur disponibilité vis-à-vis de la biosphère est déterminée par la forme sous laquelle se trouve l'élément: en solution, sous forme dissoute, colloïdale, libre ou complexé, ou sous forme solide ou de précipité, lié à des phases minérales ou organiques. De la nature de ces phases et des liaisons chimiques mises en jeu dépendent l'aptitude des ETM à passer dans la colonne d'eau.

Il n'existe actuellement aucune étude sur la répartition géochimique des ETM dans la phase solide des sédiments. L'objectif de notre étude est de mieux comprendre l'influence de la nature des phases porteuses sur la distribution spatiale des éléments.

L'évolution de l'estuaire depuis quelques années montre une extension remarquablement rapide des mollières vers le sud (SOGREAH, 1995). Parmi les espèces pionnières, on compte la Salicorne, la Spartine Maritime ainsi que la Spartine Anglaise qui est une espèce invasive entrant en compétition avec les deux précédentes. L'implantation de

Elément	Concentration (ppm)
Ni	7,3
Cr	47,3
Cd	0,4
Pb	13,8
Zn	48,9
Cu	9,3

Tableau 1 : Concentration en ETM en baie de Somme (mg par kg de sédiment sec) (Elkaim, 1992).

Spartine dans les sédiments où règnent des conditions anoxiques modifie considérablement le milieu aux environs des racines en y apportant de l'oxygène (Holmer et al. 2002) ce qui a pour effet de diminuer le taux « apparent » de réduction de sulfates en ré-oxydant les formes réduites de soufre et de fer. D'importantes concentrations en Fe^{3+} ont été mises en évidence dans ces sédiments (Boje, 2000). Des études ont montré que la biodisponibilité des ETM pouvait également être accrue par les racines des végétaux dans la zone rhizosphérique à la suite des modifications du potentiel rédox et du pH (Madureira et al., 1997) et par la complexation des ETM avec les exsudats racinaires (acide oxalique, citrique, malique...) (Parker et al., 2001 ; Berkelaar and Hale, 2003, Mucha et al., 2005).

Matériels et méthodes

Le premier aspect de ce travail est une étude des phases solides porteuses d'ETM apportées par le bassin versant. Un deuxième aspect va concerner le suivi spatio-temporel des processus de subsurface induits par l'activité biologique ainsi que les transferts des ETM entre les sédiments et les plantes via la rhizosphère. Pour ce travail nous proposons une approche originale appuyée sur les techniques de chimie et de minéralogie couplées à une étude des propriétés magnétiques. Nous nous intéresserons à la spéciation des ETM en relation avec les caractéristiques physico-chimiques du milieu et les conséquences sur leur biodisponibilité.

Résultats

La figure 1 montre deux exemples de modifications des conditions redox du milieu associées à la présence de racines.



Figure 1 : Effets de la présence de racines sur les conditions redox des sédiments. A droite, les racines de salicorne sont associées à une disparition d'un niveau noir horizontal riche en matière organique réduite, à gauche les racines sont entourées de zones oxydées diffuses.

Références bibliographiques

- Berkelaar, E., Hale, B. A. 2003. Accumulation of cadmium by Durum Wheat roots: bases for citrate-mediated exceptions to the free ion model. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22, 1155-1161.
- ELKAIM B. (1992) - Détermination des mécanismes de l'évolution biosédimentaire dans un estuaire macrotidal: la Baie de Somme. Concentration métallique dans les sédiments en Baie de Somme. Rapp. 5 p. GEMEL.
- Mucha, A.P., Almeida, C. M. R., Bordalo, A. A., Vasconcelos, M. T. S. D. 2005, Exudation of organic acids by a marsh plant and implications on trace metal availability in the rhizosphere of estuarine sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 65, 191-198.
- Parker, D. R., Pedler, J. F., Ahnstrom, Z. A. S., Resketo, M. 2001. Reevaluating the free-ion activity model of trace metal toxicity toward higher plants: experimental evidence with copper and zinc. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20, 899-906.

Réduction des émissions de pesticides en viticulture en Champagne (SWAP-CPP)

Hennebert Pierre¹

1 IRH Ingénieur Conseil, BP 286, 54515 Vandoeuvre-les-Nancy Cedex,
pierre.hennebert@irh.fr

Résumé

Un projet LIFE Environnement de suivi et d'amélioration de la qualité des eaux de ruissellement est en cours à Baslieux-sous-Châtillon (51) depuis 2005. Des parcelles viticoles totalisant 23 ha à Baslieux-sous-Châtillon sont suivies pendant trois ans. Les pratiques culturales (gestion de la couverture du sol) et les dispositifs agro-environnementaux (bande enherbée), ainsi qu'une gestion optimisée des eaux de ruissellement (rétention en bassin d'orage) sont évalués. 49 pesticides sont suivis. Une réduction significative des émissions de pesticides a été obtenue en 2006 par baisse du ruissellement à la parcelle (enherbement, paillis d'écorces, infiltration/dissipation par une bande enherbée) et rétention des eaux de ruissellement aval en bassin d'orage : diminution d'un facteur 5 pour le cuivre et d'un facteur 2.5 pour les pesticides organiques. Les résultats sont disponibles sur http://www.groupeirhenvironnement.com/IRH-Environnement/telediag/SWAP-CPP/index_fr.html.

Matériel et méthodes

Une enquête initiale de terrain au simulateur de pluie a montré que le facteur primordial contrôlant le ruissellement des parcelles est la **couverture du sol**. Nous avons donc installé **15 placettes expérimentales** de 50 m², soit 5 couvertures du sol (nu avec sarments brûlés, tournière enherbée 2 m après sol nu, sarments broyés, enherbement 50%, mulch d'écorces) en 3 répétitions avec recueil des eaux (Figure 1) pendant 3 ans, de 2005 à 2007. Des appareils de mesure de débits et de prélèvement d'échantillons ont été installés à l'aval de **2 bassins versants** B et C de 9 et 14 has respectivement (Figure 1). Au total, 49 pesticides sont suivis dans les eaux et les sédiments, représentant 8000 et 6500 résultats individuels en 2005 et 2006. Les apports de pesticides sont connus par enquête auprès des viticulteurs. Seul un résumé sur les **émissions par les eaux** est présenté ici.



Figure 1 : Systèmes de collecte des eaux en placette (caniveau et cuve) et en fossé aval de versant (canal, débitmètre, préleveur d'échantillons)

Résultats

Apports : les apports de pesticides sont élevés (cuivre : 0.98 et 1.4 kg/ha et pesticides organiques : 23.9 et 24.6 kg de substance active/ha pour 2005 et 2006 respectivement). Les doses sont très variables (entre 15 et 35 kg/ha de pesticides organiques) alors que les rendements sont peu différents entre viticulteurs.

Concentration dans les eaux : en 2005, le cuivre a une teneur moyenne générale de 300 µg/l et les pesticides organiques atteignent en moyenne générale 110 µg/l, dont le dimétomorphe (44 µg/l) et le glyphosate (36 µg/l). En 2006, les concentrations ont nettement

baissé partout (moyenne générale cuivre 91 µg/l, pesticides organiques 64 µg/l, essentiellement aminotriazole, glyphosate, dimétomorphe, et dithiocarbamates), sauf pour l'aminotriazole en placette. Les molécules suivantes ont des concentrations moyennes < 0.1 µg/l dans les eaux :

- 2005 : 13 molécules : azoxystrobine, cymoxanil, dinocap, fenoxycarb, flumioxazine, flusilazole, folpel, iprovalicarb, lufénuron, mepanipyrim, méthomyl, oryzalin, quinoxyfen et 1 métabolite : 3,4-dichloroaniline (métabolite du diuron)
- 2006 : 14 molécules : alphaméthrine, benalaxyl, chlorothalonil, chlorpyriphos éthyl, cymoxanil, dinocap, fenoxycarb, flumioxazine, flusilazole, folpel, lufénuron, mepanipyrim, méthomyl, spiroxamine et 1 métabolite : 3,4-dichloroaniline (métabolite du diuron).

Quantité émises dans les eaux : les exportations sont radicalement réduites par l'enherbement et les écorces (facteur 100 en 2005) (Figure 2). En 2006, les exportations du bassin B aménagé baissent, alors que celles du bassin C augmentent (année plus érosive, apports plus importants). Globalement, en 2006, le cuivre est émis à 17 g/ha et les pesticides organiques à 10 g/ha.

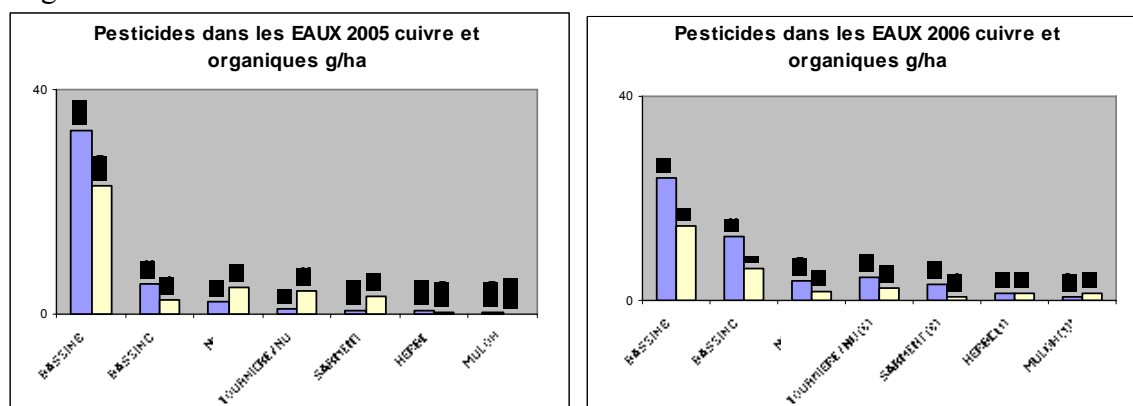


Figure 2 : Quantités ruissellées dans les eaux : cuivre (gauche) et pesticides organiques (droite)

Ratio émission/apport : en 2006, confirmant les résultats de 2005, les taux d'émission sont importants pour le soufre (100 %, essentiellement sous forme de sulfate inoffensif) et le cuivre (1.3 %). Les pesticides organiques ont un taux d'émission global de 0.05 %. Parmi les molécules organiques,

- 9 molécules sont émises à un taux entre 1 % et 0.1 % (par ordre décroissant) : difénoconazole, glyphosate et son métabolite AMPA, dimétomorphe, diuron, fenhexamid, métalaxyl-M, iprovalicarb, pyriméthanil, tébuconazole ;
- 9 molécules entre 0.06% et 0.0001 % (par ordre décroissant) : aminotriazole, oryzalin, kresoxim-méthyl, fludioxonil, dichlobénil, gluphosinate, dithiocarbamates (mancozèbe et metiram zinc), isoxaben, procymidone ;
- 14 molécules ne sont jamais retrouvées dans les eaux : voir ci-dessus

Conclusion

L'enherbement, les écorces et la gestion aval des eaux en bassin d'orage divisent par 5 (cuivre) et par 2.5 (pesticides organiques) les émissions spécifiques (à apport et année climatique égales) dans les eaux.

Remerciements

Les viticulteurs de Baslieux-ss-Châtillon (51), l'Agence de l'Eau Seine-Normandie et le programme LIFE (L'Instrument Financier pour l'Environnement) de l'Union Européenne, DuPont de Nemours, l'Association Française de la Protection des Plantes (partenaires du projet).

Diagnostic d'une contamination par les éléments traces métalliques des sols irrigués par les eaux usées dans la province de Settat - Maroc

Rochdi Aïcha¹, Bouzidi Abdelhamid¹, Koulali Yahya¹, Faiz Meryem¹, Kao Tomgouani¹
¹Laboratoire des Sciences de l'Environnement et du Développement, Faculté des Sciences et Techniques de Settat, Université Hassan I, BP 577-Settat, Maroc- aicha.rochdi@menara.ma

Introduction

La ville de Settat à l'égard de nombreuses villes marocaines, déversent environ 9632m³/jour d'eaux usées domestiques et industrielles sans aucun traitement préalable. L'objectif principal de ce travail est le diagnostic de l'état de pollution par les éléments traces métalliques des sols irrigués par les eaux usées (EU) collectées dans l'oued Bou Moussa au nord de Settat. Le sol et la solution du sol d'une parcelle irriguée par les eaux usées (PEU) et ceux d'une parcelle témoin (PT) ont été analysés afin de déterminer leur teneur en éléments traces métalliques (ETM) et de suivre la migration de ces éléments le long du profil du sol.

Description des parcelles d'étude :

L'étude a été réalisée sur deux parcelles, une parcelle témoin située au NO de Settat, irriguée à l'eau de puits et dont le sol est de type calcimagnésique à tendance vertique peu profond (entre 30 et 50cm) avec une dalle calcaire. La deuxième parcelle se trouve au NNE de Settat, irriguée par les eaux usées et dont le sol est de type isohumique de profondeur dépassant souvent les 80cm. Les deux parcelles sont utilisées pour la culture du maïs destiné aux bétails et aucun amendement ne leur a été apporté lors de cette année d'échantillonnage.

Tableau I : Certaines caractéristiques des sols

Latitude	Longitude	Prof. (cm)	pH (eau)	Arg. (%)	Limon (%)	S. grossiers (%)	S.fin (%)
		Parcelle		Témoin			
N 33°05'13"	W 7°37'58"	0 - 20	8,53	53,33	8,90	7,63	29,47
		20 - 40	8,59	58,33	7,13	7,60	26,73
		Parcelle		irriguée			
				par les Eaux Usées			
N 33°04' 51"	W 7°36'43"	0 - 20	8,54	50,00	6,33	5,30	38,40
		20 - 40	8,79	55,00	4,33	7,33	33,37

Prof. Profondeur ; Arg. argile ; S. sable

Echantillonnage du sol :

L'échantillonnage du sol s'est effectué sur les deux parcelles à deux reprises, au début et à la fin de la récolte. Les prélèvements ont été effectués à la tarière dans les tranches de profondeurs suivantes : 0-20cm ; 20-40cm ; 40-60cm ; 60-80cm ; et parfois 80-100cm avec 3 à 4 points d'échantillonnage par parcelle à raison de 12 échantillons de la parcelle témoin et 15 échantillons de la parcelle irriguée par les eaux usées.

Les échantillons du sol destinés à l'analyse par spectrométrie d'émission plasma à couplage inductif, ont subi un séchage à l'étuve à 105°C pendant 24h, puis broyés à l'aide d'un mortier en porcelaine avant d'être minéralisés selon la méthode de la Norme AFNOR X31-151.

Echantillonnage de la solution du sol :

L'échantillonnage de la solution du sol s'est effectué à l'aide d'échantillonneur constitué d'un tube en PVC au bout duquel est fixée une bougie poreuse. La durée d'aspiration appliquée dépendait de l'irrigation des deux parcelles, mais en moyenne un

prélèvement toutes les semaines a été réalisé. On prélève la solution récoltée au fond du tube par un système d'aspiration directement dans un flacon sous vide. Deux tubes ont été installés à chacune des profondeurs choisies, à savoir 40, 60 et 80 cm à raison de 17 échantillons au niveau de la parcelle témoin et 16 échantillons au niveau de la parcelle irriguée par les eaux usées.

Les échantillons de la solution du sol destinés à l'analyse par spectrométrie d'émission plasma à couplage inductif, ont été analysés directement sans aucun traitement.

Charge en éléments traces métalliques (ETM) au niveau de la solution du sol :

L'étude a concerné la teneur en ETM (Cd, Pb, Cu, Mn, Zn, et Ni) dans la solution du sol pour les trois profondeurs investies dans les deux parcelles d'études : parcelle témoin irriguée par l'eau de puits et celle irriguée par les eaux usées brutes (EU). Les teneurs en Pb sont identiques pour les deux parcelles quelle que soit la profondeur, alors que d'autres éléments ont des tendances d'accumulation préférentielles très nettes. En effet, on a noté des teneurs des ETM plus élevées au niveau de la parcelle irriguée par les EU, soit à toutes les profondeurs tel est le cas du Ni qui affiche, en plus, une tendance croissante de sa teneur avec la profondeur, soit à des profondeurs moyennes (40 et 60cm) comme c'est le cas du Cu qui montre une tendance décroissante de sa teneur avec la profondeur ; ou bien en profondeur, cas de Fe et Mn qui ont tendance à s'accumuler au fond du profil du sol (80cm) avec une tendance croissante pour le Mn qui affiche une valeur 13 fois supérieure à celle de l'horizon au dessus. Pour le Zn, des teneurs plus élevées sont notées au niveau du sol témoin par rapport à celle de la parcelle irriguée par les EU avec une nette tendance à la hausse avec la profondeur dans les deux sols. Le Cd semble être plus concentré au niveau des horizons profonds de la parcelle témoin sans tendance nette d'augmentation de sa teneur avec la profondeur.

En récapitulant on peut dire que le nickel et le manganèse restent les indicateurs de la pollution par les ETM dans la solution du sol et que l'ordre de l'accumulation des éléments traces métalliques dans la solution du sol irriguée par les EU est comme suit : Ni > Mn >> Cu.

Charge en éléments traces métalliques au niveau du sol :

Les résultats de l'analyse du sol au niveau des profondeurs : 0-20cm, 20-40cm, 40-60cm, 60-80cm, et même 80-100cm pour la parcelle irriguée par les eaux usées montrent pour les ETM : Fe, Cu, Pb, Mn et Cr, des teneurs plus élevées par rapport à la parcelle témoin mais sans dépasser les normes préconisées.

Pour le Zn nous avons remarqué des teneurs anormalement élevées au niveau de la profondeur 40-60cm au niveau de la parcelle témoin et qui dépasse largement les normes préconisées. Tandis que pour le Cd des teneurs insignifiantes ont été obtenues au niveau des deux parcelles.

L'évolution des éléments traces métalliques le long du profil du sol présente aussi une variabilité selon le type de parcelle et selon l'élément considéré. Une nette répartition verticale de ces ETM le long du profil du sol est observée avec une plus grande concentration dans les horizons moyens (20-40cm et 40-60cm) pour le Cu, Fe, et Mn ; alors que le Cr et le Ni montrent des teneurs relativement constantes le long du profil accompagnées d'une légère décroissance dans l'horizon profond. Pour le Pb une nette accumulation est observée au niveau des horizons de surface de la parcelle irriguée par les EU alors qu'au niveau de la parcelle témoin, le Pb présente des teneurs constantes le long du profil du sol.

L'analyse des paramètres physico-chimiques principalement, la texture, le pH, la conductivité électrique et à moindre effet la matière organique ont permis d'expliquer la répartition sélective des ETM entre les deux parcelles et le long du profil du sol.

Etude comparative de dix méthodes internationales de caractérisation visuelle de la structure des sols cultivés

Richard Guy¹, Boizard Hubert², Roger-Estrade Jean³

1 : INRA, UR0272 Science du Sol, Centre de Recherche d'Orléans, 2163 Avenue de la Pomme de Pin, BP 20619 Ardon, F-45166 Olivet Cedex, Guy.Richard@orleans.inra.fr

2 : INRA, Unité d'Agronomie, UR1158, Estrées-Mons, BP50136, F-80203 Péronne, Hubert.Boizard@mons.inra.fr

3 : INA P-G, Département AGER, UMR Agronomie, Centre de Recherches de Grignon, 78850 Thiverval-Grignon, estrade@grignon.inra.fr

Introduction

Il existe une forte demande de caractérisation rapide de la qualité des sols au champ, notamment du point de vue physique, que ce soit par les chercheurs ou par les acteurs du développement. Une expérimentation a été organisée en 2005 en France, sur le domaine INRA d'Estrées-Mons dans la Somme, par le groupe de travail "Appréciation visuelle de la qualité des sols" de l'ISTRO (International Soil Tillage Research Organisation) avec l'objectif de comparer au champ les principales méthodes de caractérisation visuelle de la structure des sols cultivés. Dix méthodes provenant de six pays (Nouvelle Zélande, Australie, Suisse, Danemark, Royaume-Uni et France) ont été testées. Trois méthodes sont basées sur l'observation d'un profil de sol, sept méthodes sont basées sur la caractérisation d'un volume de sol extrait à la bêche. Les dix méthodes ont été appliquées sur trois types de structure créés sur un même site en sol limoneux. On présente ici les principes généraux des dix méthodes employées et les résultats obtenus sur les trois parcelles de structures contrastées.

Présentation des dix méthodes

Chaque méthode comporte au moins deux et souvent trois étapes : (1) l'échantillonnage, qui peut se faire sur un profil de sol, un ou plusieurs volumes de bêche ; (2) la caractérisation de la variabilité spatiale : délimitation verticale des horizons (depuis la seule surface jusqu'à un mètre de profondeur selon les méthodes) et/ou latérale des passages de roues des engins agricoles, qui peut être repérée à partir de l'aspect de la surface du sol, la résistance à la pénétration du couteau ou de la bêche ou une appréciation visuelle ; (3) la caractérisation de la structure de chaque compartiment peut être estimée de différentes façons : variables de structure (taille et porosité des éléments structuraux, géométrie des macropores) ou caractérisation du fonctionnement du sol ou des plantes influencé par la structure (couleur, hydromorphie, enracinement, état de la matière organique, activité biologique). De plus, certaines méthodes mettent en œuvre des tests mécaniques comme le drop test (sur un volume apparent de sol) ou le test de stabilité structurale (sur des agrégats), suivis par un tamisage des fragments terreux obtenus.

Comparaison des dix méthodes

Les dix méthodes ont été appliquées sur trois parcelles de l'essai « Système de culture/Structure du sol » implanté sur le domaine INRA d'Estrées-Mons. Les parcelles correspondent à trois systèmes de grandes cultures (blé, maïs, betterave sucrière, pois et lin) qui se caractérisent par des niveaux de tassement (présence ou non de cultures récoltées en conditions humides) et de fragmentation (labour annuel ou travail du sol superficiel) très contrastés. Le sol est un limon moyen développé sur loess (Néoluvisol) avec des valeurs moyennes de 200 g kg⁻¹ d'argile et 700 g kg⁻¹ de limon dans les 30 premiers centimètres du sol.

Méthode (Pays)	Echelle d'observation	Parcelle 17 Labour annuel	Parcelle 8 Travail du sol superficiel	Parcelle 9 Travail du sol superficiel
		Niveau de risque de tassement annuel		
		Faible	Faible	Elevé
[1] Whole profile assessment (UK)	Profil de sol en place	+++	+	+
[2] SOILpak (Australie)		+++	+	++
[3] Profil culturel (France)		+++	++	+
[4] Peerlkamp score (UK)	Volume de sol extrait à la bêche	+++	+	++
[5] VSA (Nouvelle Zélande)		+++	+	++
[6] Soil quality scoring (UK)		+++	++	+
[7] VSA (Danemark)		+++	++	+
[8] FAL method (Suisse)		+	+	++
[9] Guide to better structure (GB)		+++	++	++
[6] Soil quality scoring of soil surface (GB)	Surface du sol	++	++	++
[10] CWSSC (Australie)		+	++	++

Résultats obtenus par les dix méthodes sur trois parcelles de structure contrastée

+++ structure « favorable »
+ structure « défavorable »

Les dix méthodes testées classent globalement de la même manière la parcelle 17, dont la structure est jugée favorable, ce qui est cohérent avec le niveau de risque de tassement plus faible dans cette situation (voir tableau ci-dessus). Les méthodes 8 et 10, toutefois, classent mal cette parcelle. L'accord est moins net pour les deux autres parcelles, qui sont soit jugées comme ayant une structure du sol équivalente, soit classées dans un sens ou dans l'autre à part égale entre les méthodes. Une analyse détaillée des résultats de chaque méthode nous incite à penser que ce sont les problèmes d'échantillonnage liés à la variabilité spatiale intra-parcellaire de la structure d'une parcelle cultivée qui sont à l'origine de ces différences de classement entre les méthodes testées.

Conclusion

Cette expérimentation a mis en évidence l'intérêt respectif des différents types de méthodes. L'étape suivante consisterait à formaliser la complémentarité entre les dix méthodes présentées en fonction de l'usage (précision, difficulté, temps,...), d'autre part à proposer de nouveaux moyens de raisonner l'échantillonnage spatial des méthodes (mesures pénétrométriques et/ou géophysiques).

Références

- [1] Batey T (2000). Soil profile description and evaluation. In "Soil and environmental analysis: Physical methods" second edition, KA Smith, CE Mullins (Eds), Marcel Dekker Inc: New York, 595-628.
- [2] McKenzie DC (2001). Rapid assessment of soil compaction damage. I. The SOILpak score, a semi-quantitative measure of soil structural form. *Australian Journal of Soil Research*, 39, 117-125.
- [3] Roger-Estrade J, Richard G, Caneill J, Boizard H, Coquet Y, Défossez P, Manichon H (2004). Morphological characterisation of soil structure in tilled fields. From a diagnosis method to the modelling of structural changes over time. *Soil & Tillage Research*, 79, 33-49.
- [4] Peerlkamp PK (1967). Visual estimation of soil structure. In *West European Methods for Soil Structure Determination*, deBoodt, Frese, Low, Peerlkamp (Eds), Ghent, Belgium, State Fac. Agric. Sci. 2, 11-12.
- [5] Shepherd TG (2000). Visual soil assessment. Volume 1. for cropping and pastoral grazing on flat to rolling country. Palmerston North, New Zealand, 84 p.
- [6] Ball BC, Douglas JT (2003). A simple procedure for assessing soil structural, rooting and surface conditions. *Soil Use and Management*, 19, 50-56.
- [7] Munkholm LJ (2000). The spade analysis - a modification of the qualitative spade diagnosis for scientific use. DIAS-report No. 28 Plant Production, Danish Institute of Agricultural Sciences, 73 p.
- [8] Hasinger G, Nievergelt, Petrsek M, Weisskopf P (2004). Observer et évaluer la structure du sol. Cahiers de la FAL 50, FAL, Zürich-Reckenholz, Suisse.
- [9] National Soil Resources Institute (2001) A guide to better soil structure, Cranfield Univ., Silsoe, UK., 19 p.
- [10] Lawrie J, Murphy B, Packer IJ, Harte AJ (2000). Soils and sustainable farming systems. In *Soils – Their Properties and Management*, PEV Charman, BW Murphy (Eds), Oxford University Press, Melbourne.

Estimation de la sensibilité des sols agricoles français aux tassements par les engins agricoles

**Kawtar Saffih-Hdadi¹, Défossez Pauline¹, Cui Yu-Jun², Chaplain Véronique³
Tessier Daniel³, Richard Guy⁴**

1 : Unité d'Agronomie UR1158, INRA, rue F. Christ, F-02007 Laon, kawtar.saffih-hdadi@reims.inra.fr, defossez@laon.inra.fr.

2 : CERMES – Institut Navier, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 6 et 8, avenue Blaise Pascal, Cité Descartes, 77455 Marne La Vallée cedex 2, cui@cermes.enpc.fr.

3 : Unité PESSAC (Physico-chimie et Ecotoxicologie des Sols et d'Agrosystèmes Contaminés), INRA, RD 10 Route de St-Cyr, 78026 Versailles Cedex, chaplain@versailles.inra.fr, tessier@versailles.inra.fr.

4 : UR0272 Science du Sol, Centre de recherche d'Orléans, INRA, 2163 Avenue de la pomme de pin, BP 20619 Ardon, 45166 Olivet Cedex, Guy.Richard@orleans.inra.fr.

Contexte

Le tassement des sols par le passage des engins agricoles est avec l'érosion hydrique le processus majeur de dégradation physique des sols en Europe. Il est dû à la mécanisation de l'activité agricole qui tend à une augmentation des charges des engins utilisés lors des interventions culturales et concerne les systèmes de grandes cultures, les vignes et les forêts.

Plusieurs approches ont été proposées pour estimer le risque de tassement en fonction des pratiques agricoles et des sols. La première repose sur la notion de charge critique qui correspond à la contrainte maximale appliquée à la surface du sol qui n'induit pas de contrainte supérieure à la pression de préconsolidation [1], la seconde consiste à estimer une intensité de tassement au-delà de ce seuil en fonction de la compressibilité du sol (indice de compression) [2]. Ces approches font appel à des modèles de mécanique des sols permettant d'estimer les contraintes mécaniques exercées dans le sol par le passage des engins. Ces modèles reposent sur la connaissance des propriétés mécaniques qui dépendent du type de sol et de son état hydrique. L'étude présentée ici concerne l'acquisition de références sur la sensibilité des sols au tassement en France par des mesures des propriétés mécaniques des sols cultivés. L'objectif de ces travaux est d'identifier des conditions pédo-climatiques et culturales à risque important de tassement et de développer une prévention des tassements basée sur une gestion des périodes d'interventions culturales. Cette démarche est appliquée à l'échelle de la France dans le projet DST « Dégradation des Sols agricoles et forestiers liées au Tassement » financé par les APR GESSOL2 et ADD.

Matériel et méthodes

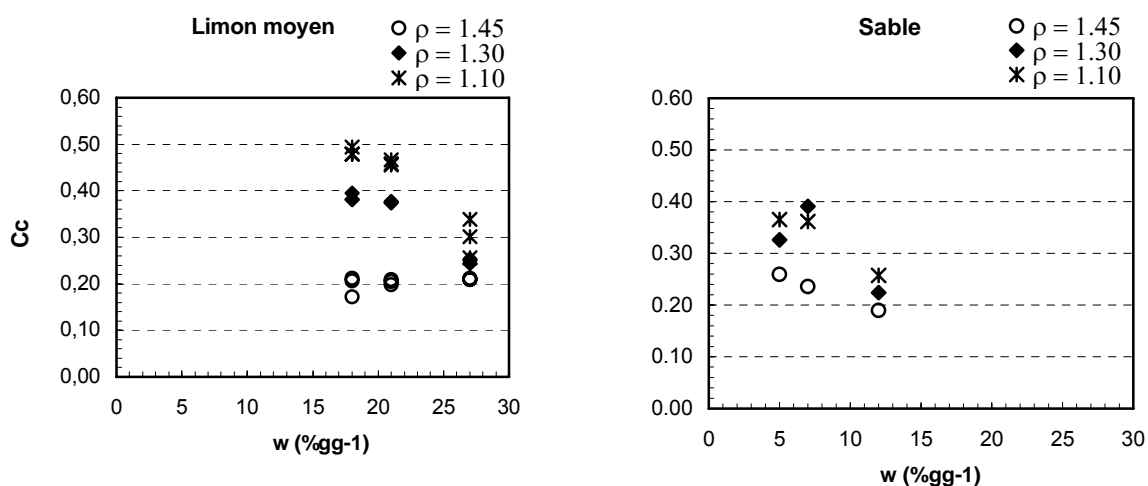
Des essais mécaniques de compression uniaxiale ont été réalisés à l'aide d'un oedomètre sur 25 horizons de sols prélevés dans des systèmes de grandes cultures, de vignes et de forêt. Ces mesures ont été réalisées en 2006 par trois laboratoires impliqués dans le projet DST (INRA Versailles, Cermes, INRA Laon-Reims-Mons) pour des horizons de sols de 0 à 60 cm à différentes teneurs en eau et masses volumiques initiales. Les paramètres d'identification (limites d'Atterberg, valeur au bleu de méthylène) et les caractéristiques physiques et physico-chimiques (texture, densité de solide, granulométrie, teneur en carbone, pH, propriétés de rétention) de ces sols ont été mesurés selon les normes utilisées en géotechnique et en physique du sol. Les essais oedométriques ont été réalisés sur des échantillons soit reconstitués à différentes masses volumiques initiales (1,1 ; 1,3 ; 1,45 Mg m⁻³) à partir du sol tamisé < 2mm pour représenter différents états structuraux issus du travail du sol, soit taillés à partir de blocs prélevés *in situ* pour les horizons de sol ne subissant pas de travail du sol (sous sol, forêt). Les échantillons ont été humectés par pulvérisation pour obtenir différentes teneurs en eau initiales.

Les essais oedométriques consistent à appliquer des chargements par paliers pendant 5 min (15, 30, 50, 100, 200, 300, 600, 800 kPa). L'indice de compression et la pression de préconsolidation sont estimés à partir des relations contrainte-déformation ainsi obtenues.

Résultats attendus

Les résultats de cette étude vont permettre d'estimer la variabilité des propriétés mécaniques des sols cultivés à l'échelle de la France et d'améliorer les corrélations existantes : en identifiant les facteurs de variation des propriétés mécaniques, en quantifiant ces variations, et en proposant des corrélations pour les paramètres mécaniques qui complèteraient les corrélations existantes en géotechnique et pour les sols agricoles.

Les premiers résultats montrent que la pression de préconsolidation (p_c) décroît avec la teneur en eau et la porosité du sol quelque soit le sol. Les variations de l'indice de compression caractérisant l'intensité des déformations une fois le seuil p_c franchi dépendent du type de sol (Figure 1). Pour le limon moyen, elles dépendent de la masse volumique du sol, ce qui n'est pas le cas pour le sable. L'analyse de ces différents comportements doit nous permettre d'établir des classes de sol plus ou moins sensibles au tassement, qui seront confrontées aux corrélations proposées en géotechnique et en agronomie [3].



(a)

(b)

Figure 1 : Indice de compression C_c en fonction de la teneur en eau massique w pour un limon moyen exploité en grande culture (a) et pour un sable utilisé comme pare feu (b) pour trois masses volumiques initiales du sol (1.10, 1.30, 1.45 Mg m^{-3}).

Références

1. Van den Akker, J.J.H., 1997. Construction of a wheel-load bearing capacity map of the Netherlands. Proc. 14th ISTRO conference, Pulawy, Poland, 1997. Bibliotheca Fragmenta Agronomica, Vol 2A/97: pp. 15-18.
2. O'Sullivan, M.F., Henshall, J.K., Dickson, J.W., 1999. A simplified method for estimating soil compaction. *Soil & Tillage Research*, 49, 325-335.
3. Keller T., Défossez P., Weiskopf P., Arvidsson J., Richard G., SoilFlex: A model for prediction of soil stresses and soil compaction due to agricultural field traffic including a synthesis of analytical approaches. *Soil Tillage Research*, sous presse.

Rôle des apports de co-compost sur le tassement des sols

**Chanet Myriam¹, Marionneau Anicet¹, Dabas Michel²,
Bacconnet Claude³, Couhert Jean-Paul⁴
avec le soutien financier de l'ADEME**

1 : Cemagref, UR TSCF, 24 avenue des Landais, BP 50085, 63172 Aubière cedex,

myriam.chanet@cemagref.fr et anicet.marionneau@cemagref.fr

2 : GEOCARTA, 16 rue du sentier, 75002 Paris, dabas@geocarta.fr

3 : LGC-CUST UBP, BP 206, 63174 Aubière cedex, bacconnet@lermes.univ-bpclermont.fr

4 : ENITAC, Site de Marmilhat, 63370 Lempdes, couhert@enitac.fr

La structure du sol dans les phénomènes de ruissellement, d'infiltration, d'érosion ou encore de lessivage, joue un rôle majeur. Elle constitue un indicateur pertinent de la santé des sols et son amélioration est un enjeu environnemental crucial. Différentes solutions sont proposées pour augmenter la stabilité structurale des sols : techniques culturales différentes, amendements organiques... Encore faut-il pouvoir quantifier à l'échelle d'une parcelle l'évolution de la structure sous l'effet des solutions mises en œuvre.

Nous nous sommes donc intéressés aux effets des apports de co-compost sur l'amélioration de la résistance à la compaction. L'étude a été menée sur des sols sensibles à la compaction pour deux systèmes culturaux (semis classique sur labour et semis direct). Les méthodes mises en œuvre pour la quantification de ces effets sont des méthodes de caractérisation dynamique (OCDS¹ et ARP²) associées à des mesures classiques de caractérisation des sols et à des observations agronomiques.

Durant deux ans, des apports de co-compost, sans autre modification de l'itinéraire cultural, ont été effectués sur douze micro-parcelles situées sur une parcelle d'une superficie de neuf hectares présentant une texture sablo-argileuse (luvisol rédoxisol). Ces micro-parcelles sont des bandes de 24 m de large sur 50 m de long. A chaque micro-parcelle ayant reçu du co-compost est associée une micro-parcelle "témoin" (sans apport de co-compost).

Les micro-parcelles ont été placées sur la parcelle en fonction de zones "homogènes" repérées sur une photo aérienne et des cartographies de rendement et d'effort à la scarification.

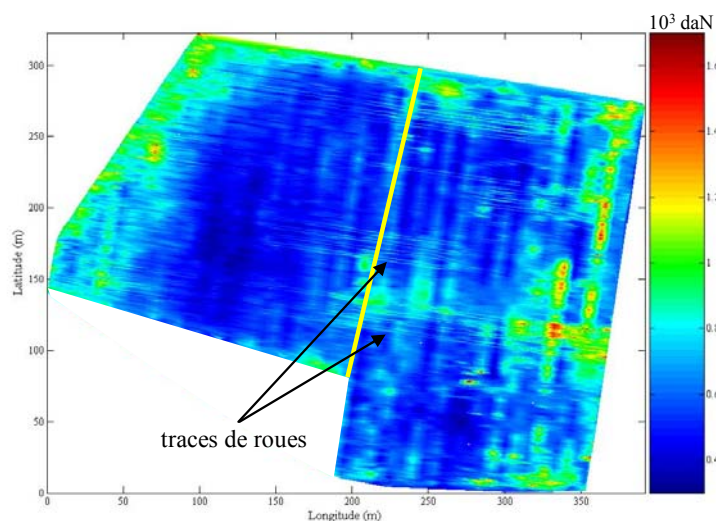
Le co-compost apporté (40 t/ha) est issu du co-compostage de déchets verts, il contient beaucoup de ligneux. Il présente les caractéristiques suivantes.

C/N	Matières sèches (%)	Carbone	Azote	Phosphate	Potasse
		Pourcentage de matières sèches			
15	50	10	0,5	4	12

¹ Outil de Cartographie de Dureté du Sol (technologie Cemagref)

² Automatic Resistivity Profiling (technologie GEOCARTA)

L'utilisation des systèmes de mesures dynamiques ont permis de tenir compte des variabilités spatiales présentes sur la parcelle et ainsi d'obtenir des cartographies de la parcelle pour différentes profondeurs. A titre d'exemple, la figure suivante présente la cartographie des efforts à la scarification enregistrés sur la couche 0-30 cm. Sur cette figure est matérialisée par un trait jaune la limite de séparation entre le semis direct (à gauche) et le semis sur labour (à droite).



Sur cette cartographie, obtenue à partir des expérimentations menées la troisième année (en 2006), les traces de roues laissées lors de la dernière opération d'épandage de co-compost sont nettement visibles.

L'interprétation des résultats des expérimentations menées en 2004 et 2005 a principalement permis d'observer une différence d'effet des apports de co-compost très marquée entre le semis sur labour et le semis direct notamment en fonction de la profondeur. Ceci s'explique par l'opération de labour qui a mélangé le co-compost sur les trente premiers centimètres. Par contre sur le semis direct, il a été apporté en surface et a créé un mulch provoquant des différences de dureté du sol.

Elle a également permis de constater que les effets des apports de co-compost semblent dépendre de la nature du sol. Les apports semblent bénéfiques dans les zones sablonneuses contrairement aux zones moins sablonneuses.

L'amélioration de la structure, confirmée par des efforts moindres sur les zones ayant reçu du co-compost que sur les zones n'en n'ayant pas reçu, est observée excepté sous les passages des roues, créant une zone de compaction, lors de l'opération réalisant l'apport de co-compost.

Les apports de co-compost ne sont donc pas forcément bénéfiques en termes de structure puisqu'on fait un passage supplémentaire pour cette opération. Selon les conditions d'humidité du sol lors de cette opération, des dégradations importantes peuvent se produire, supérieures aux améliorations induites par les apports, notamment lors des premières années. C'est ce que nous allons vérifier grâce aux expérimentations 2007.

Conséquences du tassement sur le fonctionnement hydrique des sols : effet de la variation de la masse volumique sur les propriétés hydrodynamiques

Lefebvre Marie-Pierre¹, Richard Guy¹, Duval Odile¹, Bornet Frédéric², Cousin Isabelle¹

1 : INRA, UR0272 Science du Sol, Centre de Recherches d'Orléans, BP 20619, F- 45 166 OLIVET Cedex, Marie-Pierre.Lefebvre@orleans.inra.fr

2 : INRA, UR1158 Agronomie de Laon-Reims-Mons, rue Fernard Christ, F-02007 Laon Cedex

Introduction

Le tassement des sols lors des passages d'engins est, depuis quelques années, une préoccupation pour l'ensemble des acteurs en lien avec les productions agricole et forestière. C'est avec l'érosion le principal processus de dégradation physique des sols (cf. projet de directive sur la protection des sols, 2006). Ses effets négatifs sur la production agricole, sylvicole et sur l'environnement sont maintenant bien connus : baisse du rendement, augmentation du lessivage du nitrate via la limitation de l'enracinement, des émissions de N₂O via les conditions anoxiques dans le sol, du ruissellement et de l'érosion via la réduction de l'infiltrabilité. Le tassement correspond à une diminution du volume des pores et une augmentation de la masse volumique du sol qui se traduisent notamment par une modification des propriétés hydrodynamiques (rétention, conductivité). L'objectif du travail présenté ici est d'analyser les effets de la masse volumique sur les variations des propriétés hydrodynamiques des sols en vue de modéliser les effets du tassement sur le fonctionnement hydrique des sols.

Matériels et Méthodes

Nous avons combiné deux approches pour étudier les effets de la masse volumique sur les propriétés hydrodynamiques des sols en fonction de leur nature :

- une approche numérique à partir des fonctions de pédotransfert (FPT) de la littérature,
- une approche expérimentale à partir de bases de données de propriétés hydrodynamiques des sols.

Approche numérique : Nous avons sélectionné les FPT de Vereecken *et al.* (1989 et 1990), Wösten (1997), Assouline *et al.* (1997). Ces trois FPT prennent en compte la masse volumique, elles permettent d'obtenir les deux courbes de teneur en eau volumique $\theta(h)$ et de conductivité hydraulique $K(h)$, et sont largement utilisées dans la littérature internationale (notamment les FPT de Vereecken *et al.* (1989 et 1990) et de Wösten (1997)). Nous avons appliqué ces FPT à trois horizons de sol de texture typique (argileuse, limoneuse et sableuse) dont nous avons fait varier la masse volumique entre celle d'un horizon très poreux (<1,2 Mg m⁻³) et celle d'un horizon très tassé (>1,6 Mg m⁻³).

Approche expérimentale : Nous avons travaillé avec deux bases de données complémentaires :

- la base SOLHYDRO de l'INRA Science du Sol d'Orléans qui répertorie des propriétés hydrodynamiques d'horizons de sols d'origine, de texture, de profondeur et d'usage très variés (sols non remaniés),
- la base MONSHYDRO de l'INRA Agronomie de Laon qui répertorie des propriétés hydrodynamiques d'un même sol (texture limoneuse) de masses volumiques variées (éprouvette de sol remanié).

Résultats

Approche numérique :

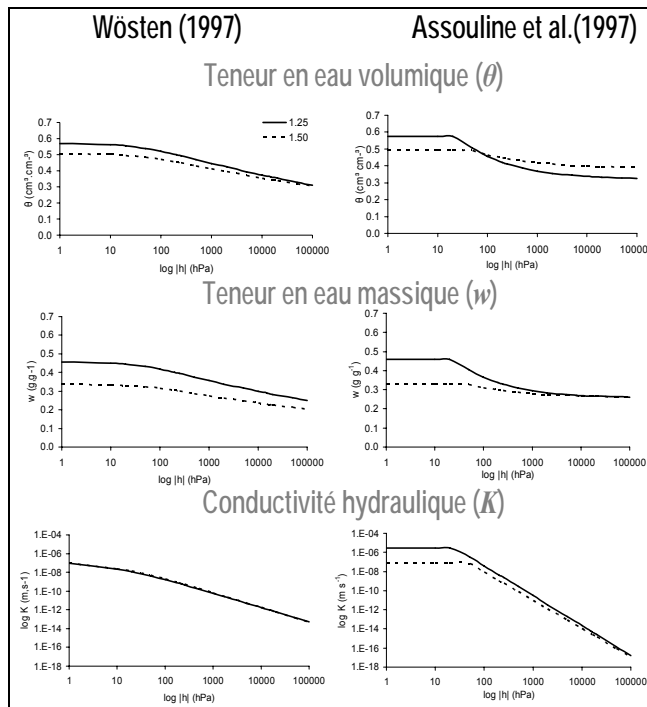


Fig. 1: FPTs de Wösten (1997) et Assouline *et al.* (1997) concernant les résultats de l'approche numériques dans le cas d'un sol argileux de masse volumique 1,25 et 1,50.

La FPT d'Assouline *et al.* (1997) met en évidence une variation de la teneur en eau avec le tassement du sol qui est en accord avec les effets du tassement sur les modifications du volume poral textural ou structural, contrairement à la FTP de Wösten (1997). Il en est de même pour les variations de conductivité hydraulique, sachant que dans le domaine non saturé, les effets du tassement sont complexes (augmentation de la continuité des pores et de leur tortuosité).

Approche expérimentale : La FPT d'Assouline *et al.* (1997) reproduit bien la forme des courbes expérimentales mesurées dans MONSHYDRO. En renseignant mieux l'usage des sols dans SOLHYDRO, cette base devrait nous permettre de généraliser à tous les types de sol les résultats acquis dans MONSHYDRO.

Conclusion

La base de données SOLHYDRO et les FPT de Wösten (1997) et Vereecken *et al.* (1989, 1990) nous permettent d'estimer les propriétés hydrodynamiques de nombreux types de sol. Par contre, c'est la FPT d'Assouline *et al.* (1997) qui semble adéquate pour étudier les propriétés hydrodynamiques influencées par les effets du tassement.

Références bibliographiques

- ASSOULINE S., TAVARES-FILHO J. & TESSIER D., 1997. Effect of compaction on soil physical and hydraulic properties: experimental results and modeling. *Soil Science Society of America Journal*, 61(2), 389-398.
- VEREecken H., 1989. Estimating the soil moisture retention characteristic from texture, bulk density and carbon content. *Soil Science*, 148(6), 389-403.
- VEREecken H., MAES J. & FEYEN J., 1990. Estimating unsaturated hydraulic conductivity from easily measured soil properties. *Soil Science*, 149(1), 1-12.
- WÖSTEN J.H.M., 1997. Pedotransfer functions to evaluate soil quality. In *Soil quality for crop production and ecosystem health*. Gregorich E.G., Carter M.R. (eds). Developments in Soil Science 25, Elsevier Amsterdam. 221-245.

$\theta(h)$

Domaine saturé : les FPTs de Wösten et Assouline estiment une teneur en eau plus faible dans le sol tassé.

Domaine non saturé : la FPT de Wösten estime une teneur en eau plus faible dans le sol tassé. La FPT d'Assouline estime l'inverse.

$w(h)$

Domaine saturé : les deux FPTs estiment une teneur en eau plus faible dans le sol tassé.

Domaine non saturé : la FPT de Wösten estime une teneur en eau plus faible dans le sol tassé alors que la FPT d'Assouline estime une teneur en eau similaire dans les deux sols.

$K(h)$

Domaine saturé : la FPT de Wösten n'estime aucun effet de la masse volumique sur K. La FPT d'Assouline estime une conductivité plus faible dans le sol tassé.

Domaine non saturé : les deux FPTs estiment quasiment aucun effet de la masse volumique sur K.

Compactage des sols cultivés par les engins agricoles : évolution de la succion au cours de la compression

Kai Cui¹, Pauline Défossez¹, Yu-Jun Cui², Guy Richard³

1: INRA, Unité d'Agronomie, UR1158, rue F. Christ, F-02007 Laon. kai.cui@laon.inra.fr

2: ENPC, Cermes, 6 et 8 Avenue Blaise Pascal, Cité Descartes - Champs sur Marne, 77455 Marne la vallée CEDEX 2.

3: INRA, Unité de Science du Sol d'Orléans, 2163 Avenue de la pomme de pin, BP 20619 Ardon, 45166 Olivet CEDEX.

Introduction

Le tassement des sols cultivés par le passage des engins agricoles modifie leur structure et de ce fait leurs propriétés de transfert (hydriques et gazeux) et mécaniques. Il a donc des conséquences importantes sur la production végétale et l'environnement. Des codes de calcul en éléments finis, comme le code PLAXIS, peuvent être utilisés pour prévoir le tassement d'un sol cultivé en fonction de ses propriétés mécaniques. Celles-ci dépendent de l'état structural (porosité) et hydrique (succion) du sol au moment du passage de l'engin. L'utilisation des lois de comportement mécanique du code PLAXIS suppose que la succion du sol soit constante au cours de la compression. Nous avons cherché à évaluer le domaine de validité de cette hypothèse en analysant les variations de la succion d'un sol cultivé au cours de la compression pour les conditions représentatives au champ lors du passage des engins agricoles : succions initiales faibles (10-100 kPa), contraintes appliquées faibles (< 500 kPa) et temps d'application des contraintes courts (0,1 s).

Matériels et méthodes

Nous avons réalisé des essais mécaniques de compression uniaxiale à l'aide d'un oedomètre permettant une mesure continue de la succion capillaire dans le sol. Dans la cellule oedométrique qui contient le sol est inséré un tensiomètre en contact direct avec l'échantillon de sol. On mesure l'évolution de la succion lors de l'application de différents paliers de contraintes mécaniques (Figure 1a). Le haut de la cellule est un chapeau amovible posé simplement sur l'échantillon sur lequel on vient fixer une membrane qui évite l'évaporation. Par contact entre ce chapeau et un piston, on impose une contrainte verticale par pression pneumatique. Le tensiomètre a été inséré à la base de la cellule en contact avec le sol. Ce dispositif a été développé par le Cermes (Mantho, 2005) (Figure 1b) pour des applications géotechniques. Il permet de mesurer des succions jusqu'à 1,5 MPa. Les variations de la succion au cours d'une compression ont été suivies sur des échantillons remaniés d'un horizon de labour de texture limoneuse (200 g kg⁻¹ d'argile et 700 g kg⁻¹ de limon) tamisé < 2 mm provenant d'un Néoluvisol. Les mesures ont été réalisées pour différents teneurs en eau initiales (0,198 ; 0,16 et 0,143 g g⁻¹) ; celles-ci ont été obtenues en humectant du sol sec par pulvérisation d'eau déminéralisée. Les échantillons (h = 2,4 cm, diamètre = 7 cm) ont été fabriqués à une masse volumique initiale de 1,1 g cm⁻³. Ces échantillons ont alors subi un essai de compression consistant en une succession de paliers de contraintes verticales σ variant de 10 à 800 kPa. Le temps d'application de chaque contrainte correspondait au temps d'équilibre de la valeur de la succion du sol mesurée par le tensiomètre (environ 40 min). Pour chaque teneur en eau, on a réalisé trois essais de compression par palier.

Résultats

Les résultats montrent une évolution de la succion avec le niveau de contrainte similaire pour les différents teneurs en eau initiales (Figure 2) : la succion augmente légèrement ou reste constante avec la contrainte jusqu'à une valeur seuil de contrainte au-delà

de laquelle on observe une diminution de la succion. Ce seuil décroît avec la teneur en eau initiale du sol (200 kPa pour $0,198 \text{ g g}^{-1}$, 400 kPa pour $0,16 \text{ g g}^{-1}$). Pour la teneur en eau la plus faible ($0,143 \text{ g g}^{-1}$), on n'observe pas de diminution de la succion dans la gamme des contraintes appliquées ($\leq 800 \text{ kPa}$). Ces résultats peuvent s'interpréter par une compétition entre une redistribution de l'eau vers des pores plus petits et une augmentation du taux de saturation. Cette interprétation nécessite d'être confirmée par des mesures complémentaires notamment sur des échantillons de structures différentes (par exemple fabriqués à partir d'un sol tamisé $< 400 \mu\text{m}$) et par une caractérisation de la distribution de la taille des pores par porosimètre au mercure à différentes contraintes.

Ces premiers résultats montrent que la succion du sol varie peu au cours de la compression dans la gamme des contraintes appliquées et pour des succions initiales du sol $> 20 \text{ kPa}$. Ils confirment ainsi l'hypothèse généralement admise en modélisation du compactage des sols agricoles que la succion du sol est pratiquement constante au cours de la compression. Des modèles mécaniques à succion constante (comme les modèles dans le code PLAXIS) semblent donc bien adaptés pour prévoir les déformations dans cette gamme de contraintes et de succion du sol correspondant aux conditions au champ lors du passage des engins agricoles sur un sol cultivé.

Référence

Mantho, A.T., 2005. Echanges sol-atmosphère application à la sécheresse. Thèse de doctorat, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Paris, 250p.

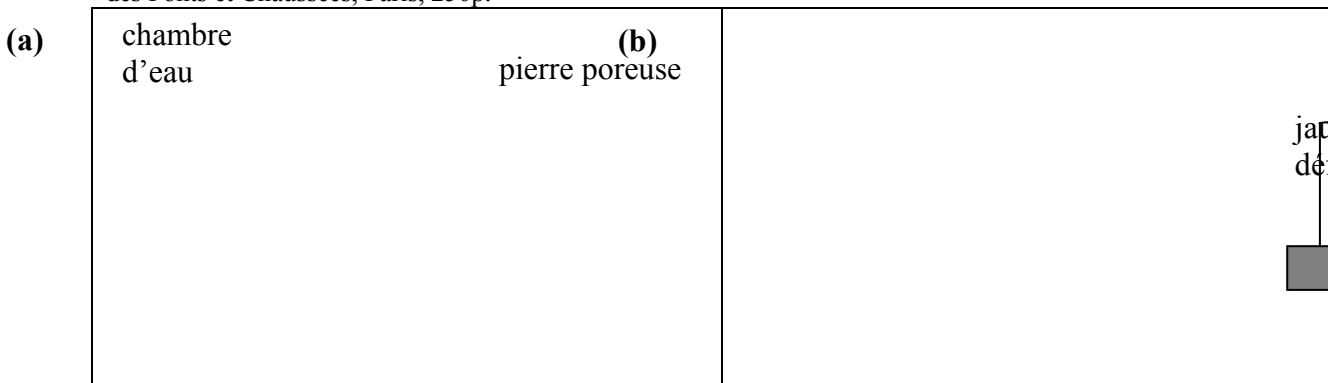


Figure 1: Schéma de la cellule oedométrique avec mesure de succion in situ (a); schéma du tensiomètre (b)

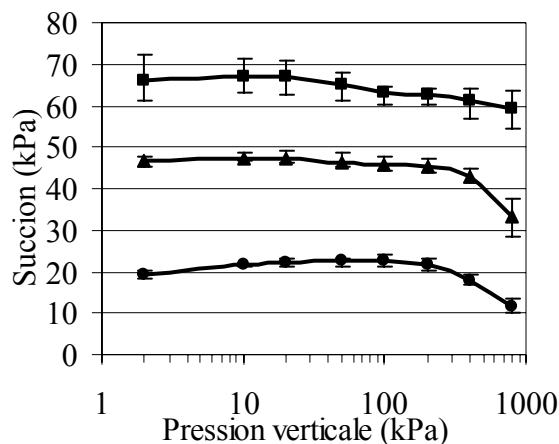


Figure 2: La variation de la succion au cours de la compression pour différentes teneurs en eau initiales: $0,198 \text{ g g}^{-1}$ (cercles), $0,16 \text{ g g}^{-1}$ (triangles), $0,143 \text{ g g}^{-1}$ (carrés). Les barres sont les erreurs entre trois différentes répétitions.

Effet du travail du sol sur sa conductivité hydraulique au voisinage de la saturation et sa masse volumique apparente

Alletto Lionel^{1,2}, Coquet Yves², Roger-Estrade Jean³

¹ Ecole d'ingénieurs de Purpan, Département d'Agronomie, 75, voie du TOEC BP 57611, 31 076 Toulouse cedex 3, lionel.alletto@purpan.fr

² UMR INRA/AgroParisTech Environnement et Grandes Cultures, Institut National de la Recherche Agronomique/Institut National des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement, BP 01, 78 850 Thiverval-Grignon, France. Yves.Coquet@agroparistech.fr

³ UMR INRA/AgroParisTech Agronomie, Institut National de la Recherche Agronomique/Institut National des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement, BP 01, 78 850 Thiverval-Grignon, France. Jean.Roger-Estrade@agroparistech.fr

Introduction

Le travail du sol modifie ses propriétés hydriques ce qui peut avoir des conséquences importantes sur le transport des polluants vers les eaux. Les techniques de conservation (MT, « mulch tillage »), maintenant un minimum de 30 % de la surface du sol couverte par des résidus après semis, modifient de façon contrastée la capacité d'infiltration des sols. En les comparant aux techniques conventionnelles avec labour, ces techniques présentent parfois des valeurs de conductivité hydraulique plus élevées (Arshad et al., 1999), identiques (Fuentes et al., 2004) ou plus faibles (Heard et al., 1988). Des travaux sur des profils culturaux en labour ont montré que la distribution des propriétés hydriques n'était pas aléatoire mais pouvait être convenablement expliquée par les effets du travail du sol sur la structure du sol (Coutadeur et al., 2002; Roger-Estrade et al., 2004). L'objectif de cette étude est de mieux comprendre les effets de deux techniques de travail du sol contrastées (avec ou sans labour) sur la masse volumique apparente du sol (ρ_b) et sur sa conductivité hydraulique ($K(h)$).

Matériels et méthodes

Le site d'étude est une parcelle agricole de 15 ha localisée sur la moyenne terrasse alluviale de la Garonne au sud de Toulouse (France) sur un sol limoneux hydromorphe (gleyic LUVISOL). La parcelle est conduite en monoculture de maïs irrigué depuis plus de 30 ans. Les deux techniques de travail du sol étudiées sont une technique conventionnelle (CT) comportant un labour de printemps à la charrue à versoirs sur une profondeur de 28-30 cm et une technique de conservation des sols (MT), pratiquée sur la parcelle depuis 4 années, comportant un travail du sol à l'aide d'une herse à disques sur une profondeur de 9-12 cm. Sur chacune des modalités, un profil cultural a été décrit selon la méthode développée par Manichon (1982). Des infiltromètres à disques ont été utilisés dans les profils pour déterminer la conductivité hydraulique de chaque motif structural généré par les techniques de travail du sol. Les mesures ont été réalisées pour des potentiels matriciels variant de -1.0 à -0.1 kPa.

Résultats et discussion

Masse volumique apparente. Les valeurs de ρ_b sont en moyenne plus élevées et moins variables en MT qu'en CT sur 30 cm de profondeur (1.42 g cm⁻³, CV 6% vs. 1.38 g cm⁻³, CV 12%). Malgré la présence de résidus de culture à la surface du sol en MT, les valeurs de ρ_b sont sensiblement plus élevées qu'en CT. Pour la préparation du lit de semence, le travail du sol en CT a été plus intensif qu'en MT (deux passages d'un cultivateur combiné à une herse plate et un rouleau en CT contre seulement un passage de herse plate et de rouleau en MT).

Un plus fort degré de fragmentation des mottes en technique conventionnelle pourrait expliquer ces différences de masse volumique apparente et ce, malgré la présence des résidus en technique de conservation. Entre 8 et 28 cm de profondeur, les valeurs de ρ_b sont plus élevées en MT du fait, notamment, d'une absence de travail du sol (1.45 g cm^{-3} en MT vs. 1.34 g cm^{-3} en CT). Au-delà de 28 cm, les valeurs de ρ_b sont significativement inférieures en technique de conservation (1.40 g cm^{-3} en MT vs. 1.59 g cm^{-3} en CT). Le labour régulier des sols entraîne en effet une compaction à la fois sous l'horizon travaillé (semelle) mais également dans les horizons inférieurs (Pagliai et al., 2004; Tebrügge and During, 1999).

Conductivité hydraulique. En moyenne, la conductivité hydraulique à saturation est moins élevée en MT qu'en CT (41 vs. 68 mm h^{-1}). En surface, les effets du travail du sol sur $K(h)$ ne sont pas significatifs. En profondeur, sous les deux systèmes, des zones possèdent une forte capacité de conduction de l'eau : les inter-bandes en CT contenant une grande quantité de résidus organiques ($K_{\text{sat}} 720 \text{ mm h}^{-1}$) et les galeries de lombriciens en MT ($K_{\text{sat}} 400 \text{ mm h}^{-1}$). Dans la zone non travaillée, les valeurs de K sont plus élevées en MT. Le travail du sol en CT crée une rupture de conductivité entre zone travaillée/zone non travaillée et une importante hétérogénéité spatiale des propriétés hydriques. En MT, les propriétés hydriques sont plus homogènes ce qui les rend plus difficilement discernables par une description morphologique.

Corrélation des propriétés. En CT, les valeurs de ρ_b sont négativement corrélées à $K(h)$ alors qu'aucune corrélation n'est obtenue en non-labour ($p < 0.01$). L'utilisation de la masse volumique apparente comme outil de prédiction de la conductivité hydraulique semble donc devoir être limitée aux systèmes avec labour.

Conclusion

Les effets du travail du sol sur la masse volumique apparente et la conductivité hydraulique se manifestent principalement sous le lit de semence. L'arrêt du travail du sol profond tend à entraîner une homogénéisation des propriétés physiques des sols alors que le labour génère une variabilité spatiale de ces propriétés qui peut être correctement décrite par une description morphologique. De même, les propriétés hydriques peuvent être convenablement prédites à partir de mesures de masse volumique apparente pour les systèmes avec labour. En revanche, en système sans labour, ces outils de description et de prévision semblent moins adaptés.

Références

- ARSHAD, M.A., A.J. FRANZLUEBBERS & R.H. AZOOZ (1999): Components of surface soil structure under conventional and no-tillage in northwestern Canada. *Soil Till. Res.* 53,41-47.
- COUTADEUR, C., Y. COQUET & J. ROGER-ESTRADE (2002): Variation of hydraulic conductivity in a tilled soil. *European J. Soil Sci.* 53, 619-628.
- FUENTES, J.P., M. FLURY & D.F. BEZDICEK (2004): Hydraulic properties in a silt loam soil under natural prairie, conventional till, and no-till. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 1679-1688.
- HEARD, J.R., E.J. KLADIVKO & J.V. MANNERING (1988): Soil macroporosity, hydraulic conductivity and air permeability of silty soil under long-term conservation tillage in Indiana. *Soil Till. Res.* 11, 1-18.
- MANICHON, H. (1982) : Influence des systèmes de culture sur le profil cultural : élaboration d'une méthode de diagnostic basée sur l'observation morphologique. Thèse de doctorat, INA PG, Paris.
- PAGLIAI, M., N. VIGNOZZI & S. PELLEGRINI (2004): Soil structure and the effect of management practices. *Soil Till. Res.* 79, 131-143.
- ROGER-ESTRADE, J., G. RICHARD, J. CANEILL, H. BOIZARD, Y. COQUET, P. DEFOSSEZ & H. MANICHON (2004): Morphological characterisation of soil structure in tilled fields: from a diagnosis method to the modelling of structural changes over time. *Soil Till. Res.* 79, 33-49.
- TEBRÜGGE, F. & R.A. DURING (1999): Reducing tillage intensity - a review of results from a long-term study in Germany. *Soil Till. Res.* 53, 15-28.

Les Techniques de travail du sol en Agriculture Biologique : Impacts sur la structure du sol et les populations lombriciennes.

M. Cannavacciuolo¹, **A. Aveline**¹, **J. Peigné**², **J.L. Giteau**³, **Y. Gautronneau**²

¹ Laboratoire Ecophysiologie Végétale et Agroécologie, ESA, 55 rue Rabelais BP 30748 49007 Angers Cedex 01. m.cannavacciuolo@groupe-esa.com et a.aveline@groupe-esa.com

² ISARA Lyon, 31 place Bellecour, 69288 Lyon cedex 2. jpeigne@isara.fr et yvan.gautronneau@isara.fr

³ Chambres d'Agriculture de Bretagne, 2 av. du Chalutier Sans Pitié - BP 540 22195 Plérin Cedex. jean-luc.giteau@cotes-d-armor.chambagri.fr

Introduction

Les techniques culturales sans labour sont de plus en plus étudiées : d'une part pour des raisons de qualité et de fertilité des sols, et d'autre part pour des raisons énergétiques. Les conditions de production de l'agriculture biologique, tels que de fréquents apports de matière organique, induisent des particularités qui peuvent jouer sur les résultats que ce soit en terme de qualité du sol, de rendement ou de salissement des cultures (Peigné *et al.*, 2007). L'objectif de cette étude est de caractériser l'impact du travail du sol sur la structure du sol et sur les communautés lombriciennes, puis de comprendre l'impact des activités lombriciennes sur la régénération des sols tassés. Pour cela quatre techniques de travail du sol (Labour traditionnel, labour agronomique, travail superficiel et très superficiel) sont étudiées dans trois régions françaises, sur des sols sensibles à la compaction et à la prise en masse.

Matériel et méthodes

Trois sites expérimentaux (cf. tableau 1) ont été mis en place dans trois régions françaises : Rhône-alpes (site A), Bretagne (site B) et Pays de la Loire (site C). Chaque site expérimental compare quatre techniques de travail du sol :

1. le labour classique, à 25 – 30 cm de profondeur, où le sol est retourné et la matière organique ou les résidus de récolte du précédent sont enfouis en fond de raie par la rasette,
2. le labour 'agronomique', soit un labour peu profond à 15 - 20 cm, sans rasette, où le sol est retourné et la matière organique répartie dans l'inter-bande,
3. le travail 'superficiel' avec un outil à dents (canadien ou cultivateur) à 10 – 15 cm sans retournement de sol. La matière organique est mélangée dans les premiers centimètres du sol,
4. le travail très superficiel à 5 cm (site B et C) ou un semis direct sous couvert (site A). La matière organique reste en surface.

Site	Conversion en A.B.	Début de l'essai	Type de sol	Rotation
A	1999	2003	Sablo-limoneux	Luzerne (3 ans) – maïs – soja (2006) – blé d'hiver – soja – maïs
B	1996	2003	limoneux	Maïs – triticales – blé noir – pois protéagineux d'hiver (2006) – triticales
C	2000	2005	limoneux	Maïs – féverole – blé d'hiver (2006) – lupin d'hiver

Tableau 1 : Description des sites expérimentaux

Pour l'ensemble des sites expérimentaux, chaque modalité de travail du sol est répétée 3 fois selon un dispositif en blocs complets, sur des parcelles élémentaires de 300 à 700 m².

Des descriptions de profils culturaux sont réalisées afin de caractériser, pour chacune des techniques de travail du sol et pour chaque horizon, l'état interne et le mode d'assemblage des mottes (Roger-Estrade J. *et al.*, 2004). Des mesures de conductivité hydraulique

(infiltromètre à disque) permettent d'estimer les variations de capacité d'infiltration entre mars et juillet 2006 sur le site B. Enfin, la méthode de prélèvement au formaldéhyde (Bouché M. *et al*, 1984) est utilisée pour estimer les abondances et les biomasses spécifiques des lombriciens. La répartition des lombriciens dans un quadrat de prélèvement est couplée à l'examen de la structure du sol. Ces observations sont complétées pour chaque profil cultural par des mesures de l'activité lombricienne (Fayolle L *et al*, 1998). Cette activité est estimée par un comptage de galeries ouvertes à 30 cm de profondeur sur un plan horizontal de 2 m x 0,2 m.

Résultats

Structure du sol

Globalement, la proportion des mottes Γ (mottes à porosité élevée) diminue avec la profondeur et ce, quel que soit le mode de préparation du sol. Ce phénomène s'amplifie d'autant plus que l'intensité du travail est faible (cas des 2 techniques sans labour, avec un volume de terre déplacé mécaniquement plus faible qu'en labour). Néanmoins, malgré la prise en masse du sol en profondeur, on peut noter la faible proportion de mottes Δ (état tassé), y compris dans les horizons qui ne sont plus travaillés mécaniquement.

Conductivité hydraulique (site B)

En surface, la capacité d'infiltration augmente entre mars et juillet. Ceci est principalement dû à l'amélioration de l'état du sol (fragmentation de la légère croûte de battance avec le passage de herse étrille pour désherber, abondance racinaire plus importante et ressuyage du sol). La capacité d'infiltration est supérieure dans les modalités de travail du sol sans labour. A l'inverse, à 17cm de profondeur, la capacité d'infiltration diminue avec le temps sous l'effet de la prise en masse du sol et donc de la diminution de la porosité. Le potentiel d'infiltration est supérieur en labour classique à cette profondeur. La porosité créée mécaniquement est utilisée comme voie préférentielle à la circulation de l'eau. Toutefois ce type de porosité est instable et va décroître tout au long de l'année.

Structure des populations et activité lombriciennes

L'abondance et la biomasse lombriciennes diminuent significativement dans tous les sites avec l'augmentation des contraintes anthropiques (test de Kruskal – Wallis $p < 5\%$). Les densités et les biomasses de la catégorie écologique des anéciques (constituée des espèces les plus grosses, pour la majeure partie responsable des galeries creusées verticalement) fluctuent significativement en fonction du mode de travail du sol, en faveur du semis direct où leur abondance et leur biomasse sont jusqu'à six fois plus importantes comparées au labour classique. En ce qui concerne l'activité lombricienne, aucune différence significative (site A et C) du nombre de galeries ouvertes à 30 cm de profondeur n'est mise en évidence.

Conclusion

Dès les premières années de simplification du travail du sol, des modifications de la structure du sol sont constatées. Une structure du sol plus ouverte est observée en labour classique et en labour agronomique. Bien que les abondances et les biomasses lombriciennes soient plus importantes en travail superficiel et très superficiel, notre méthode ne nous permet pas de mettre en évidence une contribution des activités lombriciennes à la régénération des sols tassés observés en TSL.

Références

- Bouché M.B. & Gardner R.H., 1984: Earthworm functions VII, Population estimation techniques. *Rev. Ecol. Biol. Sol.* 21: 37–63.
Fayolle L. & Gautronneau Y., 1998. Vers de terre et profil cultural. Poster Congrès mondial Sciences du sol. Montpellier
Peigné J., Ball, B.C., Roger-Estrade, J., David C. 2007. Is conservation tillage suitable for organic farming ? A review. *Soil Use and Management* (In press).

Evolution de la structure d'un sol limoneux en fonction des systèmes de culture : caractérisation et analyse de l'intensité de sa fissuration

Boizard Hubert¹, Lheureux Sylvain¹, Léonard Joël², Cousin Isabelle³, Roger-Estrade Jean⁴ et Richard Guy³

¹INRA, Unité d'Agronomie, UR 1158, Estrées-Mons, BP50136, F-80203 Péronne

Mail : boizard@mons.inra.fr, sylvain.lheureux@alternatech.org,

²INRA, Unité d'Agronomie, UR 1158, rue Ferdinand Christ, F-02007 Laon cedex

Mail : leonard@laon.inra.fr,

³INRA, Unité de Science du Sol, Ardon, BP 20619, F-45166 OLIVET Cedex

Mail : Isabelle.Cousin@orleans.inra.fr, Guy.Richard@orleans.inra.fr

⁴UMR INRA-INAPG, Laboratoire d'Agronomie, BP 01, F-78850 Thiverval-Grignon

Mail : estrade@grignon.inra.fr,

Introduction

Au niveau mondial, la simplification du travail du sol, avec notamment l'abandon du retournement du sol, se développe rapidement pour à la fois des raisons économiques et environnementales. L'Europe du Nord semble en retard, notamment par rapport au continent américain et à l'Australie, sans que les causes aient été précisément identifiées. Une hypothèse concerne la dégradation physique des sols, la structure des sols étant fortement dépendante des systèmes de travail du sol.

Un dispositif a été mis en place à Estrées-Mons en 1990 pour analyser l'évolution de l'état structural d'un sol limoneux dans des systèmes de culture représentatifs du Nord de la France en terme d'intensité annuelle de tassement et de fragmentation. Ces systèmes ont été différenciés par (1) la succession des cultures, (2) les règles de décisions adoptées pour les conditions de réalisation des opérations d'implantation et de récolte des différentes cultures, (3) les modalités de travail du sol profond (avec ou sans labour). L'objectif de cette présentation concerne l'analyse de l'évolution de l'état structural du sol en fonction des systèmes de culture, en mettant plus spécifiquement l'accent sur la caractérisation de l'effet du climat, notamment en terme de fissuration.

Matériels et méthodes

Tableau 1 : Caractérisation des systèmes de culture et modalités de travail du sol sur l'essai

Système	Rotation	Conditions de semis	Conditions de récolte	Risque de tassement	Travail du sol
I	Pois/Blé/ Lin oléagineux/Blé	Plutôt en conditions sèches sauf le pois	Plutôt en conditions sèches	Faible	- Labour (1) - Travail réduit (2)
II	Betterave/Blé/ Maïs/Blé	Uniquement sur sol ressuyé pour les cultures de printemps	En début d'automne, donc en conditions plutôt sèches	Intermédiaire	- Labour - Travail réduit
III	Betterave/Blé/ Maïs/Blé	Dès que possible au printemps, donc en conditions plutôt humides	En fin d'automne, donc en conditions plutôt humides	Fort	- Labour - Travail réduit

(1) labour annuel jusqu'à 30 cm de profondeur (L)

(2) travail du sol superficiel limité à la préparation du lit de semences sur 5 cm de profondeur (TR)

Le dispositif est implanté depuis 1990 sur une parcelle de 15 ha de l'UE INRA à Estrées-Mons (80) (Boizard *et al.*, 2003). Le sol est un limon profond (Luvisol Orthique selon

la classification FAO) avec une teneur en argile de 19%. Les différents systèmes et modalités de travail du sol sont résumés au tableau 1. La structure de l'horizon 0-30 cm a été décrite après l'implantation de chaque culture suivant la méthode du profil cultural et la masse volumique mesurée à la même période afin de calculer l'indice des vides structural. Une étude de la porosité a été conduite à partir de lames minces et analyse d'images pour caractériser finement le réseau de fissures.

Résultats

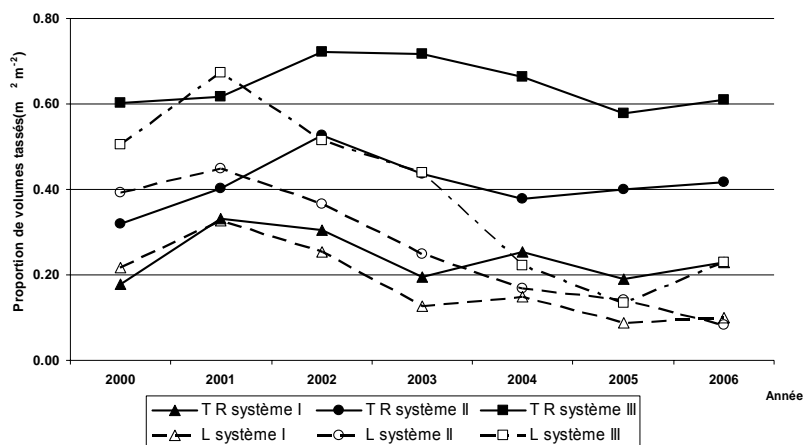


Figure 1 : Evolution de la teneur en volumes tassés entre 2000 et 2006

Les résultats montrent un effet majeur des systèmes de culture sur l'évolution de l'état structural (Figure 1). Quelque soit la modalité de travail du sol, l'importance des volumes tassés dépend fortement du risque de tassement annuel. En système avec labour, les volumes tassés disparaissent rapidement à partir de 2003 avec la succession d'années sèches à partir de 2003, notamment à l'automne. Par contre en système sans labour, on observe une persistance des volumes de sols tassés. Les estimations d'indice des vides structural montre que, dans des systèmes sans risque de tassement, la porosité du sol est préservée : la perte de porosité est dans les conditions agro-pédo-climatiques testées, plutôt liée à la mécanisation qu'au climat.

Pour ce qui est de la fissuration, un gradient de fissuration des volumes de sol fortement tassés a été observé en fonction de la profondeur et du délai depuis la réalisation du tassement. L'intensité de la fissuration diminue progressivement avec la profondeur, elle atteint 20 cm seulement cinq années après tassement. Le réseau de fissures est similaire pour des cultures d'hiver ou d'été, ce qui indiquerait qu'il résulte aussi bien des phénomènes de dessiccation/humectation que du gel/dégel du sol. Par contre, les fissures sont majoritairement orientées horizontalement. De telles fissures sont en général plutôt créées lors de l'humectation d'un sol sec (Stengel, 1988).

Conclusion

Les résultats montrent l'intérêt de bien prendre en compte les risques de tassement pour raisonner la simplification du travail du sol. Si la régénération des volumes de sol est rapide dans des systèmes avec labour, celle-ci est beaucoup plus lente dans des systèmes sans labour, avec une persistance de la perte de porosité au-delà de cinq années. Dans ce cas, un réseau de fissures se met en place progressivement. Son origine reste à mieux être identifiée pour être en mesure de le modéliser (Roger-Estrade *et al.*, 2001)

Bibliographie

- Boizard H., Richard G., Roger Estrade J., Dürr C. and Boiffin J., 2002 Cumulative effects of cropping systems on the structure of the tilled layer in northern France. *Soil and Tillage Research* 64, pp 149-164
- Roger Estrade J., Richard G., Boizard H., Caneill J. and Manichon H., 2000. Modelling structural changes in tilled topsoil as a function of cropping system. *European J. Soil Sci.*, 51, 455-474.
- Stengel P., Bourlet M., Fissuring of a swelling clay soil after compaction: effect of wetting. *Soil compaction and regeneration*. 95-110 1987

Les implications du système minime du travail du sol dans la soutenabilité de la production agricole

**Rusu Teodor, Gus Petru, Bogdan Ileana, Cacovean Horea,
Pacurar Ioan, Duda Marcel**

Université de Sciences Agricoles et Médecine Vétérinaire de Cluj-Napoca, 3-5, Manastur,
400372, Cluj-Napoca, Roumanie, rusuteodor@yahoo.com, petru.gus@email.ro,
ileana2015@yahoo.com, turda75@yahoo.com, ioanpacurarcj@yahoo.com,
mmduda88@yahoo.com

Introduction

L'influence du système de travail sur les propriétés du sol représente des indicateurs importants pour la conservation de la fertilité du sol et pour l'évaluation de la soutenabilité du système agricole. En même temps, la conservation de la fertilité du sol suppose l'application d'un système de travail qui optimise les besoins culturels de la plante avec les modifications induites dans le sol, en assurant l'amélioration des qualités du sol, et l'obtention des productions grandes et constantes. La conservation de la fertilité du sol est ainsi indissolublement liée à la conservation et à l'amélioration des indicateurs de la fertilité du sol, ainsi qu'à la productivité du système de travail appliqué.

Matériels et méthodes

Les résultats présentés dans cet ouvrage sont obtenus les derniers 10 ans, par les recherches effectuées dans l'Université de Sciences Agricoles et Médecine Vétérinaire de Cluj – Napoca, Roumanie. Les résultats des déterminations ont été faits par l'analyse de la variance (ANOVA) pour établir l'assurance statistique des différences; pour la classification des variantes et pour les comparaisons multiples on a utilisé le test Duncan .

Les variantes expérimentales ont été les suivantes :

A. Le système conventionnel: V_1 – charrue classique + disque – 2x

B. Le système minime: V_2 – paraplow + grappe rotative

V_3 – cizel + grappe rotative

V_4 – grappe rotative

Les variantes expérimentales ont été appliquées pendant une période de rotation de 4 ans: maïs – soja - blé d'automne – pomme de terre (betterave à sucre, colza). Les expériences ont été placées après la méthode des lots sou divisés, la dimension d'un lot expérimentale étant de minimum 300 mètres carrés. Du point de vue climatique, la zone collinaire des lots expérimentales est caractérisée par des valeurs moyennes multi annuelles entre 500-613 mm de précipitations. Le régime thermique de cette région est caractérisé par des températures moyennes multi-annuelles entre 8,2-8,8 C⁰. Les sols sur lesquels ont été effectués les recherches sont présentés dans le tableau 1.

Tableau 1

Les caractéristiques des sols (L'horizon Ap) sur lesquels ont été effectués les expériences

Types de sols, SRTS, 2003	Types de sols, WRB-SR, 1998 FAO, 1988	Le contenu en argile, %	Le contenu en humus, %	Le degré de hydro stabilité de la structure, %	Le pH	P.m.m., mm	T.m.m., °C
Chernozem cambic	Haplic Chernozem	43,1	3,52	78	6,73	500	8,8
Faeoziom argic	Luvic Phaeozems	43,2	3,92	76	6,71	500	8,8
Preluvosol vertic	Haplic Luvisol	42,0	2,49	65	6,06	613	8,2
Aluviosol mollic	Mollic Fluvisols	46,6	3,01	71	7,25	613	8,2

P.m.m. – Les précipitations moyennes multi annuelles; T.m.m. – La température moyenne multi annuelle.

Résultats et discussions

Les déterminations effectuées sur tous les types de sols nous montrent une augmentation du contenu de humus avec 0.8-22.1% par l'application des systèmes minimes de travail du sol (Tableau 2), avec une influence positive sur le degré de structuration du sol et de la perméabilité pour l'eau. Les productions obtenues par l'application des systèmes minimes de travail du sol sont proches de celles obtenues par le système classique de travail du sol (Tableau 3): maïs 92.1-99.9%, soja 96.4-111.9%, blé 97.2-101.5%, colza 96.5-100%, betterave à sucre 97.2-98.9%, pomme de terre 82.5-93.5%, le choix de la variante correcte en relation avec le type de sol étant très importante pour l'assurance d'un niveau constant de production.

Tableau 2

L'influence du système du travail du sol sur le contenu de humus (H., %; 0-30 cm)

Le sol	Contenu de humus	Charrue classique + disque -2x	Paraplow + grappe rotative	Cizel + Grappe rotative	Grappe rotative
Chernozem cambic	Humus, %	3.51 a	3.54 a	3.87 a	3.61 a
	Semnification (%)	^{Mt.} (100)	^{ns} (100.8)	^{ns} (110.2)	^{ns} (102.8)
Faeoziom argic	Humus, %	3.90 a	4.13 b	3.93 ab	3.98 ab
	Semnification (%)	^{Mt.} (100)	[*] (106.0)	^{ns} (100.9)	^{ns} (102.2)
Preluvosol vertic	Humus, %	2.48 a	2.94 ab	3.02 b	2.82 ab
	Semnification (%)	^{Mt.} (100)	[*] (118.6)	[*] (122.1)	^{ns} (113.9)
Aluviosol molic	Humus, %	3.03 a	3.12 ab	3.09 ab	3.23 b
	Semnification (%)	^{Mt.} (100)	^{ns} (103.1)	^{ns} (102.0)	^{ns} (106.5)

Tableau 3

L'influence du système de travail du sol sur les productions obtenues (kg/ha, %, semnification)

Le sol	La culture	Charrue classique + disque - 2x	Paraplow + Grappe rotative	Cizel + Grappe rotative	Grappe rotative
Chernozem cambic	Maïs	6327 / 100 / a ^{Mt.}	6322 / 99.9 / a ^{ns}	6196 / 97.9 / a ^{ns}	6121 / 96.7 / a ⁰
	Soja	3227 / 100 / a ^{Mt.}	3247 / 100.6 / a ^{ns}	3198 / 99.1 / a ^{ns}	3224 / 99.9 / a ^{ns}
	Blé	4608 / 100 / a ^{Mt.}	4588 / 99.6 / a ^{ns}	4479 / 97.2 / a ^{ns}	4488 / 97.4 / a ^{ns}
	Betterave à s.	38250 / 100 / a ^{Mt.}	37540 / 98.1 / a ^{ns}	37200 / 97.2 / a ^{ns}	37820 / 98.9 / a ^{ns}
Faeoziom argic	Maïs	5240 / 100 / b ^{Mt.}	5200 / 99.2 / b ^{ns}	4870 / 92.9 / a ⁰	4950 / 94.5 / ab ⁰
	Soja	2970 / 100 / a ^{Mt.}	2990 / 100.7 / a ^{ns}	2970 / 99.3 / a ^{ns}	2990 / 100.7 / a ^{ns}
	Blé	5480 / 100 / a ^{Mt.}	5410 / 98.7 / a ^{ns}	5440 / 99.3 / a ^{ns}	5448 / 99.4 / a ^{ns}
	Colza	1780 / 100 / a ^{Mt.}	1780 / 100 / a ^{ns}	1770 / 99.4 / a ^{ns}	1780 / 100 / a ^{ns}
Preluvosol vertic	Maïs	4860 / 100 / a ^{Mt.}	4730 / 97.3 / a ^{ns}	4710 / 96.9 / a ^{ns}	4683 / 96.3 / a ^{ns}
	Soja	3025 / 100 / a ^{Mt.}	3385 / 111.9 / b [*]	3113 / 102.9 / a ^{ns}	3313 / 109.5 / ab [*]
	Blé	3730 / 100 / a ^{Mt.}	3715 / 99.6 / a ^{ns}	3786 / 101.5 / a ^{ns}	3712 / 99.5 / a ^{ns}
	Colza	1588 / 100 / a ^{Mt.}	1532 / 96.5 / a ^{ns}	1552 / 97.7 / a ^{ns}	1555 / 97.9 / a ^{ns}
Aluviosol molic	Maïs	5857 / 100 / b ^{Mt.}	5737 / 97.9 / b ^{ns}	5704 / 97.4 / b ^{ns}	5395 / 92.1 / a ⁰
	Soja	2848 / 100 / a ^{Mt.}	2867 / 100.7 / a ^{ns}	2860 / 100.4 / a ^{ns}	2747 / 96.4 / a ^{ns}
	Blé	3451 / 100 / a ^{Mt.}	3387 / 98.1 / a ^{ns}	3391 / 98.3 / a ^{ns}	3382 / 98.0 / a ^{ns}
	Pomme de t.	39428 / 100 / c ^{Mt.}	36853 / 93.5 / b ⁰	36317 / 92.1 / b ⁰	32521 / 82.5 / a ⁰⁰

a, ab, b - ^{Mt.} - témoin; ^{ns} - non significatif; ⁰ - négative signification, ^{*} - positive signification.

Conclusions

La soutenabilité de la production agricole est assurée par les variantes de travaux minimes qui contribuent à l'augmentation du contenu de humus et à l'assurance des productions égaux ou plus grandes en comparaison avec celles assurées par le système classique de travail du sol.

Restauration des écosystèmes dégradés dans les forêts du Parc Naturel Régional Normandie-Maine par apport d'amendement basique

Alain Brêthes

Office National des Forêts, Direction territoriale Centre-Ouest, Direction Forêt, 100 Bd de La Salle, BP18, 45760 Boigny sur Bionne. alain.brethes@onf.fr

Contexte :

Les forêts de l'Ouest de la France sont souvent implantées sur des matériaux parentaux nettement acides, source d'une très faible alimentation minérale des peuplements. De plus, soumis, au cours des 18 et 19^{ème} siècles à des prélèvements importants des bois pour l'alimentation des forges et des verreries (Houzard 1980)³, ces forêts ont vu leurs sols s'appauvrir, s'acidifier et leur activité biologique se ralentir.

De nombreuses études conduites tant en France (Renaud 2001)⁴ qu'à l'étranger ont montré tout l'intérêt des amendements basiques pour restaurer le statut nutritionnel des sols acides et dynamiser leur activité biologique. Toutefois, ces expérimentations ont porté sur des sols à humus de forme moder donc à horizon OH peu épais et ayant conservé un certain potentiel de réactivation. Il était donc nécessaire de voir dans quelles conditions cette restauration était encore possible pour des sols nettement plus acides à humus de forme dysmoder et mor.

Les dispositifs d'études

Quatre dispositifs ont été installés en 1997 dans les forêts de la Sarthe (Perseigne et Sillé-le-Guillaume) et en 1998 de l'Orne (Ecouves et Andaines). Ces divers peuplements appartiennent tous au groupement de la Chênaie-hêtraie acidiphile dépendant de l'alliance du *Quercion robori-petraeae* et sont situés sur des sols plus ou moins podzolisés à humus de forme dysmoder et mor. Chacun correspond à un objectif sylvicole particulier.

Forêt	parcelle	Peuplement initial	Objectif sylvicole	Type de sol	forme d'humus	Amendement apporté
Perseigne	225	Futaie de chêne sessile et hêtre avec houx	Régénération naturelle en chêne sessile	Podzsol ocrique et podzsol leptique sur altérite des grès de Sainte Suzanne	Dysmoder à horizon OH épais	2,85 et 3 t/ha
Sillé-le-Guillaume	305	Futaie de pin sylvestre avec chêne sessile	Plantation de chêne sessile en substitution du peuplement de pin sylvestre	Podzsol ocrique et podzsol leptique sur altérite des grès et schistes du Silurien	Dysmoder à horizon OH épais	2,9 et 2,8 t/ha
Ecouves	61	Futaie de chêne sessile et hêtre avec sapin pectiné et houx	Préparation à la régénération naturelle de chêne sessile	Podzsol leptique et podzsol sur altérite des grès armoricains	Dysmoder à horizon OH épais	3 t/ha
Andaines	157	Futaie de pin sylvestre avec hêtre, bouleau et chêne	Régénération artificielle du peuplement de pin sylvestre	Podzsol ocrique et podzsol sur altérite limoneuse de grès et schistes primaires	mor	3 t/ha

Chaque dispositif comprend 4 modalités sans répétition : témoin total, témoin de la gestion locale (travail du sol, traitement de la végétation concurrente si nécessaire, etc.), amendement, amendement et travail du sol.

La quantité d'amendement apporté a été calculé à partir des stocks initiaux de ces sols afin d'atteindre le seuil des sols à fertilité moyenne proposé par Bonneau (1995)⁵, tout en

³ Houzard G., 1980 – Les massifs forestiers de Basse Normandie, Brix, Andaines et Ecouves. Essai de biogéographie. Thèse d'Etat, Université de Caen, 2 vol., 667 pages.

⁴ Renaud J. P., 2001 – Restauration de sols forestiers acides par un amendement calco-magnésien. Cas du massif vosgien et de l'Ardenne. Rapport d'étude Ministère de l'Agriculture et de la Pêche - O.N.F. - I.N.R.A., 140 pages.

⁵ Bonneau M., 1995 – Fertilisation des forêts dans les pays tempérés. Editions ENGREF, 367 pages.

respectant un équilibre entre calcium, magnésium, potassium et phosphore pour éviter tout risque de déséquilibre nutritionnel ou de toxicité (apport raisonné). Un amendement particulier, le Sylvextra 5-5+7MgO, a été, pour cela, mis au point par la MEAC.

Quatre groupes de paramètres sont suivis sur le pas de temps t₀, t+2, t+5 et t+10 : développement du peuplement (nombre et hauteurs des semis ou hauteur des plants), flore, faune des humus, devenir de l'amendement dans le sol. Ces différentes études sont conduites par l'O.N.F., le Muséum National d'Histoire Naturelle. et le Gretia de Bretagne. La dernière campagne (t+10) est programmée pour 2007 et 2008.

Quelques résultats à 5 ans (2002-2003)

La végétation : Augmentation nette du nombre d'espèces présentes sur les placeaux amendés mais sans que la végétation acidiphile initiale n'ait disparue. Ces nouvelles espèces, majoritairement neutroclines et nitratophiles révèlent une augmentation de la valeur du pH, une augmentation du rapport S/T et une baisse du rapport C/N donc un gain dans l'activité biologique des humus.

Les formes d'humus : Aucun changement notable de leur morphologie n'a été observé à 5 ans. Les épaisseurs des horizons OH sont statistiquement peu différentes des épaisseurs initiales. La nécromasse n'a guère diminué contrairement à ce qui a été observé dans l'Est de la France.

L'acidité des sols : On relève, dans les horizons de surface des placeaux amendés une augmentation tant du pH_{eau} que du pH_{KCl} avec, corrélativement une baisse des concentrations en Al⁺⁺⁺ échangeable.

Les stocks d'éléments minéraux disponibles : Les apports par amendement représentaient entre 1,5 et 2,8 fois le stock initial de calcium, 1/3 à 2/3 du stock initial de magnésium et moins de 10 % du stock initial de potassium. Après cinq ans, on peut estimer la part de l'amendement restant à 30 à 85 % du calcium apporté, 0 à 85 % du magnésium et pratiquement 0 % du potassium. Pour ce dernier élément, s'il n'avait pas été inclus dans l'amendement bien que les sols ne soient pas particulièrement pauvres en K, on aurait certainement atteint des seuils de carence en raison de la forte mobilité de cet élément.

D'une manière générale, l'amendement apporté reste en grande partie dans les horizons d'apport, soit dans les horizons OH pour les modalités non labourées soit dans la zone travaillée pour les modalités avec travail du sol. L'amendement est peu redistribué dans les horizons sous-jacents.

Conclusion

Deux remarques s'imposent au vu des résultats à 5 ans (elles seront à confirmer ou à modifier avec les observations et analyses à t+10) :

- La part d'amendement restant dans le sol montre que l'effet amendement peut perdurer sur le moyen terme, au moins dans certaines stations. Il n'y a donc pas lieu d'envisager un renouvellement des apports, au moins dans l'immédiat.
- Les effets de ces apports sur le fonctionnement des sols et des humus en particulier ne sont pas aussi spectaculaires que ceux qui ont pu être obtenus dans l'Est de la France. Ceci tient très certainement à la plus grande pauvreté chimique et à la plus faible activité biologique des sols de l'Ouest. On ne peut, en effet, réactiver que la faune présente dans ces sols et tout particulièrement les animaux fouisseurs gage de la stabilité des évolutions. Or on peut penser que plus les sols sont acides moins cette réactivation est possible ou du moins sera-t-elle beaucoup plus lente. Le suivi sur le long terme de ces dispositifs devra nous permettre de répondre à cette problématique.

THEME 6 TASSEMENT ET TRAVAIL DU SOL

AFFICHES

L'influence du système de travail du sol et de la rotation des cultures sur le sol et sur la production du blé

**Moraru Paula, Gus Petru, Rusu Teodor, Bogdan Ileana,
Moldovan Ioana, Pop Adrian, Cacovean Horea**

Université de Sciences Agricoles et Médecine Vétérinaire de Cluj-Napoca, no. 3-5, Manastur, 400372, Cluj-Napoca, Roumanie, moraru_paulaioana@yahoo.com, rusuteodor@yahoo.com, petru.gus@email.ro, ileana2015@yahoo.com, ioanamoldovan2005@yahoo.ca,

Introduction

L'évolution des systèmes de travail du sol en Roumanie témoignent la diffusion des systèmes conservateurs qui influent peu sur les qualités physico-chimiques du sol et garantissent des productions économiques ainsi que des rendements énergétiques positifs.

Le lien entre le système de travail du sol et la production dépend de l'état précédent du sol et du niveau des facteurs technologiques, écologiques et biologiques offerts. Le système classique des travaux du sol qui relie sur le labourage avec la charrue assure, généralement, les récoltes les plus abondantes mais, en même temps, entraîne des influences significatives, parfois négatives sur la fertilité du sol.

Les systèmes alternatifs du travail du sol offrent, à part les effets immédiats (productions économiques), aussi et surtout des effets à long terme.

Matériels et méthodes

Les recherches effectuées sur une période de quatre ans sur un préluvosoil vertic, dans le cadre d'un assolement de champ, ayant la structure des cultures suivante: blé d'automne (trèfle sous-ensemencé) – trèfle – blé d'automne – maïs.

Les systèmes de travail du sol (marqués dans l'ouvrage par v1 – v4) sont les suivants : v1 – système conventionnel de travail avec la charrue + grappe aux disques; v2 – labourage avec paraplow + grappe rotative; v3 – labouré avec cizel + grappe rotative; v4 – labouré avec grappe rotative ;

Résultats et discussions

Les systèmes de travail du sol avec la rotation des cultures sur une période de quatre ans ont influé sur les qualités physiques et chimiques du préluvosoil vertic, variable, d'une année à l'autre. Au bout des quatre ans les résultats ont été les suivants (tableau 1) ;

Le contenu en humus a connu une croissance de 0.17 unités, augmentation qui n'est pas certifiée du point de vue statistique et qui tend à revenir à la situation initiale. Ce qui compte c'est le sens d'évolution de la matière organique, tenant compte du fait que le terrain est situé sur une pente de 16 à 18 %.

La quantité importante du contenu de humus sur un tel sol et inclinaison du terrain s'explique par l'utilisation des systèmes conservatifs qui avaient empêché l'érosion du sol et avaient favorisé la persistance sur terrain des restes végétaux en proportion de 45 à 63 pour cent du total des restes végétaux. Dans le cas où le terrain a été travaillé avec la charrue, dans la même structure de cultures, le contenu de humus avait baissé à 3.22%.

Les qualités physiques telles que la densité apparente, la résistance du sol à la pénétration et la porosité totale sont devenues plus favorables vers la fin du cycle de rotation, même si les valeurs finales de 1.32 Da et 313 la résistance à la pénétration sont au-dessus de la moyenne optimale. Une évolution favorable ont connu la perméabilité du sol et la porosité totale qui se sont enrichies, tout comme la résistance à l'eau des macroaggrégés. L'explication

est complexe et elle est redévalable en premier lieu à l'effet de la rotation des cultures et ensuite à la diminution du trafic sur terrain. Sous aspect chimique, les modifications sont insignifiantes, avec cette seule précision que celles-ci se maintiennent dans la limite de la favorabilité pour la plante cultivée.

Tableau no.1
L'influence du travail du sol et de la rotation des cultures sur des qualités physiques et chimiques du préluvosoil vertic

Les qualités du sol	Le sol travaillé avec paraplow	
	Le commencement de la rotation blé - trèfle - blé - maïs	Fin de la rotation
Humus, %	3,84	4,01
Densité apparente, g/cm ³	1,46	1,32
La résistance du sol à la pénétration, kPa	462	313
La porosité totale	46,4	61
Macroagrégés hydrostables %	62,2	68
Perméabilité, mm/h	15,0	19,5
pH (H ₂ O)	6,9	7,1
P ₂ O ₅ , ppm	33	37,9
K ₂ O ₃ , ppm	128,5	128,56
La profondeur de pénétration des racines, cm	39,0	45,0

Le niveau des productions de blé est en fait égal, la différence de 0.75 jusqu'à 0.94 q/ha, sauf dans la variante 2 et 3 est insignifiante, le seul cas où l'on obtient une différence de 1,13 q/ha, assuré du point de vue statistique comme négative est la variante où l'on a travaillé avec la grappe rotative. L'explication est attribuée au manque d'eau qui est le résultat de l'ameublissement réduit du sol.

Tableau no. 2
L'influence du système de travail du sol sur les productions moyennes dans la culture de blé

Variantes		La production		La différence ±	La signification des différences
		q/ha	%		
1	Charrue classique+disque2x	42,63	100	Mt.	Mt.
2	Paraplow + grappe rotative	41,70	97,8	-0,94	-
3	Cizel + grappe rotative	41,89	98,2	-0,75	-
4	Grappe rotative	41,50	97,3	-1,13	0

DL (p 5%) 1,08 q/ha ; DL (p 1%) 1,64 q/ha ; DL (p 0,1%) 2,63 q/ha

Conclusions

Le système de travail du sol avec paraplow, cizel et grappe rotative influent sur les qualités variables du sol différent, d'une année à l'autre, en fonction de la plante cultivée, menant, à la fin d'une rotation de quatre années, à une tendance de croissance du contenu de humus, à la réduction du degré de tassement du sol et à l'amélioration de la perméabilité. Ces modifications ont été enregistrées sur le sol de type préluvosoil vertic, dans une rotation de quatre années, dans laquelle les céréales ont eu une valeur de 50 %, le trèfle 25% et le maïs 25%.

Le travail du sol avec paraplow et cizel peut constituer une alternative dans la technologie de cultivation du blé, puisque l'on obtient des productions pratiquement égales (4200 kg/ha) à la variante où l'on a utilisé le système classique du labourage du sol avec la charrue.

Le pneu-capteur au service des applications "off-road"

Marionneau Anicet et Chanet Myriam

Cemagref, UR TSCF, 24 avenue des Landais, BP 50085, 63172 Aubière cedex,
anicet.marionneau@cemagref.fr et myriam.chanet@cemagref.fr

L'un des thèmes de recherche du Cemagref porte sur l'évaluation des conséquences des activités humaines sur l'environnement. C'est dans ce cadre qu'une de ses équipes a mis au point un système de caractérisation réalisant l'extraction d'informations in situ afin d'estimer, de manière non destructive et en continu, des propriétés mécaniques et physico-chimiques d'un sol.

Ce système, baptisé pneu-capteur⁶, est destiné à caractériser l'action du pneumatique d'un véhicule sur le sol et le sol lui-même. Ce nouveau concept est basé sur l'association de données issues de capteurs incorporés au pneumatique mesurant, dans la zone en contact avec le sol, la déformation de la bande de roulement et l'impédance électrique du sol grâce à des électrodes incorporées dans les barrettes (sculptures du pneumatique).

Constats et règles de base

Le développement de ce système est parti des constats et règles de base suivants :

- Le pneumatique est le seul élément commun à tous les véhicules et machines à être toujours en contact avec le sol.
- La texture du sol présente des variations spatiales et temporelles lentes.
- Pour une pression de gonflage donnée, la bande de roulement se déforme dans les trois directions en fonction de l'intensité et de la direction des contraintes qui lui sont imposées.
- Pour une contrainte donnée, la déformation radiale du pneumatique varie en fonction de certaines caractéristiques du sol, densité apparente et humidité, sur lequel il se déplace.
- La contrainte normale exercée lors du passage a tendance à uniformiser la densité apparente du sol sous le pneumatique à l'endroit de la mesure.
- Pour une texture donnée, l'impédance électrique du sol varie principalement en fonction de l'humidité et de la densité apparente.

Principe de fonctionnement

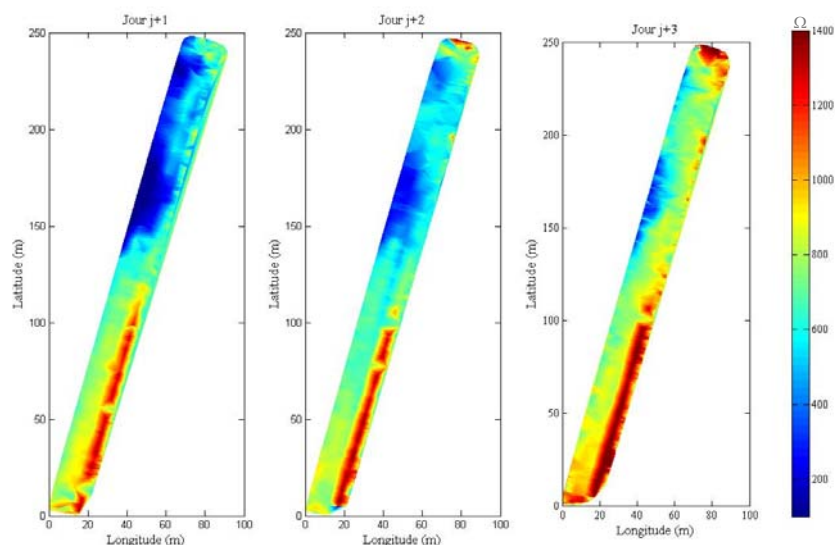
Ainsi, en tenant compte de ces éléments, à l'aide du "pneu-capteur", et après modélisation, il est possible d'extraire des informations, jamais obtenues en dynamique à ce jour, utiles à la gestion des matériels ou des systèmes de production :

- La mesure du déplacement d'un point de la bande de roulement du pneumatique combinée à celle de la pression interne renseigne sur le comportement dynamique de la machine.
- La mesure de l'impédance du sol au moyen d'électrodes disposées sur la bande de roulement renseigne sur l'humidité du sol.
- Par combinaison des différents modèles développés, il est alors possible d'évaluer la densité apparente du sol sur lequel le véhicule se déplace.
- Grâce à l'intégration de ces différentes données dans des modèles existants (par exemple le modèle TASC⁷ de prédiction de la déformation du sol sous l'effet d'une contrainte), il est possible de déduire l'intensité et le volume des dégradations provoquées par le déplacement des véhicules et machines sur le sol.

⁶ Brevet Cemagref N° 05-11455

⁷ Tyres/Tracks and Soil Compaction (ART Reckenholz-Tänikon Suisse)

Un exemple de résultat



*Evolution du module de l'impédance électrique en fonction de la variation de l'humidité du sol
Cartographies obtenues après une pluie (jour j) lors de passages successifs sur une parcelle
(Cemagref de Montoldre, juillet 2006)*

Potentiels d'innovation

Ainsi, lors des différentes opérations culturales, le pneu-capteur permet de disposer d'informations dynamiques à l'échelle de la parcelle pour :

- **Mettre en place des indicateurs pour l'évaluation et le suivi des effets des systèmes de production et des véhicules sur l'environnement** : suivi de l'évolution de la structure du sol sous l'effet de nouvelles techniques culturales ; évaluation et prévention des dégradations du sol (réduction de porosité) par les différentes opérations culturales, estimation en continu de la portance du sol...
- **Améliorer les performances énergétiques des machines et des systèmes de production** : réduction de la consommation d'énergie en réduisant le glissement par optimisation -fonction du type de sol- de la répartition du couple et de la charge sur les roues motrices ; réduction de la consommation d'énergie en adaptant les réglages du moteur aux besoins instantanés en énergie ; connaissance du bilan énergétique des différentes opérations culturales...
- **Améliorer la sécurité du matériel et des intervenants** : prévention des risques de renversement, de cabrage ou de perte de trajectoire ; prévention des risques de ruptures mécaniques...

THEME 7 : EROSION

COMMUNICATIONS ORALES

Enregistrement de l'histoire de sols alpins dans des archives sédimentaires lacustres par l'utilisation de méthodes géochimiques (extractions sélectives et terres rares)

B. Mourier^{a*}, J. Poulenard^a, C. Carcaillet^b, P. Faivre^a

a : UMR A42 CARRTEL – INRA/Université de Savoie

b : UMR 5059 CBAE – CNRS/EPHE/Université de Montpellier II

* : brice.mourier@univ-savoie.fr

Introduction

Cette étude traite de l'évolution des sols alpins sur de longues échelles de temps (1.000 – 10.000 ans) en appliquant des techniques couramment employé en science du sol à des sédiments lacustres. Ce travail constitue un complément aux études palaeoécologiques, visant à reconstruire l'histoire des paysages et à comprendre les processus régulant l'évolution des écosystèmes. En effet, la majorité des études palaeoécologiques traitent de l'évolution de la végétation (palynologie, anthracologie) mais peu d'études se focalisent sur l'évolution des sols. Il est intéressant de préciser si les sédiments issus de l'érosion des sols d'un bassin versant et accumulés dans un système lacustre gardent la signature pédologique de la source (type de sol voir d'horizon). En effet, quelques études de ce type basées sur des analyses géochimiques de sédiments lacustres ont déjà permis de mettre en évidence la mémoire de certain processus pédologiques : acidification (Mackereth, 1966; Ford, 1990), changement des conditions redox (Mackereth, 1966; Engstrom and Wright, 1984; Hu et al., 1993; Willis et al., 1997), intensité de la podzolization (Ewing and Nater, 2002) et altération (Ewing and Nater, 2003).

L'objectif de la présente étude s'articule autour de deux volets :

- sur les sols actuels : (i) caractériser la diversité actuelle des sols appartenant à un même étage bio-climatique et à une même formation lithologique (ii) déterminer des *proxis* géochimiques (extractions sélectives du fer et de l'aluminium et terres rares), susceptibles de se conserver, afin de mettre en évidence la diversité typologique des sols et des horizons.
- sur les carottes de sédiments lacustres : (i) identifier la fraction provenant directement de l'érosion des sols du bassin versant (fraction allogénique) (ii) tester le signal des proxis géochimiques afin de déterminer si la signature typologique des sols y est conservée.

Les sites d'études, les sols et les lacs

Les trois sites d'études (Loup, Orelle et Thyl) appartiennent à l'étage subalpin de la partie centrale de la vallée de la Maurienne, portion de vallée parmi les plus sèches de l'arc alpin. Bien que le même substratum (schistes, grès et charbon du carbonifère) recouvre la totalité de la zone d'étude, d'importantes variations géochimiques caractérisent cette formation géologique peu étudiée (Fabre, 1958). Ces sites ont fait l'objet d'une reconnaissance pédologique détaillée et les profils caractéristiques ainsi que le substratum correspondant ont été échantillonnés. Les types de sol rencontrés appartiennent aux groupes des Cambisols (sous pelouse alpine) et des Podzols (sous forêt de conifères).

Localisation des profils	Coordonnées géographiques	Altitude (m a.s.l.)	Exposition	Vegetation dominante	Substratum	Typology des sols (WRB)	Nombre de profils et d'horizons traités
LOUP	45°11'10 N 6°32'20 E	2100	N	<i>Pinus cembra</i> , <i>larix dectua</i>	Till de schiste du Carbonifère	Haplic Podzol	2 (10)
ORELLE	45°13'50 N 6°33'40 E	2070	E	<i>Pinus cembra</i> , <i>Abies alba</i>	Grès du Carbonifère	Cambic Podzol	2 (8)
THYL	45°14'25 N 6°29'60 E	2050	NE	<i>Carex semperviren</i> , <i>Festuca rubra</i>	Till de schiste du Carbonifère	Eutric Cambisol	4 (15)

Table 1 Sites d'études et sols associés

Sur les sites du Loup et du Thyl, deux lacs en voie de comblement et aux faibles bassins versants contributifs accumulent des sédiments depuis la fin de la dernière glaciation Würmienne. Deux carottes de sédiments lacustres ont été prélevées sur ces lacs (respectivement 400 et 370 cm) et, après quelques analyses préliminaires, furent découpées et étudiées à la résolution de 1 cm. A partir des mesures de ^{14}C et de ^{210}Pb , le modèle âge/profondeur permet d'estimer la base des sédiments au début de l'Holocène (respectivement 9.000 et > 10.000 ans cal BP).

Méthodes

1) Analyses de caractérisation propre à chaque type d'échantillon : (i) pour les sols : C, N, CEC, granulométrie, pH, couleur. (ii) pour les sédiments : perte au feu, susceptibilité magnétique, couleur, micro-granulométrie. 2) Analyses géochimiques transversales reliant les deux types d'échantillons : extractions sélectives de Al et Fe, éléments majeurs, terres rares.

Résultats préliminaires

Les analyses géochimiques effectuées sur les sols actuels montrent que les ratios $\text{Al}_{\text{pyro}}/\text{Al}_{\text{tot}}$ et $\text{Fe}_{\text{pyro}}/\text{Fe}_{\text{tot}}$ discriminent de façon significative les types de sols ainsi que les horizons. Les terres rares permettent également de (i) préciser le degré d'altération des horizons quand les valeurs sont normalisées avec le matériau parental, (ii) d'identifier la provenance d'un sédiment quand les valeurs sont normalisées à l'aide d'un échantillon standard (North American Schale Composite).

Les analyses géochimiques effectuées sur les carottes de sédiments lacustres montrent que la proportion en éléments secondaires d'Al et Fe (caractéristiques de l'évolution podzolique de sols) augmente dès le début du retrait des glaciers et de la mise en place des sols. Les résultats normalisés des analyses de terres rares montrent un degré d'évolution (enrichissement ou appauvrissement) croissant au cours de la période étudiée. Cette évolution peut-être mise en relation avec l'augmentation de l'altération des matériaux accumulés au cours du temps. L'étude met aussi en évidence l'effet des perturbations anthropiques sur l'évolution des sols, notamment liées au pastoralisme et à la déforestation.

Références bibliographiques :

- Barrett, L.R. and Schaetzl, R.J., 1998. Regressive pedogenesis following a century of deforestation: evidence for depodzolization. *Soil Science*, 163(6): 482-497.
- Engstrom, D.R. and Hansen, B.C.S., 1984. Postglacial vegetation change and soil development in southeastern Labrador as inferred from pollen and chemical stratigraphy. *Can.J. Bot.*, 63: 543-561.
- Ewing, H.A. and Nater, E.A., 2002. Holocene Soil Development on Till and Outwash Inferred from Lake-Sediment Geochemistry in Michigan and Wisconsin. *Quaternary Research*, 57(2): 234-243.
- Favre, J., 1958. Contribution à l'étude la zone houillère en Maurienne et en Tarentaise. Thèse Université de Paris, BRGM, 315 pp.
- Hu, F.S., Brubaker, L.B., and Anderson, P.M., 1993. A 12000 year record of vegetation change and soil development from Wien Lake, Central Alaska. *Canadian Journal of Botany* 71: 1133-1142.
- Mackereth, F.J.H., 1966. Some chemical observations on post-glacial lake sediments. *Philosophical transactions of the royal society* 250, 165-213.
- Willis, K.J., Braun, M., Sümegei, P. and Toth, A., 1997. Does soil change cause vegetation change or vice versa? A temporal perspective from Hungary. *Ecology*, 78(3): 740-750.

Variabilité de l'impact des sociétés anciennes sur l'érosion des sols d'après l'analyse de stocks sédimentaires dans le bassin de la Loire (France)

Macaire Jean-Jacques¹, Argant Jacqueline², Bréhéret Jean-Gabriel¹, Di-Giovanni Christian³, Fourmont Agathe¹, Gay-Ovejero Isabelle¹, Hirschberger Florent¹, Trément Frédéric⁴, Visset Lionel⁵

¹ : Université François-Rabelais, EA 2100 GÉEAC, Faculté des Sciences et Techniques, Parc de Grandmont, F-37200 Tours jean-jacques.macaire@univ-tours.fr

² Université Claude Bernard, ARPA, UFR des Sciences de la Terre Lyon I, Géode, 2 rue Raphaël Dubois, F-69622 Villeurbanne cedex, France

³ : Université d'Orléans, UMR 6113 CNRS, ISTO, bât. Géosciences, BP 6759, F-45067 Orléans cedex 2

⁴ : Université de Clermont –Ferrand, EA 1000, Centre de Recherches sur les Civilisations Antiques (CRCA), Maison de la Recherche, F-63057 Clermont-Ferrand cedex 1.

⁵ : Université de Nantes, UMR 6566 CNRS, Laboratoire d'Ecologie et des Paléoenvironnements Atlantiques, 2 rue de la Houssinière, BP 92208, F-44322 Nantes Cedex

Ces travaux visent à quantifier l'érosion de sols, ou production sédimentaire P, depuis le Tardiglaciaire, avant et pendant le développement des activités humaines, afin d'en préciser l'impact. Les taux moyens de production solide (Ps) et dissoute (Pd) ont été calculés en $t.km^{-2}.an^{-1}$ dans trois bassins situés dans le bassin de la Loire, à partir des masses de sédiments stockés à différentes périodes dans des dépressions lacustres ou fluviales, ou sur les versants. Ces travaux ont été supportés par les programmes CNRS-INSU : DBT 104 (1990-92), GDR 1064 (1993-96), PEVS Loire (2000-01), ZALoire (2002-06) et ECLIPSE (2002-06).

1 – Le bassin du lac Chambon dans le Massif Central cristallin

Ce bassin ($39 km^2$, altitude : 875 à 1854 m) se trouve dans le Mont Dore où les sols sont formés sur socle granitique et roches volcaniques. Les sédiments lacustres ont été stockés à deux reprises (ancien lac « Tartaret » de 14,1 à 9 ka et actuel Lac Chambon depuis 2,3 ka) dans la vallée de la Couze. $21,4 .10^6 m^3$ de sédiments détritiques se sont déposés en 7400 ans, soit une production solide moyenne de $133 t.km^{-2}.an^{-1}$ sur l'ensemble du bassin. Ps a varié de $78 t.km^{-2}.an^{-1}$ pendant le Bölling-Alleröd, à 439 pendant la seconde partie du Subatlantique. Pendant le Subatlantique Ps a augmenté de 5 fois entre avant et après 1400 ans, montrant l'impact de l'extension de l'agriculture au Moyen Age et à l'Epoque Moderne, confirmée par les pollens de céréales dans les sédiments. La production dissoute a été estimée en comparant la composition chimique des sédiments lacustres avec la composition moyenne des roches mères dans le bassin versant, en utilisant la méthode du bilan géochimique à élément constant (Al). Pd (en moyenne 11 % de la production totale) a varié de 5 à $63 t.km^{-2}.an^{-1}$ selon les périodes considérées. De plus, les versants à fortes pentes du bassin portent des matériaux issus d'éboulements et écroulements essentiellement mis en place après le retrait glaciaire à 18 ka. Leur volume total est estimé à $107.10^6 m^3$ d'après la géométrie des dépôts, donnant une production solide moyenne d'environ $300 t.km^{-2}.an^{-1}$, qui n'a pas été reprise par les eaux fluviales. L'impact humain ne peut être estimé.

2 – Le marais de Sarliève dans le Massif central sédimentaire

L'ancien lac de Sarliève (4,5 km²) asséché au XVII^{ème} siècle, est situé en Limagne à 10 km au sud-est de Clermont-Ferrand. Les sols du bassin versant (28 km², altitude 343 à 735 m), sont essentiellement formés sur marnes et calcaires parfois dolomitiques de l'Oligocène, accessoirement sur sables argileux du Miocène et roches volcaniques mio-plio-quaternaires. Les analyses géologiques (forages, coupes, géophysiques) ont montré l'existence d'une zone à sédiments deltaïques sablo-carbonatés séparant deux bassins lacustres à sédiments essentiellement carbonatés, déposés depuis le début du Tardiglaciaire. Les prospections archéologiques ont montré une forte occupation du bassin dès le Néolithique. Les colluvions, non quantifiées, sont peu abondantes. Ps et Pd ont été estimées séparément sur la base de l'analyse des phases minérales détritiques et précipitées dans les sédiments lacustres et de la comparaison des teneurs en CaO et MgO des sédiments avec celles des roches et sols actuels du bassin producteur. P, surtout Ps jusqu'au Dryas récent puis Pd au début de l'Holocène sont restés faibles (< 28 t.km⁻².an⁻¹) probablement en raison d'une bonne protection du sol par la végétation. P (principalement Ps) a ensuite fortement augmenté : jusqu'à 70 t.km⁻².an⁻¹ dès l'Atlantique (Néolithique) puis jusqu'à 234 t.km⁻².an⁻¹ (Ps = 204 et Pd = 30 t.km⁻².an⁻¹) durant les Ages du Bronze et du Fer, la période gallo-romaine, le Moyen Age et l'Epoque moderne, en relation avec l'augmentation des précipitations et le fort développement de l'agriculture.

3 – Le bassin du Négron dans le sud-ouest du Bassin parisien

Les sols du bassin du Négron (162 km², altitude : 40 à 120 m) sont formés sur calcaires et marnes oxfordiens, sables et marnes cénomaniens, craies turoniennes, « argiles à silex », sables et argiles sénoniens et éocènes, et loess quaternaire. Les vallons et vallées renferment des colluvions et alluvions sablo-graveleuses à limono-argileuses déposées depuis le début de l'Holocène, et les versants portent des colluvions souvent stockées sous forme de terrasses agricoles supposées mises en place depuis le Moyen Age (1000 ans environ). D'après le flux mesuré à l'exutoire du Négron, Ps (valeur nette) est actuellement de 0,6 et Pd de 44 t.km⁻².an⁻¹. D'après les stocks alluviaux, Ps a été de 6,8 t.km⁻².an⁻¹ pendant l'Holocène jusqu'au milieu du Moyen Age, et 8.6 t.km⁻².an⁻¹ pendant le dernier millénaire : ces valeurs montrent que l'essentiel de la matière solide érodée a été stockée dans le bassin. Les stocks colluviaux indiquent que la production solide a augmenté de 6,1 t.km⁻².an⁻¹ avant l'an Mille à 65,8 t.km⁻².an⁻¹ après, en lien avec l'agriculture. L'analyse fine des dépôts alluviaux a montré une forte production solide dès le Néolithique, une réduction pendant les Ages du Bronze et du Fer, et le début du Gallo-romain, marqués par un accroissement de l'élevage au détriment des cultures. La forte augmentation de Ps liée à l'augmentation de l'agriculture depuis l'an Mille est marquée dans les alluvions mais surtout dans les stocks colluviaux de versants.

4 – Conclusion

Les quantités de matières soustraites aux sols (valeurs minimales), par érosion mécanique (= Ps) et par érosion chimique (= Pd) peuvent être quantifiées à partir de l'analyse des stocks sédimentaires colluviaux, alluviaux ou lacustres. Les parts relatives de Ps et Pd varient d'un bassin à l'autre en fonction de leur lithologie, mais aussi dans le temps en fonction du climat et surtout du couvert végétal lié à l'anthropisation. Ps augmente avec le développement de l'agriculture, plus tard et de façon plus limitée en altitude (Moyen Age à Chambon) que dans les plaines (Néolithique à Sarliève et Négron) où le type d'activité agricole (élevage/culture) a pu moduler l'érosion. L'augmentation de Ps en phase d'anthropisation s'accompagne d'une augmentation de Pd, probablement en raison de l'activation de l'altération chimique des roches par rajeunissement des profils de sols.

Estimation de l'érosion et des transports solides dans le bassin versant de l'Oued Saf Saf, Algérie

Khanchoul K¹., Remini B². et Spiga Y¹.

1: Faculté des Sciences de la Terre, Université d'Annaba (kkhanchoul@yahoo.fr)

2: Département d'hydraulique et Génie Rural, Université de Blida (reminib@yahoo.fr)

Introduction

Le bassin versant de l'Oued Saf Saf (nord-est algérien), qui n'échappe pas au phénomène de l'érosion, est moins souvent fait l'objet d'évaluation des matières solides transportées en suspension par les cours d'eau. Toutefois, une grande partie des travaux sur la dégradation spécifique a été effectuée à partir de méthodes empiriques qui donnent une estimation de l'érosion qui s'avère en réalité surestimées ou sous-estimées. Le manque de données constitue un handicap majeur dans l'estimation et la prévision des transports solides. Cet état de fait nous a conduit à proposer des modèles de prévision. Il s'agit de la quantification de l'érosion qui permettrait l'évaluation des flux de sédiments en utilisant des mesures des transports de matières en suspension à l'échelle des crues et à l'échelle annuelle.

Caractéristiques physiques du bassin

Le bassin versant de l'Oued Saf Saf (322 km²) se situe en amont du barrage de Zardézas sur l'axe du Tell. Le bassin se distingue par des volumes montagneux importants aux pentes fortes et un réseau hydrographique dense (**Fig. 1**).

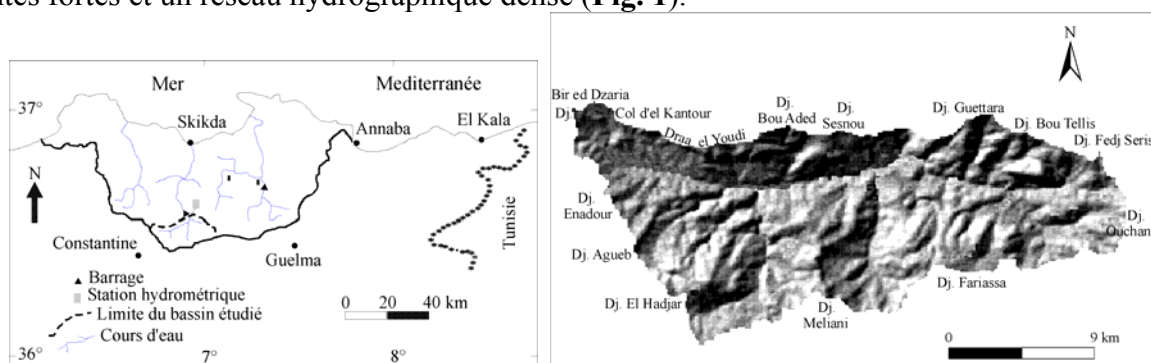


Fig. 1. Situation géographique du bassin versant de l'Oued Saf Saf (à gauche) et du relief en 3D (à droite).

Les régions des roches tendres à moyennement résistantes occupent 60% de la superficie du bassin (argiles gypsifères, grès et conglomérats argileux et les marno-calcaires). Les roches résistantes sont représentées par les grès et les calcaires. Le bassin comporte les sols peu évolués sur des grès numidiens et les conglomérats, les vertisols le long des formations argilo-gypseuses, les sols calcimagnésiques (rendzines et sols bruns calcaires) recouvrant les hautes collines marno-calcaires et les grès argilo-calcaireux, et les sols brunifiés au sud du bassin (Ouled Habeba et Beni Oufline). La végétation protectrice (forêt et maquis) est généralement discontinue et insuffisante (26% de la superficie du bassin). Le paysage végétal du bassin a été largement dégradé et défriché en montagne par les incendies, par l'agriculture extensive et le surpâturage. La saison hivernale en général traduit une généralisation des pluies (moyenne annuelle de 700 mm) et du ruissellement, augmentant

ainsi violemment les débits des oueds. De ce fait, la dynamique des cours d'eau doit être accrue et doit s'accompagner d'effets érosifs de plus en plus marqués dans les vallées.

Méthodes

La méthode de calcul des transports solides se base sur la reconstitution de lacunes des concentrations en suspension des crues enregistrées entre 1975/76 et 1996/97. Les données sont assorties et regroupées dans des classes distinctes de débits liquides pour pouvoir calculer le débit moyen et la concentration moyenne de chaque classe. Des analyses de régression de puissance et exponentielle ont été entreprises d'une part sur les données confondues, les montées de crue et décrues afin de présenter les équations susceptibles de donner les meilleures estimations des transports solides du bassin (**Fig. 2**). D'autre part, les débits liquides moyens journaliers et des concentrations moyennes journalières ont été subdivisés en saisons (automne, hiver, printemps et été) pour calculer la dégradation spécifique à l'échelle annuelle.

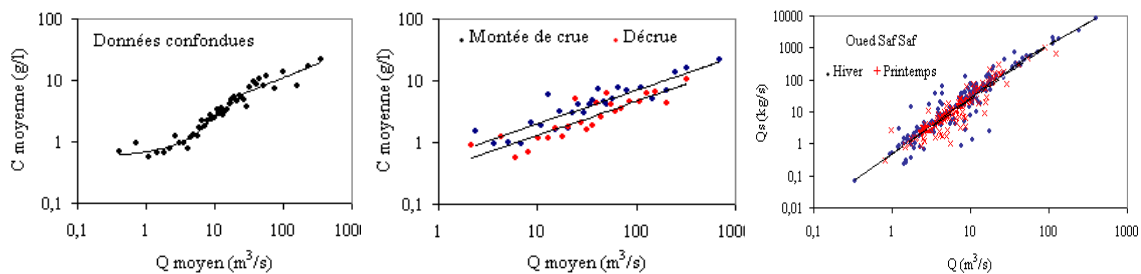


Fig. 2. Relation entre les concentrations moyennes des MES et des débits moyens (à l'échelle des crues- deux graphes à gauche) et entre les débits solides (Q_s) et les débits liquides (Q) moyens journaliers (graphe à droite).

Discussion et conclusion

L'utilisation de la méthode des classes des débits dans le cas des crues avec les montées de crue et décrues a fourni de bons résultats sur l'estimation des charges solides en suspension où les valeurs estimées sont proches de celles mesurées. Pendant la période 1975/76-96/97, la dégradation spécifique moyenne annuelle a montré une valeur qui varie entre 461 T/km²/an (échelle des crues) et 533 T/km²/an (échelle annuelle). Ces valeurs sont considérées élevées en comparaison à d'autres bassins avoisinants. Sur les 22 années d'observation, trois années humides ont contribué avec 61% du transport solide total du bassin (1983/84, 1984/85, 1992/93), avec des coefficients d'écoulement qui varient entre 25% et 37%. Les valeurs des dégradations spécifiques moyennes mensuelles sont élevées en hiver et au printemps. En hiver, les apports sont les plus élevés, avec 7633,87 T/km² à l'échelle des crues et 9277,44 T/km² à l'échelle annuelle, soit une contribution de 79% de l'apport annuel global. Ces quantités énormes de la matière en suspension ont entraîné un envasement excessif du barrage de Zardézas. Par conséquent, le volume de l'eau initial de 15 Mm³ a été fortement réduit.

L'étude du débit solide dans le bassin versant de l'Oued Saf Saf Saf a permis d'évaluer l'impact des facteurs physico-géographiques sur les transferts du sédiment. Il est distingué généralement plus par des conditions lithologiques, climatique et l'hydrologiques favorables à l'approvisionnement en flux sédimentaires. Le bassin est aussi affecté par une grande énergie du relief et une pratique culturale très étendue, développée sur des matériaux marneux, limoneux et argileux.

La recherche sur l'érosion du sol dans le sous – bassin hydrographique la Vallée Dumiresti qui appartient à la rivière d'Arges

Mădălina Marian lector univ. dr. ing. Université de Pitesti, Roumanie

Introduction

Une grande partie des surfaces agricoles du bassin hydrographique supérieur de la rivière d'Arges sont prises d'assaut par des facteurs de l'érosion comme : l'eau, le vent, l'homme à l'aide de la technique à laquelle il a accès.

Les coefficients d'écoulement à valeurs augmentés pendant les pluies torrentielles, mènent à la formation de débits torrentiels qui produisent des inondations dans les forêts existants au bord des rivières.

Cet ouvrage présente une analyse du processus de l'érosion du sol dans un bassin hydrographique, en sachant que la protection et le rétablissement des fonctions du sol dans une manière durable, constituent l'un des objectifs des pays membres de l'Union Européenne.

Matériel et méthode

La méthode de recherche a été fondée sur la charte de l'érosion du sol, en délimitant sur le plan de situation à l'échelle 1 : 10000 les unités homogènes du point de vue de tous les facteurs qui contribuent au déclenchement du phénomène d'érosion.

L'intégration dans des classes de danger d'érosion en surface, a été réalisée ayant en vue la méthodologie établie par ICPA en 1987, en fonction des pertes du sol appréciées ($t/ha \cdot an$), et l'appréciation et la notation de l'érosion ont été faites en fonction de la grosseur de l'horizon enlevé par érosion. Ayant pour but l'appréciation du mode d'évolution de l'érosion à l'avenir, on a calculé l'érosion potentielle pour l'entier sous bassin, à l'aide de l'Equation universelle de l'érosion de surface.

Pour l'interprétation des données obtenues, on a utilisé des indicateurs d'état et de risque pour ce qui est de l'érosion de surface, indicateurs proposés par M. Moțoc et A. Vătau en 1992, indicateurs qui sont groupés dans les catégories suivantes : d'état ou de stade actuel de la dégradation, d'impact sur la productivité et de risque.

Les indicateurs morpho-métriques calculés : l'aire du bassin hydrographique, la longueur de la balance des eaux, la longueur du bassin hydrographique, la largeur moyenne du bassin hydrographique, la longueur du talweg principal, la somme des longueurs des talwegs, leur densité et leur fréquence, le coefficient de sinuosité des talwegs, la longueur moyenne des versants, la pente moyenne du bassin hydrographique, la pente moyenne du talweg principal et l'altitude moyenne du bassin hydrographique.

On a réalisé les cartogrammes des pentes (figure n°1), et des unités de sol et des utilisations (figure n° 2).

Fig. n°1 Le cartogramme des pentes

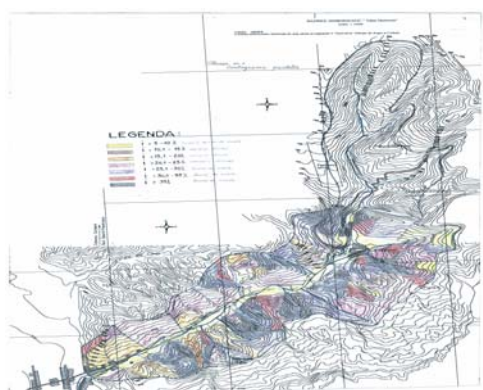
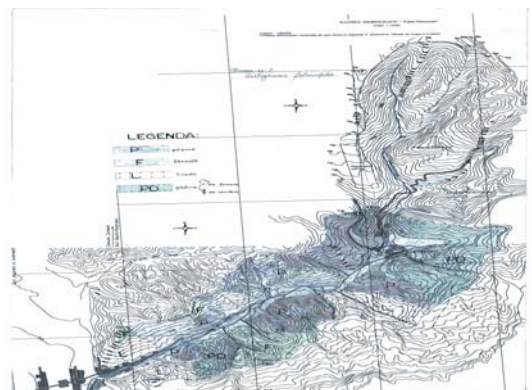


Fig.n°2 Le cartogramme des utilisations

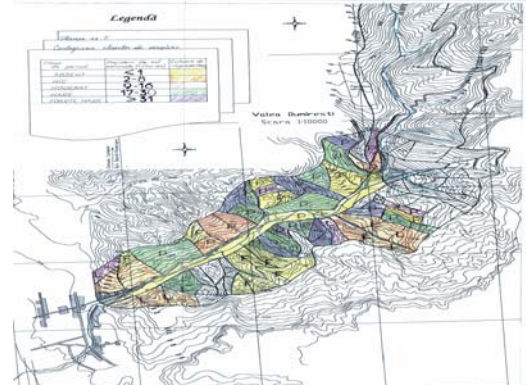
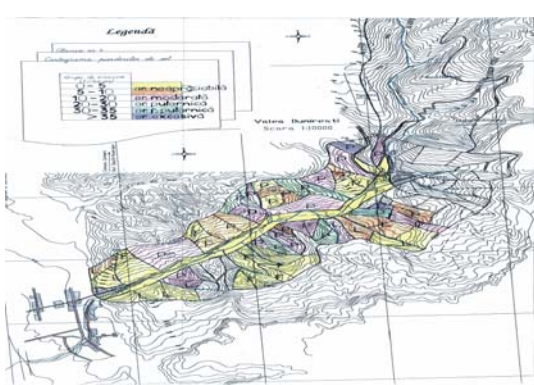


On a calculé les pertes de sol produites par l'érosion de surface pour chaque unité d'érosion. Les surfaces affectées de l'érosion de surface sont présentées centralisées ayant en vue les utilisations, les classes et les degrés d'intensité. Le calcul des indicateurs de l'état d'érosion du sol a mené à des résultats concernant les potentielles pertes de sol, moyennes pondérées, sur des utilisations. On a déterminé l'état d'érosion des versants, l'état d'érosion divisé dans des classes d'érosion, l'état d'érosion du terrain agricole, le degré de vulnérabilité du terrain agricole.

Les résultats obtenus ont mené encore à la réalisation de deux planches, l'une représentant les pertes du sol (figure n°3) et l'autre les classes d'érosion (figure n° 4).

Fig. n°3 Le cartogramme du degré d'affectation du terrain par l'érosion en surface

Fig.n°4 Le cartogramme des classes de danger d'érosion en surface



1. Ayant à la base les recherches effectuées, on a réalisé une carte à l'échelle 1 : 10000 dans laquelle on a délimité les surfaces affectées d'érosion par degrés d'érosion (inappréciable, modéré, fort, très fort et excessive) et une autre où l'on a représenté l'érosion potentielle par des classes.

2. On a déterminé les surfaces affectées d'érosion par des utilisations agricoles, en précisant les degrés d'érosion et les classes d'érosion, en ce qui concerne l'érosion potentielle.

3. Le déclenchement de l'érosion a été dû à la fois aux facteurs naturels et à ceux socioéconomiques.

4. Dans le bassin hydrographique supérieur de la rivière d'Arges, les conséquences de l'érosion du sol peuvent être synthétisées dans le pourcentage élevé de colmatage des lacs d'accumulation.

5. Les travaux de prévention et de combat de l'érosion du sol ont accompli leur tâche d'arrêter le développement des formations torrentielles. Ces travaux, après la formation des atterrissements, ne retiennent plus les particules de sol entraînées existantes sur les versants et c'est pourquoi, ils doivent être associés à des travaux de prévention et de combat de l'érosion des versants, des travaux par lesquels on peut diminuer les écoulements et implicitement le transport de matériel solide.

6. Sur les versants occupés par des vergers, apparaissent généralement des terrasses ayant le talus consolidé biologiquement, mais des terrasses qui nécessitent activités d'entretien.

7. Dans certains pâturages ont été réalisés des travaux de silos qui n'ont pas mené à une diminution des écoulements de surface, parce que ces travaux ont été exécutés sur des pentes $> 30\%$ dans une région avec des précipitations abondantes.

8. Dans la plupart des plantations arboricoles situées sur les versants à de grandes pentes, l'espace existant entre les rangées n'est plus herbé comme il le faut, situation qui a mené à une protection anti - érosion plus faible pour les terrains respectifs.

Successions des mécanismes de désagrégation lors de l'évolution des états de surface du sol. Développement d'une méthode d'estimation de la granulométrie des matières solides produites par l'érosion hydrique diffuse.

Leguédois Sophie^{1,2}, Darboux Frédéric¹ et Kuhn Nikolaus³

1 : INRA, UR272 - Science du Sol, BP 20619, F-45160 Olivet.

Frederic.Darboux@orleans.inra.fr

2 : Actuellement CNRS, UMR5245 - ECOLAB, BP 32607, F-31326 Castanet-Tolosan.

Sophie.Leguedois@ensat.fr

3 : University of Exeter, School of Geography, Archaeology and Earth Resources, Amory Building, Rennes Drive, Exeter EX4 4RJ, United Kingdom. N.Kuhn@exeter.ac.uk

Distribution granulométrique, stabilité structurale et états de surface

La distribution granulométrique des matières solides est une information indispensable pour prédire l'impact de l'érosion hydrique sur la qualité de l'eau. Si la distribution granulométrique des matières solides est intégrée dans plusieurs modèles d'érosion, il n'existe toujours pas d'outils pour initialiser ce paramètre. Des avancées récentes pourraient permettre d'utiliser les tests de stabilité structurale comme méthode de paramétrage.

En effet, Legout *et al.* (2005) ont montré que, pour un lit de semence, les tests de stabilité structurale de Le Bissonnais (1996) reproduisaient la succession des mécanismes de désagrégation et permettaient de prédire la granulométrie des fragments générés par la pluie. Plus récemment, Darboux et Le Bissonnais (2007) ont mis en évidence que différents états de surface présentaient des stabilités structurales contrastées, impliquant que la granulométrie des fragments de terre libérés dans le ruissellement dépendait de l'état de surface.

Par une étude de laboratoire, nous avons étendu ces résultats afin (1) d'identifier, pour une succession d'états de surface, les mécanismes responsables de la désagrégation et (2) d'évaluer la capacité des tests de stabilité structurale à reproduire les changements granulométriques survenant lors de cette succession.

Matériel et méthodes

La première partie de l'étude a consisté à produire différents états de surface sous simulateur de pluie. Partant d'un état initial type lit de semence, nous avons fait évoluer la surface d'un limon moyen sableux (Pays de Caux, Normandie) en croûtes structurale puis sédimentaire. Les prélèvements ont porté sur (1) les agrégats initiaux ; (2) la croûte structurale et (3) la croûte sédimentaire. Dans la seconde partie de l'étude, ces échantillons ont été déposés au centre de dispositifs circulaires placés sous pluie simulée (50 mm/h), selon la méthode utilisée par Legout *et al.* (2005). Afin de suivre la cinétique de désagrégation, des pluies de durée variable ont été appliquées. Les échantillons ont ensuite été transférés dans l'éthanol pour éviter toute réagrégation ou désagrégation supplémentaire. Leurs granulométries agrégées ont été mesurées par diffraction laser. Elles sont comparées à celles obtenues par tests de stabilité structurale sur les mêmes états de surface.

Résultats

Lors des expériences de cinétique de désagrégation sur les agrégats, il y a, au cours de la pluie, une nette diminution des fragments de 200 μm compensée par une augmentation des fragments de 60 μm (fig. 1a). Pour la croûte structurale, une tendance similaire est observée, mais de plus faible amplitude (fig. 1b). Pour la croûte sédimentaire, aucune évolution granulométrique n'est mesurée et la distribution est unimodale (fig. 1c).

Les tests donnent des granulométries très différentes pour les agrégats (fig. 2a). La comparaison avec l'évolution granulométrique sous pluie (fig. 1a) suggère que, pour cet état de surface, la désagrégation serait due aux humectations lente et rapide en début de pluie et à la désagrégation mécanique pour des cumuls pluviométriques plus importants. Pour la croûte structurale, les granulométries issues des tests de stabilité sont moins contrastées (fig. 2b). Pour cette surface, la désagrégation mécanique semble le moteur principal des évolutions granulométriques. Pour la croûte sédimentaire, les granulométries des tests de stabilité sont très similaires (fig. 2c), les trois mécanismes de désagrégation semblent donc produire les mêmes tailles de fragments. Pour cet état de surface, qui résulte d'une désagrégation poussée, aucune spécificité vis-à-vis des mécanismes de désagrégation n'est notée et la granulométrie agrégée n'évolue pas au cours de la pluie.

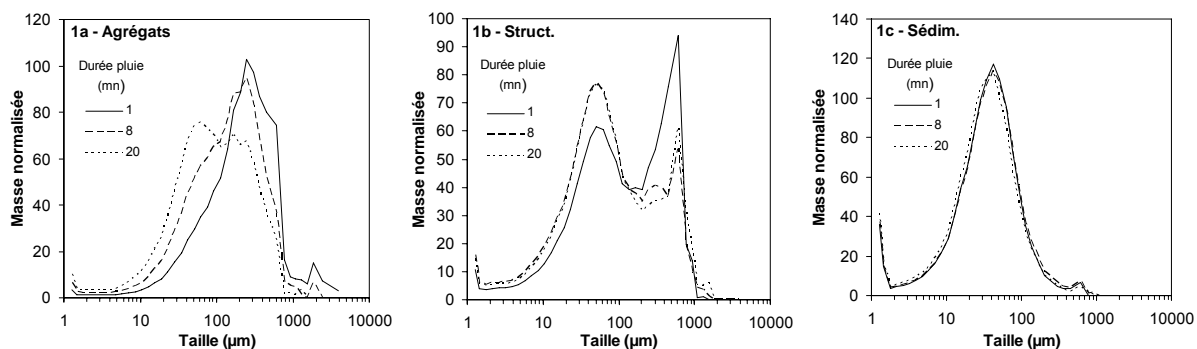


Fig. 1 – Evolution de la granulométrie des échantillons (agrégats, croûte structurale, croûte sédimentaire) avec la pluie cumulée.

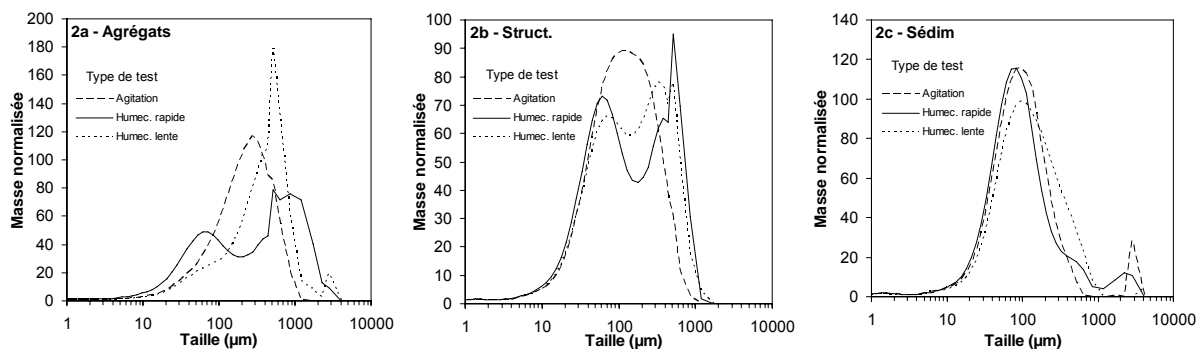


Fig. 2 – Granulométrie des échantillons (agrégats, croûte structurale, croûte sédimentaire) après tests de stabilité structurale (agitation mécanique, humectation lente, humectation rapide).

Conclusion

Les tests de stabilité structurale permettent de reproduire la granulométrie des fragments de sol produits par désagrégation, processus initial de la production de matière solide par érosion. Les différences entre les granulométries issues des différents tests de stabilité structurale sont des indicateurs de la dynamique temporelle de la désagrégation. Notre approche permet donc bien de prédire la distribution granulométrique des matières solides érodées. Elle doit maintenant être étendue à d'autres types de sols.

Bibliographie

- Darbox, F. and Le Bissonnais, Y. (2007). Changes in structural stability with soil surface crusting: Consequences for erodibility estimation. *Eur. J. Soil Sci.* Sous presse.
- Le Bissonnais, Y. (1996). Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. theory and methodology. *Eur. J. Soil Sci.*, 47(4):425-437.
- Legout, C., Leguédou, S., and Le Bissonnais, Y. (2005). Aggregate breakdown dynamics under rainfall compared with aggregate stability measurements. *Eur. J. Soil Sci.*, 56(2):225-238.

Érosion des sols à la suite d'un feu de forêt : conséquences sur l'érodibilité et pour la conservation des sols

Darboux Frédéric¹, Fox Dennis², et Robin Jean-Guillaume^{1,3}

1 : INRA, UR272 - Science du Sol, BP 20619, F-45160 Olivet.

Frederic.Darboux@orleans.inra.fr

2 : UMR 6012 CNRS, Département de géographie, Université de Nice Sophia Antipolis, 98 Bd. Ed. Herriot, BP 3209, 06204 Nice cedex 3. Dennis.Fox@unice.fr

3 : Actuellement : CIRAD - UPR RELIER, Station de la Bretagne, BP 20, F-97408 Saint-Denis, Ile de la Réunion. robin_jeanguillaume@yahoo.fr

Au cours d'un feu de forêt, les composés organiques présents dans le sol sont vaporisés et se condensent sur les particules minérales, formant une couche hydrophobe à proximité de la surface. La présence de cette couche hydrophobe affecte fortement les transferts d'eau (Doerr *et al.*, 2000). En réduisant la capacité d'infiltration, la couche hydrophobe favorise le ruissellement et l'érosion (Clothier *et al.*, 2000).

Parce que le sol n'est pas une ressource renouvelable et parce que l'érosion a des conséquences dans les aires aval, il est nécessaire de mettre en place des mesures de conservation des sols à la suite des incendies de forêts. Une technique potentielle serait d'utiliser des conditionneurs de sol. Les conditionneurs de sol sont des substances naturelles ou artificielles appliquées sur le sol afin d'en modifier les propriétés physiques (Le Souder *et al.*, 1991).

Réalisation

Dans ce travail, nous avons tout d'abord caractérisé les effets de l'hydrophobicité induite par un feu. Ensuite, dans le but d'évaluer leurs potentiels respectifs dans le cadre de mesures anti-érosives, nous avons testé l'effet de deux conditionneurs de sol sur la réduction du ruissellement et de l'érosion.

Feu, hydrophobicité et érosion diffuse

Le sol a été collecté dans les premiers centimètres d'un sable limoneux acide sous une végétation de pin aux environs d'Orléans. Il a été soumis au feu d'une litière d'aiguilles de pin. Le feu a diminué le taux de matière organique du sol ainsi que sa conductivité hydraulique. Il a augmenté l'hydrophobicité du sol, sa stabilité structurale et l'érosion par splash.

Sous l'effet de l'hydrophobicité, la pénétration de l'eau dans les agrégats a été ralentie. Cela a diminué l'intensité de l'éclatement, augmentant ainsi la stabilité structurale. De ce fait, la formation de croûte a été très ralentie, laissant un matériau non cohésif en surface, et donc facilement disponible pour le splash (Fox *et al.*, 2007). Ce schéma de causalité nous a permis d'orienter le choix des conditionneurs.

Conditionneurs de sol et érosion

L'emploi d'un surfactant (ou agent mouillant) pourrait réduire l'hydrophobicité du sol et ainsi favoriser l'infiltration, mais il pourrait aussi tendre à réduire la stabilité structurale (en accélérant l'entrée d'eau dans les agrégats). Un polyvinyle, en formant des liens entre les agrégats, tendra à créer une croûte artificielle résistante à l'érosion (compensant ainsi la baisse de stabilité due au surfactant) et diminuera l'érodibilité du sol.

Pour tester les effets individuels et combinés du surfactant et du polyvinyle, nous avons réalisé une expérience de simulation de pluie. Des bacs perméables (32 cm de long, 22 cm de large et 3 cm de profondeur) ont été remplis avec les sols brûlés et non brûlés. Ils ont ensuite été traités par aspersion de surfactant seul, de polyvinyle seul, d'un mélange surfactant-polyvinyle, ou d'eau distillée (témoin). Les mesures ont portées sur la masse d'eau percolée, la masse d'eau ruisselée, la masse de sol érodé, la profondeur d'infiltration et la croissance de végétation.

En stabilisant la structure de surface, le polyvinyle est efficace pour limiter l'érosion diffuse alors que l'effet du surfactant est très limité (figure 1a), même pour le ruissellement (figure 1b). La combinaison surfactant-polyvinyle n'apporte pas d'amélioration par rapport au polyvinyle seul. La végétation pousse mieux sur le sol traité au polyvinyle et, une fois en place, elle limite l'érosion comme le polyvinyle.

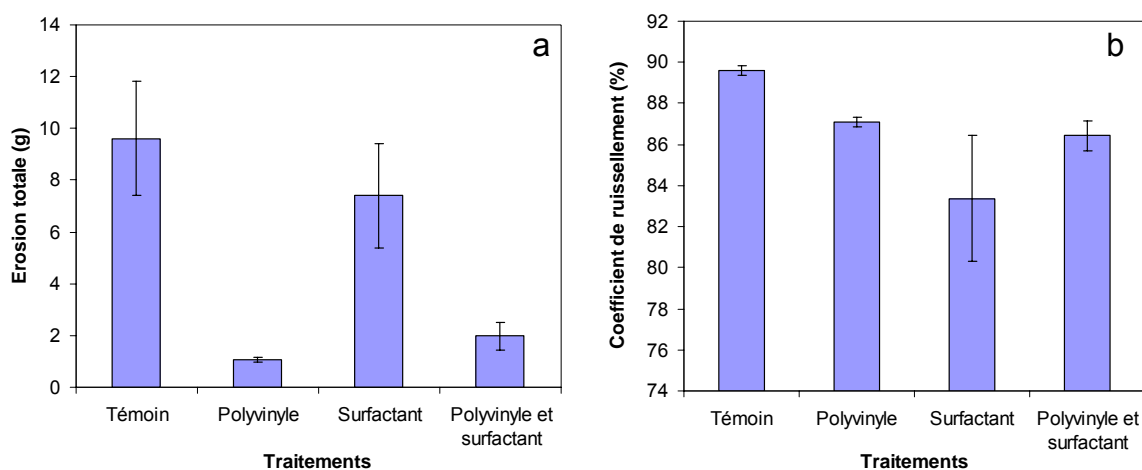


Fig. 1 – Coefficient de ruissellement et érosion totale pour les 4 traitements effectués sur sol brûlé.

Vers une technique de lutte anti-érosive

Dans le cadre d'une lutte contre l'érosion post-incendie, l'application de polyvinyle combinée à un semis (technique d'ensemencement hydraulique) pourrait permettre de limiter l'érosion à court terme, laissant ainsi le temps à la végétation de se développer et de limiter l'érosion dans la durée. Ce type de technique pourrait être appliquée en particulier aux zones les plus à risque (voies de circulation, berges).

Bibliographie

- Clothier, B.E.; Vogelera, I. & Magesanb, G.N. (2000). The breakdown of water repellency and solute transport through a hydrophobic soil. *Journal of Hydrology*, 231-232: 255-264
- Doerr, S.H.; Shakesby, R.A. & Walsh, R.P.D. (2000). Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth-Science Reviews*, 51: 33-65
- Fox, D.; Darboux, F. & Carrega, P. (2007). Effects of post forest fire water repellency on soil aggregate stability, splash erosion, and saturated hydraulic conductivity for different size fractions. *Hydrological Processes*, accepté.
- Le Souder, C.; Le Bissonnais, Y. & Robert, M. (1991). Influence of a mineral conditioner on the mechanisms of disaggregation and sealing of a soil surface. *Soil science*, 152: 395-402

Distribution spatiale des objets archéologiques et mouvements de matière à l'échelle de versants cultivés

Sylvie Morice^{1,*}, Sébastien Salvador-Blanes¹, Hocine Bourennane², Anne Moreau³

¹ - *Laboratoire Géologie des Environnement Aquatiques Continentaux, UPRES-EA2100 - Faculté des Sciences et Techniques - Parc de Grandmont - 37200 Tours – France.*

sylvie.morice@etu.univ-tours.fr, salvador@univ-tours.fr

* - *adresse actuelle : Institut de Recherche sur la Biologie de l'Insecte, CNRS UMR 6035 - Faculté des Sciences et Techniques - Parc de Grandmont - 37200 Tours – France.*

² - *Unité de Science du Sol, INRA Orléans Avenue de la Pomme de Pin BP 20619 Ardon 45166 OLIVET Cedex– France.* Hocine.Bourennane@orleans.inra.fr

³ - *Laboratoire Archéologie et Territoires UMR 6173 CITERES - MSH VILLES ET TERRITOIRES, 35 Allée Ferdinand de Lesseps, BP 60449, 37204 TOURS cedex 03 – France.* moreau.anne@free.fr

Les artefacts archéologiques (tessons de céramique, objets liés à l'habitat, ...) retrouvés dans les champs cultivés sont le témoin des activités humaines passées. Afin de mieux comprendre l'emprise de l'homme sur le territoire au cours de l'histoire, les archéologues sont amenés à effectuer des prospections systématiques sur de petites surfaces, par ramassage de surface et comptage de ces artefacts distingués selon leur époque de fabrication.

L'objectif est d'étudier la distribution spatiale des artefacts récoltés au cours de ces prospections systématiques afin de permettre la mise en évidence des zones de concentrations d'artefacts définies comme des sites archéologiques, et de les distinguer des zones où les artefacts possèdent une répartition spatiale aléatoire. Cette distribution est par ailleurs étudiée afin de mettre en évidence les mouvements de matière sur les versants cultivés.

La distribution spatiale des artefacts a été étudiée au moyen des méthodes géostatistiques de krigeage ordinaire et de simulation conditionnelle. L'analyse variographique a permis de définir la structure spatiale des différentes catégories d'artefacts. Puis, pour les catégories spatialement structurées, un modèle théorique, dont les paramètres ont été testés par validation croisée, a été ajusté au variogramme expérimental. L'estimation spatiale a alors été réalisée par krigeage ordinaire. Les cartes obtenues permettent de visualiser les zones de forte abondance des artefacts. Une simulation séquentielle gaussienne a également été conduite afin de réaliser des cartes de probabilité de dépasser un seuil d'abondance, définissable par la suite par les archéologues, au dessus duquel la présence d'un site archéologique est possible pour chaque catégorie d'artefacts.

La combinaison des cartes estimées des abondances d'artefacts à différentes époques a été effectuée. Cette combinaison a permis de définir des zones où les artefacts étaient systématiquement absents. Ces zones possèdent parfois une extension particulière qui ne peut provenir du mode de dépôt des artefacts. L'une de ces zones présente notamment une morphologie approximativement circulaire visible en photographie aérienne sous la forme d'une tache blanche. L'analyse de la distribution spatiale des teneurs en éléments majeurs dans le sol permet d'affirmer qu'il s'agit d'une zone dont les sols ont été rajeunis. Cette distribution des artefacts met ainsi en évidence une redistribution de matière qui ne peut être attribuée qu'au travail du sol, en lien avec une topographie locale convexe.

Variabilité spatiale des propriétés hydrodynamiques des sols dans le bassin versant de la Vesle (Marne) : influence sur la pollution diffuse.

Dessogne Jean-Baptiste¹, Malam-Issa Oumarou¹, Marin Béatrice¹, Pascal André¹ et Barbin Vincent¹

¹*Groupe d'Etude sur les Géomatériaux et les Environnements : Naturels, Anthropiques et Archéologiques, EA 3795, UFR Sciences, Université de Reims Champagne-Ardenne, CREA, 2 esplanade Roland Garros 51100, jean-baptiste.dessogne@etudiant.univ-reims.fr*

Introduction

Cette étude rentre dans le cadre du contrat d'objectifs Aqual qui vise la lutte contre les pollutions diffuses en milieu rural dans le bassin versant de la Vesle (Marne). Nous présentons les résultats de mesures des caractéristiques physiques et des propriétés hydrodynamiques réalisées sur des sols viticoles du bassin versant. L'objectif de ce travail est de comprendre la variabilité des propriétés hydrodynamiques et appréhender son influence sur la dispersion des éléments métalliques contenus dans les sols viticoles.

Matériel et méthodes

Les sites d'étude situés sur le versant nord de la montagne de Reims comportent 26 parcelles viticoles enherbées ayant subi des épandages d'écorces. Les sols repartis sur 16 unités reposent sur des substrats crayeux (Crétacé) ou des formations sablo-argileuses (Tertiaire). Les propriétés physiques et hydrodynamiques étudiées regroupent les caractéristiques granulométriques, la conductivité hydraulique à saturation, la résistance à la pénétration et la densité apparente. Les caractéristiques granulométriques ont été déterminées par tamisage (fraction grossière) et à l'aide d'un granulomètre laser (terre fine). La conductivité hydraulique à saturation a été déterminée à l'aide d'un perméamètre de Guelph sur une profondeur de 10 cm. La densité apparente des sols et leur résistance à la pénétration ont été mesurées respectivement à l'aide d'un densitomètre à membrane et d'un pénétromètre Panda. Chaque parcelle a fait l'objet de 3 à 5 mesures. L'ensemble des données obtenues ont été analysées au moyen d'une analyse de variance (tests de Tukey et LSD de Fisher, 95 %).

Résultats

Les sols étudiés se caractérisent par une texture limono-sableuse à limono-argileuse. Leurs teneurs en limons (47-62 %) et en sables (24 à 48 %) ne montrent pas de différence significative. En revanche, les teneurs en argiles et en éléments grossiers sont significativement différents selon les sols. La densité apparente varie de 0.8 à 1.5 entre 0 et 5 cm de profondeur et de 1.5 à 1.8 entre 5 et 10 cm de profondeur. La résistance du sol à la pénétration varie de 1 à 2 MPa entre 0 et 5 cm de profondeur contre 2 à 4 MPa entre 5 et 10 cm de profondeur. Ces deux paramètres mettent en évidence la compaction des sols avec la profondeur mais ne montrent pas de différence significative entre les sols étudiés. Les valeurs de conductivité hydraulique à saturation obtenues varient de 0.1 à 300 mm.h⁻¹ et traduisent une variabilité importante indépendante des unités de sol. (Figure 1). Trois classes de conductivité hydraulique significativement différentes sont mises en évidence sur la base des analyses statistiques : 0 à 10 mm.h⁻¹ (Groupe 1), de 10 à 60 mm.h⁻¹ (Groupe 2) et de 100 à 200 mm.h⁻¹ (Groupe 3). Cette variabilité ne semble pas avoir de lien avec la densité apparente et la résistance à la pénétration. En revanche, celle-ci semble être relative à la teneur en

argiles et en éléments grossiers des sols. En effet, les sols du groupe 3 se caractérisent par des proportions en éléments grossiers significativement supérieures à celles des groupes 1 et 2 (12 à 25 % contre 5 à 12 %) (Figure 2), tandis que les sols du groupe 2 montrent des teneurs en argiles significativement inférieure comparées aux autres groupes (4 à 8 % pour le groupe 2, 6 à 14 % pour les groupes 1 et 3) (Figure 3).

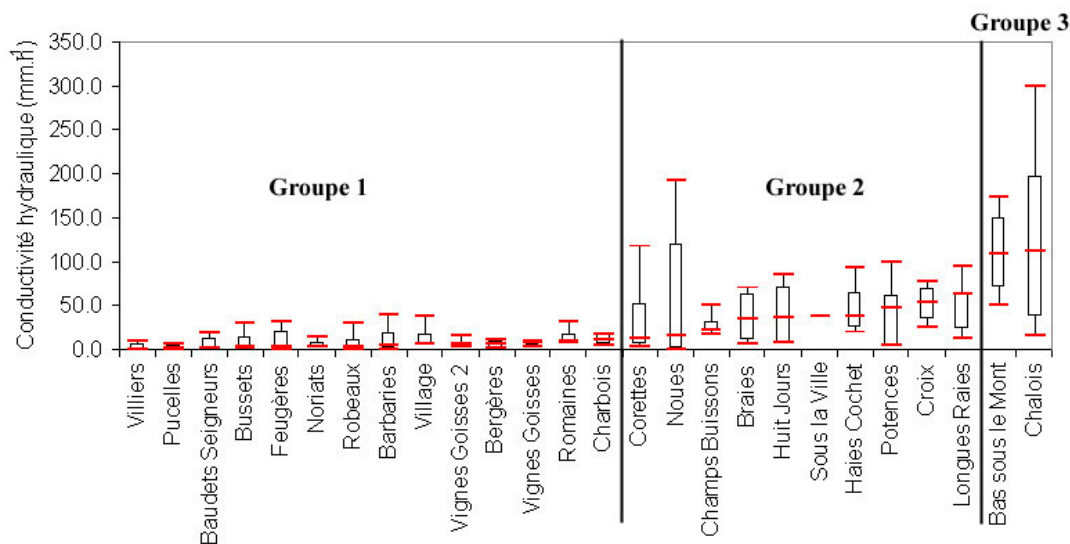


Figure 1 : Conductivité hydraulique à saturation pour les 26 parcelles étudiées

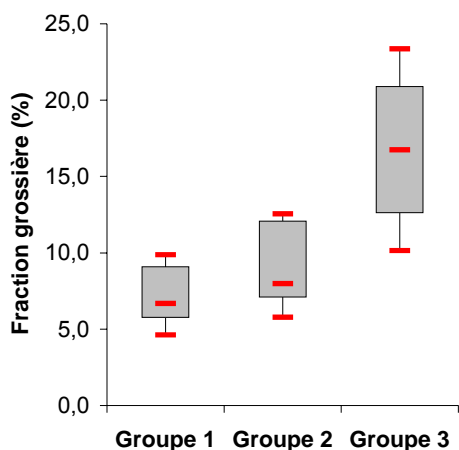


Figure 2 : Fraction grossière

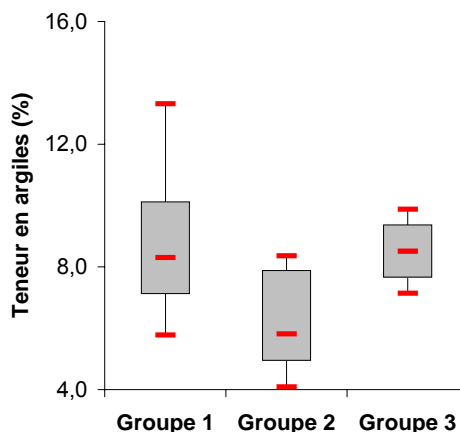


Figure 3 : Teneur en argile de la terre fine

Conclusion

Le mesure des propriétés hydrodynamiques des sols permet de distinguer plusieurs groupes de parcelles. Cette variabilité semble être liée aux teneurs en argiles et en éléments grossiers des sols. Cela permet d'établir une règle de décision indispensable à une spatialisation des propriétés hydrodynamiques des sols qui servira de base à un modèle de ruissellement et d'érosion. Cette règle sera affinée par l'acquisition de nouveaux paramètres tels que la stabilité structurale et la qualité du couvert végétal des sols.

Enregistrement de l'histoire des sols (type, dynamique et usage) par les archives stalagmitiques : étude spectroscopique de la matière organique des sols aux spéléothèmes

Y. Perrette^a, J. Poulenard^b, B. Pepin-Donat^c, B. Fanget^a, P. Hanus^a

a : UMR 5204 EDYTEM – CNRS / Université de Savoie

b : UMR A42 CARTELE – INRA/Université de Savoie

c : Unité de Recherche Qualité des Eaux et Prévention des Pollutions - CEMAGREF LYON

d : UMR 5819 SPRAM – CEA/CNRS/Université Joseph Fourier (Grenoble)

L'histoire des sols se situe à l'interface entre l'histoire de la végétation et celle des différentes activités humaines.

L'objectif de cette communication est de présenter les enregistrements stalagmitiques, habituellement utilisés pour du paléoclimat, comme des archives naturelles des sols. Après avoir rappelé les principaux traits du fonctionnement de ces dépôts carbonatés, nous présentons quelques indicateurs paléo-pédologiques présents dans les stalagmites avant de montrer un exemple d'application de ces archives pédologiques sur le plateau des Coulmes (Vercors).

1-Les stalagmites, des concrétions pédologiques :

Les stalagmites sont des dépôts carbonatés souterrains contrôlés par les équilibres calco-carbonique des eaux d'infiltration. Pour la très grande majorité des cas, la croissance des stalagmites est directement liée à la pression partielle de CO₂ dans le sol. Notamment, les études menées sur les isotopes du carbone par Genty et al. (Genty et al., 2001) ont montré que le carbone constituant le carbonate de calcium est à plus de 70 % un carbone organique. Mais la relation entre pCO₂ et croissance n'est pas directe. En effet, la nature et le régime des écoulements /infiltrations interviennent dans la croissance de ces sédiments (Kaufmann and Dreybrodt, 2004).

Par ailleurs, il a été montré que la coloration de blanche à jaune-brune de beaucoup de stalagmites est liée à la présence de matières organiques au sein de la matrice cristalline (Ramseyer et al., 1997; Van Beynen et al., 2001; White, 1981; White and Brenan, 1989). À partir de cette constatation, de nombreuses études ont été menées pour mieux comprendre les modalités du transfert des MO depuis les sols vers les stalagmites (Baker et al., 1996; Baker and Genty, 1999). Ces études permettent aujourd'hui d'utiliser les MO comme traceur des écoulements dans le karst ou comme indicateur paléoenvironnemental, archives paléopédologiques.

2-Des archives datables :

De nombreux types de sédiments enregistrent des informations liées aux sols. L'un des atouts incontestable de ces dépôts est la diversité des méthodes de datation possibles. La méthode reine en ce qui concerne les datations de stalagmites est la datation par les déséquilibres isotopiques du couple U/Th. Dans certains cas, et lorsqu'une calibration sur le taux de carbone mort est réalisé, des âges ¹⁴C peuvent être obtenus. Enfin, les lamines de croissances peuvent dans certains cas être annuelles et constituent alors un géochronomètre fiable et résolu. Ces lamines ont notamment été mises en évidence par des méthodes d'imageries de fluorescence fondée sur le contenu en MO des stalagmites (Baker et al., 1993; Perrette et al., 2005).

3-Les indicateurs paléopédologiques :

Le premier moyen utilisable pour étudier l'histoire des sols à partir des stalagmites est de décrire l'évolution de leur contenu en matières organiques. Cela peut être mené selon deux directions : une étude globale non destructive par imagerie au moyen d'approches spectroscopiques (fluorescence UV, FTIR), ou une étude plus fine, destructrice et ponctuelle par RPE ou par extraction de la fraction organique et caractérisation de certaines molécules utilisées comme des bio-marqueurs. Ces deux aspects sont développés au laboratoire Edytem et dans le cadre d'un programme ANR (RPE-Dynamonts).

Par ailleurs, les stalagmites enregistrent également des informations sur les flux sédimentaires associés aux sols. En effet, les faciès cristallin sont sensibles à la présence d'insolubles (des argiles par exemple) dans les eaux d'infiltration. Ainsi, les stalagmites nous renseignent sur les grandes phases de déstabilisation des sols.

4- Exemple d'application

Pour illustrer l'intérêt des stalagmites, nous présentons les études qui sont menées sur une stalagmite de la grotte de Choranche. Celle-ci a enregistré l'histoire des sols du plateau des Coulmes (Vercors) qui a connu depuis 500 ans une période d'essartage, puis de charbonnage intense avant de connaître une déprise rurale très marquée depuis le milieu du XX^{ème} siècle. Cette stalagmite illustre à la fois l'intérêt de ces dépôts mais également l'état des connaissances de la fonction de transfert sols / stalagmites.

- Baker, A., Barnes, W.L. and Smart, P.L., 1996. Speleothem luminescence intensity and spectral characteristics : signal calibration and a record of palaeovegetation change. *Chem. Geol.*, 130: 65-76.
- Baker, A. and Genty, D., 1999. Fluorescence wavelength and intensity variations of cave waters. *Journal of Hydrology*, 217(1-2): 19-34.
- Baker, A., Smart, P.L., Edwards, R.L. and Richards, D.A., 1993. Annual growth banding in a cave stalagmite. *Nature*, 364: 518-520.
- Genty, D. et al., 2001. Dead carbon in stalagmites: carbonate bedrock paleodissolution vs. ageing of soil organic matter. Implications for ^{13}C variations in speleothems. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 65(20): 3443-3457.
- Kaufmann, G. and Dreybrodt, W., 2004. Stalagmite growth and palaeo-climate: an inverse approach. *Earth and Planetary Science Letters*, 224(3-4): 529-545.
- Perrette, Y., Delannoy, J.-J., Desmet, M., Lignier, V. and Destombes, J.-L., 2005. Speleothem organic matter content imaging. The use of a Fluorescence Index to characterise the maximum emission wavelength. *Chemical Geology*, 214(3-4): 193-208.
- Ramseyer, K. et al., 1997. Nature and origin of organic matter in carbonates from speleothems, marine cements and coral skeletons. *Org. Geochem.*, 26: 361-378.
- Van Beynen, P., Bourbonniere, R., Ford, D. and Schwarcz, H., 2001. Causes of colour and fluorescence in speleothems. *Chemical Geology*, 175(3-4): 319-341.
- White, W.B., 1981. Reflectance spectra and colour in speleothems. *NSS Bulletin*, 43: 20-26.
- White, W.B. and Brenan, E.S., 1989. Luminescence of speleothems due to fulvic acid and other activators. *Proc. 10th Int. Cong. Speleol.*, Budapest., 1: 212-214.

Evaluation du risque érosif en Bretagne : analyse de sensibilité et validation du modèle IFEN-INRA

Colmar Anne¹, Walter Christian², Le Bissonnais Yves

1: UMR 1069 Sols Agronomie Spatialisation, INRA/Agrocampus Rennes, FIELDS, 65 route de Saint Brieuc - CS 94215 - 35042 Rennes, colmar@agrocampus-rennes.fr

2 : UMR 1069 Sols Agronomie Spatialisation, INRA/Agrocampus Rennes, 65 route de Saint Brieuc - CS 94215 - 35042 Rennes, Christian.Walter@agrocampus-rennes.fr

3 : UMR Laboratoire d'étude des Interactions Sol-Agrosystème-Hydrosystème, INRA/AgroM/IRD Montpellier, Equipe Erosion et Transport Solide, 2 place Pierre Viala - 34060 Montpellier cedex1, Yves.Le-Bissonnais@ensam.inra.fr

Introduction

Le décret du 18 Avril 2004 portant application de l'article L.114-1 du code rural relatif à la prévention de l'érosion impose aux régions de délimiter leurs zones d'érosion. Ce zonage fera ensuite l'objet d'un diagnostic sur lequel sera fondé un programme d'actions visant à réduire l'érosion des sols de ces zones ou ses effets à l'aval, tout cela en partenariat avec les acteurs du territoire. Des estimations de l'aléa érosion ont déjà été réalisées notamment à l'échelle nationale, grâce à un modèle cartographique nommé IFEN-INRA (Le Bissonnais *et al.*, 1998 et Le Bissonnais *et al.*, 2002). Ce modèle combine des cartes des facteurs de l'érosion (occupation du sol, topographie, sol et climat) à l'aide de Système d'Information Géographique pour donner un aléa érosif, c'est-à-dire une probabilité d'occurrence de l'érosion.

Malgré les tentatives de validation existantes, aucune méthode fiable de validation des résultats obtenus n'a encore été mise en place. Un travail d'adaptation du modèle aux contextes régionaux reste de plus à faire.

Les objectifs de l'étude étaient donc d'une part d'analyser la validité de la carte d'évaluation de l'aléa érosif dérivé du modèle IFEN-INRA en Bretagne, et d'autre part de tester la sensibilité du modèle à la précision des données d'entrée.

Description du modèle cartographique IFEN-INRA

Le modèle utilise une méthode de croisement des paramètres sous forme d'arborescence logique. L'arborescence suit une hiérarchie qui privilégie les facteurs sur lesquels les activités humaines peuvent avoir une influence, à savoir dans l'ordre décroissant, l'occupation du sol, la battance (sensibilité des sols à l'action des pluies qui ont tendance à se désagréger et à former une croûte imperméable en surface), la pente et l'érodibilité des terrains (traduction de la plus ou moins grande facilité des sols à être emportés par le ruissellement ou des mouvements de terrain).

Les sensibilités des sols à la battance et à l'érodibilité ont été extraites de la carte des sols au millionième, un MNT au pas de 250m permet d'obtenir les pourcentages de pentes, la carte d'occupation du sol de CORINE Land Cover 1990 au pas de 250m nous donne les classes d'occupation du sol et les hauteurs moyennes de pluie modulées avec l'intensité des pluies de Météo France nous donnent l'agressivité des pluies.

Le croisement au pas de 250m entre les 9 classes d'occupation des sols, les 5 classes de sensibilité des sols à la battance, les 8 classes de pente et les 5 classes de sensibilité des sols à l'érodibilité traduit la sensibilité potentielle des terrains à l'érosion, sensibilité répartie en 5 classes de très faible à très forte. Elle est ensuite croisée avec l'agressivité des pluies codée en 5 quintiles pour donner l'aléa érosion.

Validation formalisée du modèle

La validation formalisée du modèle a été réalisée par la confrontation de l'aléa avec le nombre de déclarations de coulées boue lors de catastrophes naturelles et par avis d'experts.

Les coulées de boue occasionnent des dégâts en aval. Afin que les particuliers soient indemnisés par les assurances, les mairies constituent alors un dossier « catastrophe naturelle » qui sera examinée par une commission interministérielle. Tous ces dossiers sont recensés depuis 1982 dans une base de données communale de type Access GASPARE (Gestion Assistée des Procédures Administratives relatives aux Risques naturels) disponible en ligne. Nous avons observé une corrélation globale mais non spatiale entre le nombre de dates de coulées de boue par commune et l'aléa érosif communal. Il est difficile de valider l'aléa par l'intermédiaire des coulées boueuses, ce phénomène n'étant déclaré que s'il y a dégât.

Nous avons rencontré 16 experts pédologues et agronomes sur la région Bretagne. Un questionnaire leur a été soumis. Ils ont ensuite tracé leur propre délimitation des zones de plus forte érosion sur des cartes vierges de la Bretagne et enfin ils ont réagi aux cartes d'estimation de l'aléa érosion du modèle IFEN-INRA. Il s'est avéré que l'aléa n'était valide que sur une partie du territoire seulement. Les données d'entrée du modèle devaient donc être adaptées au contexte de la Bretagne. En effet, des facteurs comme la matière organique des sols et les cultures légumières ont été identifiés comme des éléments spécifiques de la région à prendre en compte.

Analyse de sensibilité

Nous avons donc significativement amélioré la précision de certaines données d'entrée en augmentant la résolution spatiale et/ou temporelle des pentes et de l'occupation du sol et en produisant une carte régionale des risques de battance croisant la texture du sol et sa teneur en matière organique. Une carte de classification des paysages de Bretagne, la classification MODIS (Michel, 2006), a été utilisée en alternative à la carte de CORINE Land Cover.

Nous avons ensuite analysé de quelle manière le modèle réagit lorsqu'on lui applique ces nouvelles données. Les résultats ont montré que le modèle IFEN-INRA est fortement sensible à la précision de l'occupation du sol, puis de la pente et enfin de la sensibilité à la battance, l'amélioration des deux premières données entraînant une modification diffuse de la valeur de l'aléa sur le territoire alors que celle de la sensibilité à la battance augmente l'aléa de manière ponctuelle au Nord-Est de la Bretagne.

Deux nouvelles évaluations de l'aléa érosion en Bretagne combinant toutes les nouvelles données ont ainsi été produites : l'une avec la carte de CORINE Land Cover mise à jour et l'autre à partir de la classification MODIS.

Conclusion

Nous avons mis en place une méthode de validation formalisée du modèle, puis adapté les données d'entrée au contexte de la Bretagne et enfin testé la sensibilité du modèle à ces données d'entrée.

La méthodologie de validation par dires d'experts s'est révélée être efficace : elle a permis de délimiter les zones perçues comme sur ou sous-estimées par le modèle et d'appréhender les modifications à faire sur les données d'entrée. Le modèle constitue de plus un outil indispensable : il serait difficile de bâtir un zonage de l'érosion fiable à partir de simples données externes et d'avis d'experts.

Deux nouvelles évaluations de l'aléa érosion en Bretagne ont été produites. Elles ont fait l'objet d'une validation secondaire par avis d'expert à la fin de l'année 2006 dont les conclusions sont de mettre en place d'une session de validation de terrain, de pousser l'amélioration des données d'entrée et de réfléchir à une modification de la structure même de l'arbre logique du modèle.

Traçage par spectroscopie de réflectance de l'origine des sédiments dans un bassin versant rural de moyenne montagne.

J. Poulenard, L. Roche, D. Trevisan, P. Quéting, JM Dorioz
UMR A42 CARTELE – INRA/Université de Savoie

La reconnaissance de l'origine des sédiments constitue aujourd'hui un défi important pour affiner les bilans d'érosions mais aussi pour améliorer la compréhension du comportement biogéochimique des MES dans les écosystèmes récepteurs (rivières, lacs...). L'origine des sédiments contrôle en effet en partie les propriétés des MES par exemple vis à vis du phosphore (charge, biodisponibilité et capacité de fixation du phosphore).

Les particules mobilisées sur les bassins-versants et transportées jusqu'aux écosystèmes aquatiques ont fondamentalement deux types d'origine (Collins et Walling, 2004) :

- des sources strictement terrestres sur les versants (sols et formations superficielles)
- des sources internes au réseau hydrographique (lit et berge des rivières, talus...)

Dans ces deux cas, les sédiments peuvent être soit directement exportés hors du bassin versant considéré (sources primaires), soit subir des processus de dépôt dans des « puits » temporaires susceptibles d'être remobilisés ultérieurement (sources dite secondaires). Ces différentes sources sont plus ou moins mobilisés au cours du temps en fonction, des états de bassin et des épisodes qui dépendent eux même des régimes hydrologiques.

Les méthodes existantes pour tracer l'origine des sédiments reposent pour l'essentiel sur l'utilisation de radioéléments (^{137}Cs , ^{210}Pb ...). Ces méthodes présentent l'inconvénient majeur de ne pas pouvoir être utilisé à haute résolution (disponibilité et coût d'analyses). Nous présentons ici une première série de résultats sur l'utilisation de la spectrométrie (réflectance diffuse dans le visible) comme méthode alternative de traçage de l'origine des sédiments. En effet si la résolution attendue est bien moindre que celle obtenue à partir de traçage géochimiques et isotopiques, le faible coût de l'analyse et donc la possibilité de multiplier le nombre de mesures nous semble susceptible de constituer un avantage très important.

Depuis février 2005, un dispositif de suivi de l'origine des sédiments a été mis en place sur le bassin versant de l'Albenche (900 ha) à proximité du lac du Bourget.

Le BV de l'Albenche constitue un terrain d'étude particulièrement adapté pour tester les origines des sédiments car il présente une importante diversité i) de substrat (calcaire urgonien, mollasse miocène et moraine quaternaire) ii) de types de sols (brunisol, calcisol, organosol) et iii) de mode d'occupation des sols (forêt, prairies, et secondairement cultures)

Une quarantaine d'échantillons de sources de sédiments (surface de sols, berges, niveaux d'érosion de ravine...) ont été prélevés. Les échantillons sont tamisés à $50\mu\text{m}$ puis étudiés par spectrométrie avec un MINOLTA CM-2002.

Cinq pièges à sédiments ont été installés dans des points caractéristiques du réseau hydrographique et relevés depuis deux ans avec un pas de temps bimensuel. Les sédiments récupérés dans les pièges subissent un tamisage à $50\mu\text{m}$ et sont analysés par spectrométrie. Par ailleurs des suivis d'exportations lors de crues (prélèvement manuels et automatiques) ont été réalisés au cours de diverses crues estivales et hivernales. Les mesures spectrométriques sont alors effectués directement sur les filtres de $0.45\mu\text{m}$ de porosité après filtration.

Les paramètres classique du système CIELAB (Commission Internationale de l'Eclairage) : la clarté L^* , (indice de luminosité relatif allant de 0 pour le noir à 100 pour le blanc absolu) et la chromaticité représentée par le couple $a^* b^*$, sont utilisés pour discriminer les sources de sédiments.

Par ailleurs, comme cela a été décrit (Balsam et Deaton, 1996), les dérivés premières des spectres de réflectance des sols et sédiments étudiés présentent trois pics caractéristiques :

- de 400 à 460 nm (pic α attribué aux argiles et aux carbonates)
- de 460-600 nm (pic β attribué aux oxydes et hydroxydes de fer)
- de 600-700 nm (pic χ attribué aux matières organiques)

Les rapports de surface de ces pics (β/α et χ/α) semblent suffisant discriminant pour nous permettre de distinguer les sources terrestres (surfaces des sols de prairies et de zones cultivées) avec $\gamma/\alpha > 1$ des sources internes au réseau hydrographique (berges du cours d'eau) ou $\gamma/\alpha < 1$. Au sien des sols de berges, une distinction est possible selon la lithologie avec les berges développées sur moraine et molasse avec respectivement $\beta/\alpha < 2$ et > 2 .

Les sources primaires de sédiments sont ainsi discriminés par ce système spectrocolorimétriques. Cependant la question du caractère conservatif de ces signatures, une fois les sols exportés vers le réseau hydrographique, est posé puisque les modifications du potentiel d'oxydo-réduction et la solubilisation d'un certain nombre de composés organiques sont susceptible de modifier fortement le signal de couleur. Pour tester ces évolutions, des échantillons sont placés dans des sacs et installés dans la rivière pendant des périodes de temps variant de quelques heures à plusieurs semaines. Les modifications de la signature spectrocolorimétrique au cours du séjour dans l'eau sont marquées avec une diminution forte de L^* et a^* et des rapports β/α et χ/α . Les sources secondaires (c'est à dire les sédiments qui sont restés quelques jours dans la rivière) présentent ainsi une signature spécifique. En revanche, si les temps de séjour dans la rivière sont courts ($< 3-4$ jours), la signature des sources primaires est encore utilisable.

Appliqués aux sédiments exportés, les indices colorimétriques mettent en évidence :

- une signature spécifique des sous bassins versants.
- des variations saisonnières de la couleur des sédiments avec une très forte contribution des signatures correspondantes à des sources secondaires et/ou aux berges en période estivale et une plus forte contribution des signatures correspondantes aux sources primaires (surface des sols cultivés) lors des périodes hivernale de hautes eaux.
- des variations au cours des événements hydrologiques avec des MES qui présente des signatures de sédiments remis en suspension en début de crue puis des signatures de surface de sols en fin de crue.

Au bilan cette méthode de traçage et de reconnaissance de signatures spectrocolorimétriques des sources de sédiments, semble prometteuse et pourrait permettre après validation un véritable suivi de l'origine des matières exportés des bassins versants.

Références bibliographiques :

Balsam, WL, Deaton, BC. 1996. Determining the composition of late Quaternary marine sediments from NUV, VIS, and NIR diffuse reflectance spectra. *Marine Geology* 134: 31-55

Collins, A. L. and Walling, D. E. 2004. Documenting catchment suspended sediment sources: Problems, approaches and prospects. - *Progress in Physical Geography* 28: 159-196.

Prédiction de la stabilité structurale des sols cultivés. Analyse statistique de la base de données Agresta

**Duval Odile¹, Darboux Frédéric¹, Lebugle Fabien^{1,2},
Jacquot Sophie² et Le Bissonnais Yves³**

1 : INRA, UR0272 Science du Sol, Centre de recherche d'Orléans, BP 20619, F-45166 Olivet cedex. Odile.Duval@orleans.inra.fr, Frederic.Darboux@orleans.inra.fr

2 : Mathématiques et Applications, Physique Mathématique d'Orléans - UMR 6628 (Univ. d'Orléans & CNRS) - BP 6759, F-45067 Orléans cedex 2. Sophie.Jacquot@univ-orleans.fr

3 : LISAH, UMR ENSA.M - INRA - IRD, Campus AGRO, 2 place Viala, F-34060 Montpellier cedex 01. Yves.Le-Bissonnais@ensam.inra.fr

Introduction

La stabilité structurale des sols est utilisée comme un indicateur de leur qualité physique, et en particulier de leur sensibilité à la battance, de leur infiltrabilité et de leur érodibilité. Ainsi, plus la stabilité structurale est importante, moins le sol est sensible à la battance, plus son infiltrabilité sera conservée dans le temps et moins il sera facile à éroder.

La stabilité structurale est influencée par des facteurs intrinsèques et extrinsèques au sol. Les facteurs intrinsèques sont les constituants du sol (tels que argile, limon, sable, matières organiques, oxyhydroxydes de fer et d'aluminium et carbonates), et certaines caractéristiques chimiques (tels que force ionique et pH). Le climat est un agent extrinsèque essentiel : la pluie, la durée et l'intensité de périodes antérieures sèches ou humides affectent fortement la stabilité structurale, notamment parce qu'elles modifient l'intensité de l'éclatement et du gonflement des argiles.

Dans le cadre du projet MOST (Gessol2 – « Mise au point d'outils de prévision de l'évolution de la stabilité de la structure de sols sous l'effet de la gestion organique des sols » – Coord. Claire Chenu), on cherche à mettre au point des outils de prévision de la stabilité structurale qui aideront les gestionnaires du sol à prendre des décisions en matière de pratiques culturales et/ou d'apports organiques au sol.

Agresta, une base de données de stabilité structurale

Une base de données, dénommée « Agresta », a été constituée. Elle regroupe sous un format homogène les mesures effectuées par des laboratoires de l'Inra et d'autres partenaires. Les échantillons de sol proviennent tous d'horizons de surface et les mesures de stabilité structurale ont été effectuées en suivant la norme AFNOR X31-515 (AFNOR, 2005). Aux données de stabilité structurale sont associées des informations sur la granulométrie (argile, limon fin, limon grossier, sable fin, sable grossier), la chimie (Corg, C.E.C., pH, Ca²⁺, Na⁺, CaCO₃, Fe) et le contexte du sol (type de sol, type de culture et gestion culturale, localisation géographique). Certaines données peuvent cependant être manquantes.

Objectifs de l'analyse

Les objectifs de l'exploitation d'Agresta sont de (1) vérifier l'existence de relations entre la stabilité structurale et les autres variables de la base et (2) établir des fonctions capables de prédire la stabilité structurale en fonction des variables habituellement mesurées sur les sols. Ces fonctions fourniront des valeurs de référence de l'indice de stabilité structurale (Le Bissonnais, 1996). Complétées par les autres outils prédictifs proposés dans le cadre du projet MOST, elles constitueront une aide à la décision pour la gestion des sols.

Méthodologie d'analyse statistique

En septembre 2006, Agresta comportait 384 enregistrements. Profitant d'une quantité de données déjà importante, nous avons mis au point une méthodologie statistique et effectué une analyse préliminaire. Agresta étant toujours en cours d'alimentation, une analyse plus complète sera effectuée à la fin du projet. En conséquence les résultats présentés ici ne le sont qu'à des fins d'illustration.

La plupart des analyses statistiques ont été effectuées sous R version 2.31. Ce logiciel libre possède un puissant langage de script (« lignes de commandes »). Cette fonctionnalité permet de relancer facilement l'ensemble des analyses statistiques, en particulier lorsqu'une seule étape doit être modifiée. Si l'interface graphique avait été utilisée, une telle opération aurait été bien plus lourde car il aurait fallu réaliser à nouveau toute la succession de clics et de remplissages de champs.

L'analyse statistique d'Agresta comporte à ce jour les étapes suivantes : (1) Chargement des données et vérification de leur intégrité (valeurs aberrantes) ; (2) Corrélations 2 à 2 ; (3) Analyse en composantes principales ; (4) Analyse de variance ; (5) Régression linéaire multiple. A terme, une sixième étape sera ajoutée. Elle consistera en une validation des relations statistiques à l'aide d'un jeu de données qui auront volontairement été laissées de côté.

Résultats préliminaires

Les données se répartissent dans des classes de texture très variables, même si une plus grande densité est observée vers le pôle limoneux (figure 1). Les corrélations nous ont permis de retrouver les relations attendues d'après la bibliographie (par exemple, stabilité et argile, stabilité et Corg). L'analyse de variance permet de vérifier par exemple que la source des données n'a pas d'influence significative mais que le type de culture (facteur qualitatif) a une influence significative.

La régression linéaire multiple permet de proposer plusieurs relations permettant de prédire la stabilité structurale en fonction d'autres variables, tel que :

$$\begin{aligned} \text{MWD rapid (mm)} = & 0,359 C_{\text{org}} \\ & - 0,013 L_{\text{grossiers}} - 0,010 S_{\text{fins}} \\ & + 0,053 Fe_{\text{tot}} - 1 + \text{COEFF}_{\text{culture}} \end{aligned}$$

Références

- Afnor (2005). Qualité du sol. *Mesure de la stabilité d'agrégats de sols pour l'évaluation de la sensibilité à la battance et à l'érosion hydrique*. Norme NF X31-515. 13 p.
- Le Bissonnais Y. (1996). Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. *European Journal of Soil Science*, 47, 425-37.
- R Development Core Team (2006). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-00-3. <http://www.R-project.org>.

Le R2ajusté est de 0,903 et l'écart-type résiduel de 0,32 mm. Bien que le R2ajusté soit satisfaisant, l'écart-type résiduel est élevé. Des fonctions prédictives formulées pour des groupes de texture ou de culture (en stratifiant la population de départ) amélioreraient peut-être le pouvoir prédictif de la régression.

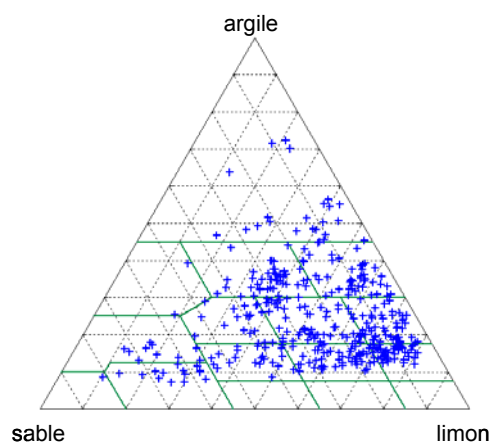


Figure 1. Répartition granulométrique des échantillons présents dans la base Agresta.

Elaborer les cartogrammes nécessaires pour l'évaluation d'érosion du sol sur les terrains agricoles de la vallée Stupina, affluent de la rivière d'Arges

**Mădălina Marian lector univ. dr. ing.
*Université de Pitesti, Roumanie***

Introduction

Les recherches effectuées les dernières années concernant les conséquences de l'érosion, ont mené à la conclusion qu'il s'impose à la fois un effort soutenu humain et financière pour réduire ce processus dynamique de destruction du sol.

L'étude du relief, de l'hydrographie et de l'hydrologie, de lithologie et de pédologie, des conditions climatiques avec l'étude des précipitations près de l'étude des profits et de la végétation mènent à une analyse et à une juste appréciation de l'état d'érosion d'un bassin hydrographique. Les recherches effectuées dans le bassin hydrographique supérieur de la rivière d'Arges, plus précisément dans le sous-bassin de la vallée de Stupina, ont permis la détermination proprement dite des surfaces affectées d'érosion et l'encadrement de celles-ci dans des classes d'érosion.

Matériel et méthode

La description du relief a été réalisée le plus complètement possible, mettant en évidence tous les éléments qui mènent à la répartition géographique des sols. On a accordé une différente attention aux pentes, en montrant, à part leur inclinaison, l'exposition, l'aspect uniforme ou varié, le degré de fragmentation, le degré d'érosion.

L'hydrographie et l'hydrologie qui caractérisent ce bassin hydrographique ont permis des appréciations en ce qui concerne le potentiel érosif du territoire, du régime des inondations des surfaces affectées, du potentiel hydro-énergétique des cours d'eau et des possibilités d'aménagement de certains lacs d'accumulation.

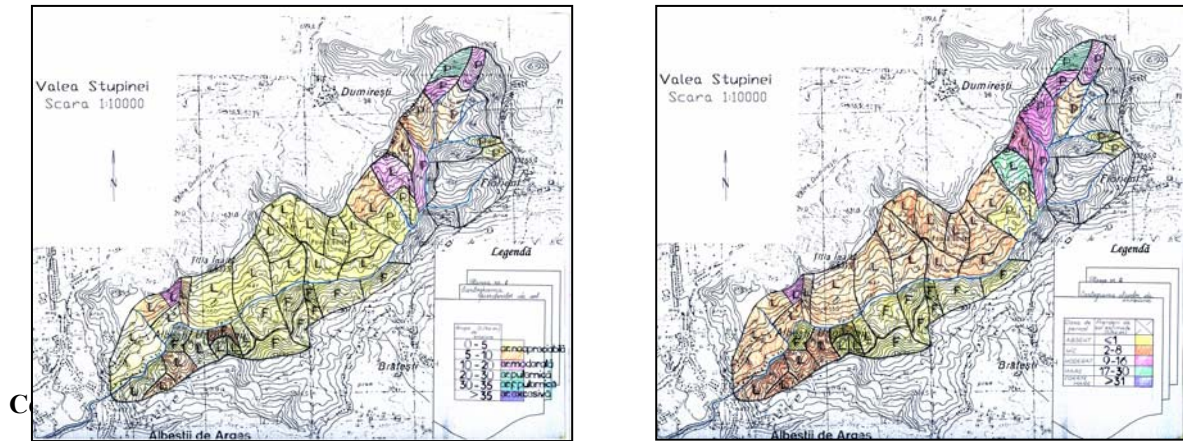
L'étude des structures du sol a permis la compréhension des échanges parvenus dans la couche du sol par rapport à ceux parvenus à cause des conditions du milieu environnant. Le degré d'érosion a été apprécié ayant en vue la partie du sol restée après l'enlèvement par l'érosion de certains horizons ou de certaines parties des horizons du sol.

Du point de vue climatique, le matériel principal a été constitué par les observations existantes à l'institut météorologique. On a extrait des publications existantes aux instituts météorologiques desquels appartient le territoire étudié, tous les détails climatiques nécessaires concernant les précipitations, les températures, l'amplitude thermique annuelle, la température maximale et celle minimale absolue enregistrées les dernières années (plus de 30 ans). On a établi la date moyenne et précoce de la parution et de la disparition du gel, le régime des vents, leur force et leur fréquence. On a étudié les précipitations avec une attention particulière, en analysant la quantité moyenne annuelle de celles-ci, les quantités maximales et minimales des précipitations tombées lors d'un an, le régime des pluies, et surtout de celles torrentielles qui peuvent produire écoulements et érosion.

L'étude des profits et de la végétation a mis en évidence les principales associations végétales qui caractérisent le bassin examiné, recherché. On a établi la liaison entre la végétation et la modalité dans laquelle elle protège ou pas le sol contre l'érosion.

Suite de cette étude, on a réalisé le cartogramme des pertes de sol (figure n° 1) et celle des classes du péril d'érosion en surface (la figure n° 2)

Fig. n°1. Le cartogramme des pertes de sol Fig. n°2. Le cartogramme des classes d'érosion



1. La pente du versant influence l'érosion, les catégories d'usage des terrains, la dimension des systèmes anti-érosion.
2. A cause du régime climatique, il a lieu une limitation de l'assortiment des plantes cultivées.
3. Les sols de ce bassin hydrographique ne sont pas résistants (sont faibles) et doués d'une petite quantité de phosphore mobile.
4. Les précipitations torrentielles qui sont tombées à travers ce sous-bassin se caractérisent par une forte intensité, un noyau torrentiel pendant et à la fin de la pluie, une période de temps où l'on fait les enregistrements (mai-juin), des éléments qui favorisent l'érosion.
5. Les recherches effectuées ont permis la détermination des surfaces affectées par l'érosion pour des profits agricoles (en précisant les degrés d'érosion) et des classes concernant l'érosion potentielle.
6. Le déclenchement de l'érosion est dû à la fois aux facteurs (éléments) naturels et à ceux social-économiques.

Bibliographie

1. Belf, Lacroix A., Leroy C., Mollard A., *L'Agriculture, environnement et pollution de l'eau*, Grenoble, 1995;
2. Florea N., Balaceanu V., *Harta solurilor lumii si nomenclatura internationala a solurilor dupa FAO – UNESCO*, Academia de Stiinte Agricole si Silvice, Bucuresti, 1979 ;
3. Hianu C., Păltineanu C., *Studiu pedologic complex*, Oficiul de Studii Pedologice si Agrochimice, Pitesti, 1974-1976 ;
4. Marian M., *Cercetari privind eroziunea solului pe terenurile agricole din bazinul superior al raului Argeș. Teza de doctorat*, U.S.A.M.V., Bucuresti, 2004 ;
5. Moțoc M., Vătau A., *Indicatori privind eroziunea solului – Agricultura si mediul inconjurator*, vol. III, nr. 3, 1992 ;
6. Ștefan V., Ene Al., Measnicov M., *Culturi agricole cu rol de ameliorarea solului si influenta lor asupra eroziunii. Buletin ASAS*, nr. 8, 1979.

Revégétalisation et reconstitution des sols à l'étage alpin dans les Alpes du Nord

D. Salomon, L. Trosset, P. Faivre

UMR A42 CARTELE – INRA/LSS

Université de Savoie - UFR CISM – 73 376 Le Bourget du lac.

dir-cism@univ-savoie.fr

Les travaux d'élaboration des pistes de ski détruisent non seulement la couverture végétale mais dans bien des cas l'ensemble des couches pédologiques. Pour de nombreuses raisons : qualité de la neige, durabilité du manteau neigeux, lutte contre l'érosion... , il est nécessaire de rétablir un tapis végétal herbacé dense dans de courts délais après les travaux et donc un substrat pédologique capable de supporter cette nouvelle végétation.

Les techniques de réhabilitation des substrats et des sols vont depuis des apports de matières organiques plus ou moins évoluées (paillages, apports de différents types de composts...) jusqu'à des techniques plus sophistiquées consistant en une succession de semis de plantes variées dont les premiers correspondant à des plantes à fortes productions de biomasse sont utilisés comme engrais verts afin de permettre une reconstitution rapide des réserves des matières organiques et du complexe argilo-humique au sein des sols supportant ces végétations réhabilitées. Si les études botaniques concernant ces techniques de réhabilitations ont été nombreuses depuis une trentaine d'années celles concernant les substrats pédologiques avaient été jusque là pratiquement inexistantes.

Les études réalisées en relation avec les stations de sports d'hiver ont consisté à mesurer l'évolution des sols reconstitués, qui doivent être rattachés aux Anthrosols, en la comparant avec les sols naturels situés dans les conditions analogues.

Les recherches ont été développées sur 22 sites d'études différents répartis dans deux stations de ski différents (la Plagne et Val Thorens). Ces stations utilisent des techniques de réhabilitations différentes : La Plagne réhabilite ses pistes avec apports de matériaux organiques (composts) puis sème un mélange de graminées. Le semis est entretenu plusieurs années (engrais NPK).

Val-Thorens les réhabilite avec un engrais vert (Le blé) puis un semis de diverses graminées est réalisé les années suivantes. Un suivi (engrais, semis) est réalisé durant 3-5 ans.

Chaque site d'étude comprend une zone naturelle et une zone reconstituée (piste). Les stations d'observations ont été choisies de façon à obtenir des démarches à la fois synchroniques et diachroniques.

Site.	Stations.	Revégétalisation.	Age.	Altitude.
La Plagne.	Blanchet (QN et QR).	Compost	8 ans	2250
	Véga (VN et VR).		13 ans	2250
	Sardane 1900 (SN et SR).		30 ans	1900
Val-Thorens.	Gentianes (TN et TR).	Engrais verts	1 an	2270
	Génépy (GN et GR).		4 ans	2430
	Pluviomètre (PN et PR).		8 ans	2430
	BoisMint 2 (BN et BR).		13 ans	2260

Dans tous les cas des différences importantes apparaissent entre sols naturels et anthrosols au niveau des caractères texturaux : la granulométrie des anthrosols des pistes de ski est toujours plus grossière que celle des sols naturels même après plusieurs années et ce y compris lorsque des techniques de broyage ont été effectuées lors des phases de

réhabilitation, la fraction sableuse domine, caractère qui freine l'agrégation et limite les réserves hydriques sans d'ailleurs de grands effets sur la végétation en raison de précipitations abondantes et régulières.

L'utilisation du compost permet de reconstituer très rapidement des réserves organiques importantes sur les substrats anthropiques (apports = 160 à 200 T/ ha). Mais l'incorporation de matières organiques vers les horizons minéraux inférieurs sous-jacents reste faible même après plusieurs années. De plus, ces réserves ont tendance à l'affaiblissement avec le temps. Après quelques années, il ne reste essentiellement que des produits réfractaires à la dégradation. Les fractions les plus labiles de ces composts, minéralisées rapidement après apport ne sont que faiblement compensées par l'évolution des débris végétaux frais.

Les études micro morphologiques illustrent clairement la juxtaposition des horizons minéraux et organiques : la limite entre les couches superficielles essentiellement organiques et le substrat minéral sous-jacent est abrupte.

La technique utilisant un semis de graminées à forte biomasse (blé) facilite la reconstitution des réserves organiques et permet une meilleure incorporation au sol de ces dernières.

Cette culture pionnière réalisée sur sol nu, soutenue par un apport d'engrais minéral contrôlé permet une incorporation plus profonde de matières organiques dans les sols tant par les racines et les exsudats qui diffusent dans le sol que par les litières.

Ces M.O. d'emblée bien incorporées permettent une reconstitution progressive et stable du pool organique.

Les semis suivants réalisés comme dans le cas d'apport de compost à partir de mélanges classiquement utilisés en agriculture bénéficient de cette réserve organique stable et des conditions appropriées qu'elle contribue à créer

A la différence du cas précédent l'étude micro morphologique indique une transition progressive entre horizons organiques et horizons minéraux. La caractérisation de l'agrégation dans ces horizons indique que même après une longue période (30 ans) les anthropoïdes restent plus faiblement structurés que les sols naturels situés dans des conditions analogues. Cependant les techniques par engrais verts permettent une structuration plus précoce et de meilleure qualité.

Les communautés fauniques qui contribuent à l'agrégation se trouvent globalement favorisées par les techniques de réhabilitation par engrais verts. Les populations d'arthropodes qui apparaissent dans les Anthropogènes de Val Thorons sont proches de celles qui existent dans les conditions naturelles alors que l'utilisation de composts aboutit à des populations différentes en raison d'une adaptation à des disponibilités alimentaires nouvelles : les composts fournissant de ce point de vue des produits bien différents des substances naturelles alors que les techniques par engrais verts s'en rapprochent davantage.

Les vers de terre diminuent globalement avec l'altitude et les processus de colonisation sont le plus souvent très lents voire inexistant dans les Anthropogènes. Leur présence semble étroitement conditionnée par les facteurs physico-chimiques du milieu, teneurs en argile et en bases notamment.

La réhabilitation d'écosystèmes doit prendre en compte la reconstitution d'un sol à part entière, autonome et pérenne. Pour ce faire, la reconstitution d'un horizon A, organo-minéral, apparaît comme une nécessité impérieuse. Cet horizon va conditionner la tenue du couvert végétal et le retour de la faune. L'apport de quantités d'argile supplémentaires, afin de renforcer les teneurs des substrats reconstitués ne pourrait qu'améliorer le développement d'un tel horizon, et par là même, le couvert végétal et la colonisation faunistique. Il est également possible d'envisager de réintroduire des animaux ingénieurs (tels que les vers de terre) dans un laps de temps court après la réhabilitation.

THEME 8 : BIODIVERSITE

COMMUNICATIONS ORALES

Elaboration et validation d'un indice d'état biologique des sols

Karine Laval¹, Christian Mougin², Patrice Lepelletier³, Sylvie Barray⁴, Daniel Tessier²

1 Laboratoire Biosol – Esitpa – 13 Rue du Nord – 76000 Rouen

2 Unité PESSAC-INRA Centre de Versailles-Grignon - 78026 Versailles Cedex

3 LAMSAD – Esitpa – 13 Rue du Nord – 76000 Rouen

4. Laboratoire LMDF– UFR des Sciences – 76821 Mont St Aignan cedex

Introduction

L'objectif de cette étude est d'estimer l'impact du cuivre sur les communautés microbiennes des sols au regard de la variabilité spatiotemporelle de ces communautés mais également de l'impact des pratiques culturales. Le compartiment microbien a été estimé par des variables descriptives relatives d'une part, à la structure des communautés et d'autre part, à l'activité de ces communautés. L'analyse est complétée par la détermination des paramètres physicochimiques des sols. Dans une approche multidisciplinaire, différentes techniques d'analyses ont été mises en œuvre dans l'objectif de palier les biais inhérents à chacune d'elles. La première année, les variables ont été déterminées sur des échantillons provenant de parcelles de prairies et de grandes cultures, parcelles de référence, non contaminées. La seconde année, ces mêmes variables sont mesurées sur des échantillons de sols issus de microcosmes non remaniés et contaminés par une solution de cuivre.

Matériel et Méthodes

Deux sites, localisés dans le Nord Ouest de la France ont été considérés : St Georges sur Fontaine (18.0% argile, 67.2% limons et 14.8% sables) et Yvetot (18.2% argile, 62.1% limons et 19.7% sables). Pour chacun d'eux, 2 pratiques culturales : une prairie permanente et une culture intensive (rotation blé, maïs, pois) ont été étudiées.

Le sol a été prélevé à 3 dates différentes pendant l'année 2005. Pour chaque parcelles, 20 échantillons composites, géo référencés, ont été récoltés à chacune des dates de manière à prendre en compte la variabilité spatiale. Avant l'analyse, le sol a été tamisé à 2 mm.

Au cours de l'année 2006, l'impact du cuivre a été analysé en microcosmes de sol non remanié, prélevés en 5 points sur les parcelles du site d'Yvetot à l'aide de cylindre de PVC de 12,5 cm de diamètre et de profondeur. Les microcosmes ont été incubés au champ.

Trois traitements ont été considérés : un témoin, et deux concentrations de cuivre. Le cuivre a été apporté sous la forme de 25 mL d'une solution de CuSO_4 pour obtenir un ajout de 2 et 200 ppm. En parallèle, les microcosmes témoins ont reçu 25 mL d'eau.

Les analyses ont été réalisées juste avant l'ajout du cuivre puis 7, 35 et 70 jours après cet ajout. A chaque date d'analyse et pour chaque traitement, 5 cylindres ont été prélevés, détruits et le sol tamisé à 2 mm avant la détermination des variables.

Les variables biologiques analysées sont l'ADN microbien, pour l'estimation de la biomasse totale, le dénombrement des bactéries cultivables sur milieu R2A, la quantification des ADNr 16S et la numération cellulaire par cytométrie en flux pour l'estimation de la biomasse bactérienne et enfin la quantification de l'ergostérol, des ADNr18S, et des PLFA C16:1 et C18:2. pour l'évaluation de la biomasse fongique. Cette analyse structurale est complétée par une analyse fonctionnelle reposant sur la détermination de certaines activités enzymatiques ainsi que sur l'élaboration des profils métaboliques potentiels des communautés bactériennes. Les paramètres physicochimiques sont le carbone organique total, la CEC, l'azote total, le phosphore, le cuivre total et biodisponible, l'humidité, la texture et la densité apparente.

Résultats et Discussion

L'évaluation de la variabilité spatiotemporelle des paramètres mesurés en 2005 met en évidence, pour la majorité des variables, des coefficients de variation élevés en grande culture comme en prairie (cv 10% à 80%).

Les sols de prairie sont caractérisés par une biomasse microbienne totale supérieure à celle observée en sols de grande culture respectivement 26 $\mu\text{g/gTFS}$ et 13 $\mu\text{g/gTFS}$, qui résulte d'une augmentation de la quantité de champignons mais également de celle des bactéries. Les activités enzymatiques mesurées sont également affectées par la pratique, et sont en moyenne trois fois inférieures en sols de cultures qu'en sols de prairie.

Les variables physicochimiques affectées par le mode de gestion des sols sont essentiellement le pH, le carbone organique total, l'azote total et la proportion d'argile.

Les expérimentations réalisées en microcosmes en 2006 montrent que quelle que soit la variable descriptive étudiée, dans nos conditions expérimentales, aucun impact du cuivre n'a été observé (quelle que soit la dose ou le temps après ajout). En effet, les résultats acquis à partir de ces échantillons de sols révèlent le poids du facteur pratique (44%) devant le facteur date de prélèvement (18%) (ANOVA à facteurs imbriqués).

L'analyse récapitulative tenant compte à la fois des résultats obtenus en 2005 et en 2006 permet de conclure que :

(1) l'effet pratique domine sur les variables suivantes : L'ADN microbien total, la totalité des variables descriptives du compartiment fongique, l'ADNr16S (seule variable descriptives du compartiment bactérien affectée) le pH, le carbone total, l'azote et le rapport C/N .

(2) la date de prélèvement (incluant conditions climatiques, couverture végétale, et itinéraire technique) ne semble affecter que les variables : humidité, bactéries cultivables sur R2A, bactéries totales par CMF et activités métaboliques potentielles (variables pour lesquelles on note une forte variabilité résiduelle).

Les résultats acquis sur ces deux années 2005 et 2006 permettent de hiérarchiser les impacts des facteurs naturels et anthropiques sur les microorganismes telluriques ou plus spécifiquement sur la biomasse microbienne totale et sur les communautés fongiques.

Ainsi pour les variables descriptives de ces deux compartiments les facteurs peuvent être hiérarchisés comme suit : (1) pratique ; (2) site ; (3) date de prélèvement ; (4) cuivre.

L'évaluation des activités enzymatiques sur les deux années 2005 comme 2006 montre que les facteurs date et pratique n'expliquent pas à eux seuls les variations observées, les variations résiduelles restent très élevées (1/3; 1/3; 1/3). Ceci pourrait provenir de difficultés méthodologiques, inhérentes à la complexité des mesures mises en œuvre ou encore par une grande variabilité biologique de ces variables qui impliquerait un manque de robustesse pour de tels indicateurs.

Conclusions

Ces résultats confirment la pertinence des paramètres choisis. En effet, la pratique culturale apparaît être un facteur dominant en comparaison à l'amplitude des variations spatiotemporelles.

D'autre part, dans nos conditions expérimentales, en microcosmes non perturbés, nous n'avons pas mis en évidence d'impact du cuivre sur les microorganismes du sol alors que la toxicité de ce polluant est souvent rapportée dans la littérature dans le cas de sols séchés, tamisés, homogénéisés. Aussi, notre hypothèse est que la préparation des sols stimule la réponse des microorganismes à une contamination chimique, dans la mesure où elle semble ne pouvoir s'exprimer qu'en présence d'une activité microbiologique intense liée à l'apport de carbone organique (déstructuration physique du sol, amendement, enfouissement de résidus de culture)

Impact de la mycorhization contrôlée du *Gmelina arborea* Roxb. sur le biofonctionnement du sol et sur la structure de la strate herbacée

Sanon Arsène¹, Thioulouse Jean², Sylla Samba³, Spichiger Rodolphe⁴, Lepage Michel⁵, Duponnois Robin⁶

1 : Laboratoire Commun de Microbiologie IRD/ISRA/UCAD, UR 40, Centre de Recherche de Bel Air, BP : 1386 CP 18724 Dakar - Sénégal. Arsene.Sanon@ird.sn

2 : Laboratoire de Biométrie et Biologie Evolutive, CNRS UMR 5558, Université Lyon 1, 69622 Villeurbanne Cedex, France. Mél : Jean.Thioulouse@biomserv.univ-lyon1.fr

3 : Laboratoire Commun de Microbiologie IRD/ISRA/UCAD, UR 40, Centre de Recherche de Bel Air, BP : 1386 CP 18724 Dakar – Sénégal. Samba.Sylla@ird.sn

4 : Conservatoire et Jardin Botaniques de Genève, 1 Ch de l'impératrice, P.O. Box 60, 1292 Genève, Suisse. Mél : rodolphe.spichiger@cjb.ville-ge.ch

5 : Laboratoire "Biogéochimie et écologie des milieux continentaux" c/o IRD 01 BP 182 Ouagadougou 01 Burkina Faso. Mél : lepage@ird.bf

6 : Laboratoire Commun de Microbiologie IRD/ISRA/UCAD, UR 40, Centre de Recherche de Bel Air, BP : 1386 CP 18724 Dakar – Sénégal. Mél : Robin.Duponnois@ird.sn

En Afrique au Sud du Sahara, on assiste à une dégradation accélérée des ressources naturelles dont les causes majeures sont : (i) une forte pression anthropique (surexploitation des surfaces cultivées, déforestation accrue à des fins agricole et énergétique, surpâturage) et (ii) les aléas climatiques.

Le développement et le maintien de la couverture végétale sont donc compromis suite à une baisse drastique de la fertilité du sol, qui se traduit par un appauvrissement en matière organique, en éléments minéraux, en microorganismes symbiotiques de l'écosystème tellurique. Le fonctionnement biologique du sol se trouve ainsi perturbé. Ce phénomène de dégradation du sol est malheureusement exacerbé par l'absence de couverture végétale, car la présence de végétation est reconnue comme un facteur atténuant l'érosion des sols.

Des reboisements ont donc été réalisés et souvent avec des ligneux exotiques à croissance rapide, comme *Gmelina arborea* Roxb. afin de répondre dans des délais assez courts à la demande énergétique très croissante. Cependant, suite aux reboisements avec ces espèces végétales, des effets allélopathiques ont été notés en regard de la strate herbacée sous jacente, minimisant ainsi le rôle de cette composante herbacée dans la réduction de l'érosion des sols, dans l'alimentation animale et enfin dans le maintien de la biodiversité végétale terrestre.

Cette étude avait donc pour objectif de mettre en évidence l'effet de l'inoculation du *Gmelina arborea* Roxb. par un champignon mycorhizien à arbuscules (MA) sur le fonctionnement biologique du sol et sur la structure de la strate herbacée sous cette espèce.

Des plants de *Gmelina* avec les traitements suivants : Témoin (Control), Fertilisé (FA) (apport de granules d'osmocote N/P/K, 11 :8 :17) ou mycorhizés (*G. intraradices*) (apport de racines de poireau mycorhizées par *Glomus intraradices* Schenk & Smith) ont été cultivés dans du sol stérilisé en serre dans des pots de 1L. Après 4 mois de culture, une partie des plants a été dépotée ; la hauteur, les biomasses aérienne et racinaire ainsi que les taux de mycorhization ont été déterminés.

L'autre partie des plants a été transférée dans des pots de 50L contenant le même sol de culture mais non stérilisé. Un quatrième traitement constitué par des pots non plantés par *G. arborea* (WGA) a été également mis en place. Après 12 mois de culture, les espèces végétales herbacées rencontrées dans chaque pot ont été identifiées et pour chaque espèce, les biomasses aérienne et racinaire déterminées. La biodiversité herbacée a été mesurée en

calculant la richesse spécifique S et l'index de diversité de Simpson-Yule (Krebs, 1998). Pour les plants de Gmelina, la hauteur, les biomasses foliaire, des tiges, aérienne (feuilles + tiges) et racinaire, les taux de mycorhization, ainsi que les teneurs en N et P des feuilles ont été déterminés. Des échantillons de sol ont été également prélevés de chaque pot pour l'établissement des profils cataboliques (Substrate-Induced Respiration SIR) (Degens and Harris, 1997).

Après 4 mois de culture dans le sol stérilisé, l'application de l'osmocote et de l'inoculation mycorhizienne ont significativement amélioré la croissance des plants de Gmelina comparée au Témoin. Les structures mycorhiziennes ont été observées uniquement dans le traitement inoculé.

Après les 12 mois de culture dans le sol non stérilisé, l'effet positif de l'apport d'osmocote et de l'inoculation par *G. intraradices* est seulement noté sur les biomasses foliaire et aérienne ; par contre il n'y a pas eu d'effet significatif sur la hauteur, les biomasses des tiges et racinaires des plantes comparés au témoin. Par ailleurs, il n'y a pas de différence significative entre les traitements fertilisé et inoculé. La teneur en N des feuilles la plus élevée est observée dans le traitement fertilisé alors que celle en P est obtenue avec les plants inoculés. La colonisation des plants par les champignons mycorhiziens est significativement plus élevée chez les plants inoculés en serre. Les biomasses épigée et hypogée des plantes herbacées suivent l'ordre suivant : WGA (Non planté) > *G. intraradices* > Control > FA. La richesse spécifique varie de 7,8 (WGA) à 2,8 (FA) et l'index de Simpson-Yule est significativement élevé pour les traitements WGA et *G. intraradices*. L'importance de la colonisation des plants de Gmelina par les champignons MA est positivement corrélée à chaque paramètre de diversité végétale.

Comparé au WGA, la richesse catabolique est plus élevée dans le traitement FA, alors que la diversité catabolique est plus élevée dans les traitements WGA et FA.. Par contre, la valeur du SIR après apport des acides carboxyliques est plus élevée dans les sols des traitements WGA et *G. intraradices*.

En conclusion, cette étude a mis en évidence l'effet positif de la mycorhization contrôlée, aussi bien en serre qu'après transplantation sur le développement de l'arbre. De plus, une nette atténuation du phénomène d'allélopathie a été observée lorsque les plants étaient préalablement inoculés. Des modifications significatives ont par ailleurs été notées dans la structure et dans l'activité des communautés bactériennes du sol au voisinage des racines mycorhizées.

L'inoculation du *G. arborea* par *G. intraradices* a ainsi positivement affecté la croissance de ce ligneux et la structure des communautés végétales herbacées qui lui sont associées. La mycorhization contrôlée est donc une alternative prometteuse pour optimiser la croissance des plantes et restaurer ainsi les sols dégradés.

Références

- Degens BP and Harris JA. (1997). Development of a physiological approach to measuring the catabolic diversity of soil microbial communities. *Soil Biology & Biochemistry* 29: 1309 - 1320.
- Krebs CJ. (1989). Ecology methodology. Harper Collins Publishers, New York.

Distribution de la microflore fongique dans les sols organique du complexe humide d'El-kala Nord Est Algérien

Benslama Mohamed. & Zanache Habiba.

Laboratoire de Biologie végétale et Environnement, Département de biologie Faculté des Sciences, Université Badji Mokhtar Annaba Algérie E-mail : bensmohand@yahoo.fr

Introduction

Selon les conditions biotiques et abiotiques et les sources trophiques, l'activité des micro-organismes varie, s'adapte, influence, oriente et s'oriente dans le sol.

Les micro-organismes influencent la pédogenèse en agissant sur la matière organique, considérée comme facteur intégrateur de l'ensemble des facteurs du milieu. Cette influence est en étroite relation avec l'état et la nature de la matière organique disponible qui à son tour, et par ses caractères physico-chimiques, sélectionne les différents groupements microbiens ainsi que leurs successions au niveau du sol.

Afin de connaître la microflore fongique impliquée dans la transformation et la dégradation de la matière organique des sols du complexe humide de la région d'EL-KALA, nous avons sélectionné trois stations qui se différencient par la nature du couvert végétal, la texture du sol, le degré d'évolution de la matière organique ainsi que la durée d'inondation. Ces stations sont sous l'influence des mêmes conditions climatiques.

Matériel et méthodes :

Présentation des sites d'étude :

Le lac Noir : La tourbière du lac Noir est située au Nord-Ouest de Bouteldja sur la route départementale Annaba - El-Kala, près de la localité BORDJ ALI BAY. Ses coordonnées géographiques sont 36°54'N & 08° 12' E avec une altitude de 35m.

Nehaa Righia : C'est une aulnaie qui se développe entre le bassin versant du lac Oubeira et celui de la plaine de la Mafragh, la Nehaa Righia occupe une surface de près de 500ha

Garaat El khoubzi : Dépression dunaire, située dans le cordon dunaire de Bouteldja, s'étend sur une superficie égale à 150 ha.

Méthodes d'étude microbiologique :

Prélèvement des échantillons : Avec du matériel stérilisé, nous avons effectué des prélèvements d'échantillons de sol des différents horizons. Chaque sachet doit comporter le nom de la station, le numéro du profil ainsi que la profondeur ou l'épaisseur de l'horizon. Au laboratoire les échantillons seront conservés au réfrigérateur durant une période ne dépassant pas 1 à 2 jours.

Culture : nous avons utilisé le milieu de culture Czapek-Dox,

Dénombrement et identification :

Le dénombrement total des micro-organismes a été fait à l'œil nu. L'identification des champignons a été faite sous binoculaire et sous microscope optique en utilisant les objectifs 10 et 40 sur des préparations à l'état frais, afin d'identifier les espèces de *Penicillium*. En se basant sur la morphologie de l'appareil fructifère végétatif (GILMANN, 1966)

Résultats et discussion

Les résultats obtenus varient d'une station à l'autre et d'un profil à l'autre. Le potentiel fongique de Station D'EL-KHOUBZI (K).

Les résultats obtenus montrent que le nombre diminue avec la profondeur et surtout en fonction de la disponibilité des sources du carbone.

Tableau N°7 :Dénombrement des champignons dans la station d'EL-KHOUBZI

	K11	K12	K21	K22	K23	K24	K31
Prof (cm)	0-15	15-35	0- 20	20-35	35-50	>50	0-15
Champ 10 ⁵	0.3535	0.035	13.325	0.90	2.158	0.065	0.1575

Le potentiel fongique de la station de NECHAA RIGHIA (N .R.) :

Dans les sols de la Nechaa Righia, l'incubation des différents échantillons de sols a donné les résultats qui laissent apparaître qu'au niveau des profils dont la matière organique est abondante, l'expression du potentiel fongique est beaucoup plus nette au niveau de la surface des profils 2&3. la diversité spécifique est très grande.

Tableau N°8 : Dénombrement des champignons dans la station de Nechaa RIGHIA (N.R.)

	NR11	NR12	NR21	NR22	NR31	NR32	NR33
Prof (cm)	0-15	15-50	0-20	20-60	-8-0	0-15	15-40
Champ 10 ⁵	-	-	18.55	0.0455	115.5	0.35	7.00

Le potentiel fongique de la station du LAC NOIR (L.N.)

Dans ce milieu nous avons constaté une bonne expression de ce potentiel notamment en surface et dans les horizons très riches en matière organique du premier profil. Alors qu'en profondeur, la présence de champignons traduit une parfaite adaptation de la flore fongique à ces conditions.

Tableau 9 : Dénombrement des champignons dans la station du Lac NOIR (L .N.)

	LN11	LN12	LN13	LN14	LN15	LN16	LN21	LN22	LN23	LN24	LN31
Prof (cm)	0-40	40-80	80-100	100-140	140-180	180-220	0- 20	20-55	55-90	90-140	0-90
Champ 10 ⁵	30.90		16.8	1.80	1.00	20.9	4.60	3.2	4.5	8.00	6.00

Conclusion générale :

L'inventaire des champignons des sol du complexe humide de la région d'EL-KALA montre que leur nombre est en relation étroite avec les conditions stationnelles particulièrement la texture ainsi que la nature et le degré d'évolution de la matière organique alors que la profondeur a un effet régulateur de la dispersion

Références bibliographiques

- ALEXANDRE M., 1982 - Introduction en microbiologie du sol. 2^{ème} édition. Ed. A. wiley Arabook. (en arabe)
- BENSLAMA M., 1993 - couverture éco-pédologique et rôle de la matière organique dans la différenciation des sols en milieu humide sous couvert forestier (cas du bassin versant du lac Tonga). Thèse de magister, I.N.A. Alger, 152p + carte.
- BERG B. , 1984 - Decomposition of root litter and some factors regulating the process : long- term root litter decomposition in a scots pines forest. Soil biol. Biochim. 16. Pp 609- 618.
- DOMERGUES Y. et MANGENOT F., 1970 : Ecologie microbienne du sol Ed. Masson et Cie, 796p.
- RIHANI M. ,KIFFER E., and BOTTON B. 1995a - Décomposition of beech leaf litter by microflora and mesofauna. I. In vitro action of White- rot fungi on beech leaves and foliar components. Eur. J. Soil Biol 31 (2) pp.57- 66.
- RIHANI M. , CANCELA DA FONSECA J.P. and KIFFER E. ,1995b -Décomposition of beech leaf litter by microflora and mesofauna. II. Food preferences and action of oribatid mites on differents substates. Eur. J. Soil Biol 31 (2) pp 67 - 79.

Utilisation de profils métaboliques pour l'étude de l'adaptation des communautés microbiennes du sol à leur environnement

Elsa Coucheney (1), Naoise Nunan (1), Tim daniell (2), Claire Chenu (1)

(1) : BIOEMCO UMR 7618 Equipe Matières Organiques des Sols, INRA / INAPG site de Grignon 78850 Thiverval Grignon France elsa.coucheney@grignon.inra.fr

(2) : Scottish Crop Research Institute Ivergowrie Dundee Scotland

Introduction : changements climatiques à l'échelle microbienne

Plusieurs travaux appuient l'hypothèse qu'il existe une adaptation des communautés microbiennes du sol avec l'augmentation de la température (Luo et al, 2001 ; Zogg et al, 1997 ; Verburg et al, 2005). Notre étude s'intéresse donc aux différents mécanismes possibles de cette adaptation, soit un changement physiologique des individus (*ie*, plasticité phénotypique), soit un changement de structure de la communauté (*ie*, dans les abondances relatives des différentes populations). Pour tester la première hypothèse, nous incubons différentes souches bactériennes du sol en présence d'un substrat organique pour différentes températures et mesurons les profils métaboliques obtenus lors de la croissance de ces souches. Cette approche, la métabolomique, est une technique de génomique fonctionnelle récente qui consiste en une étude non ciblée des métabolites produits ou présents dans une cellule. Contexte dépendante, elle représente donc une image de la fonctionnalité d'une cellule ou d'une population microbienne dans un environnement donné. Nous vous présentons ici une étude de validation de cette méthode pour l'étude de la décomposition microbienne en terme de reproductibilité et de puissance à discriminer différentes souches bactériennes.

Méthodes : microcosmes et métabolomique

Microcosmes et schéma expérimental

Deux souches bactériennes, *Arthrobacter sp.* et *Erwinia sp.* isolées du sol et identifiées au niveau du genre par séquençage partiel du gène codant pour la sous unité 16s de l'ARNr, ont été incubées 18 h à 20°C dans un milieu minimum additionné de fructose. Nous avons mesuré en parallèle les profils de métabolites intra et extracellulaires dans le but d'accéder à des informations de 2 types, respectivement sur les divergences physiologiques et fonctionnelles (dégradation du substrat) entre souches. Trois microcosmes liquides ont été ainsi incubés pour chaque souches afin d'accéder à la variabilité biologique, soit 6 microcosmes au total. La variabilité associée à chaque étape du protocole pour l'analyse des profils métaboliques a été testée comme suit : les métabolites intracellulaires et extracellulaires ont été extraits à partir de trois aliquotes de chaque microcosme et lyophilisés. Puis trois sous échantillons des extraits obtenus ont été dérivatisés indépendamment les uns des autres et analysés en CPG-MS. Au total, 2 souches bactériennes * 3 microcosmes * 3 extractions * 3 derivatisations = 54 échantillons ont été analysés pour chaque type de profils, intra et extracellulaire.

Métabolomique

Chaque aliquote de culture est centrifugée afin de séparer le milieu de culture des cellules microbiennes. Les métabolites extracellulaires sont extraits directement par prélèvement du surnageant puis lyophilisés. L'extraction des métabolites intracellulaires à partir des cellules bactériennes a été fait à l'aide un mélange Méthanol : Chloroforme (1 : 1). Les échantillons lyophilisés sont ensuite dérivatisés en deux étapes consécutives : premièrement, une métoxymation qui prévient la cyclisation des sucres puis une transméthylation (BSTFA) qui permet de rendre les composés plus volatiles et plus thermiquement stables avant l'analyse en CPG. Les composés présents sont détectés avec un spectromètre de masse. Enfin, les profils de métabolites obtenus sont comparés sur la base des

abondances relatives de chaque composé à l'aide d'une Analyse en Composantes Principales. Une Analyse de Variance (ANOVA) est réalisée afin de déterminer les parts de variance attribuables à chaque étape de l'analyse (Espèce \ Culture \ Extraction \ Dérivatisation).

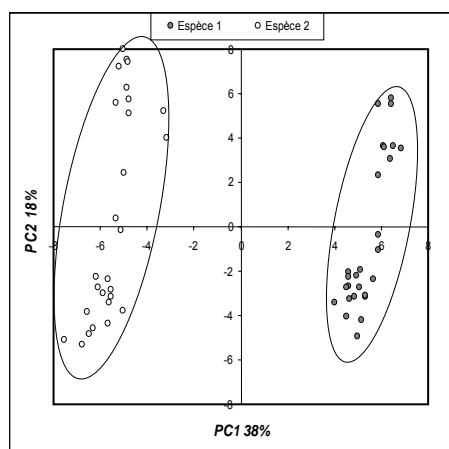
Quelques Résultats et Discussion

Pouvoir discriminant et répétitivité de l'analyse des profils métaboliques

Tableau 1 : Moyennes des strates de variance attribuées à chaque facteur expérimental

	Espèces Bactériennes	Replicats Culture	Replicats Extraction	Replicats Derivatisation
Valeurs moyennes des strates de variance	14,39	1,70	1,67	0,85
Pourcentage	77,3	9,1	9,0	4,6

Figure 1 : ACP Projection des échantillons selon les 2 premières composantes principales obtenues avec la matrice de corrélation des abondances relatives des 94 métabolites détectés.



Les deux souches sont bien discriminées le long de la première composante principale (Figure 1 ; 33 % de la variance). Cependant, au sein d'une population les réplicats présentent une variabilité importante exprimée le long de la seconde composante principale (18 % de la variance). Cette variance, probablement due au nombre important de métabolites pris en compte et à l'importance donnée aux métabolites mineurs, ne discrimine néanmoins pas entre les réplicats de culture ou d'extraction. D'autre part, l'ANOVA (Tableau 1) montre que la variabilité biologique est très importante (86% Espèces + Cultures) devant la variabilité analytique (14%).

En conclusion, malgré une variance intraspécifique non négligeable, cette méthode est très sensible à discriminer nos deux souches.

Décomposition du Fructose par les deux souches bactériennes

Figure 2 : exemples de profils de métabolites extracellulaires obtenus.

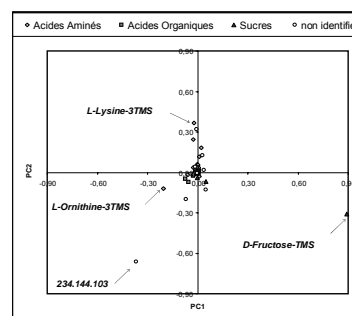
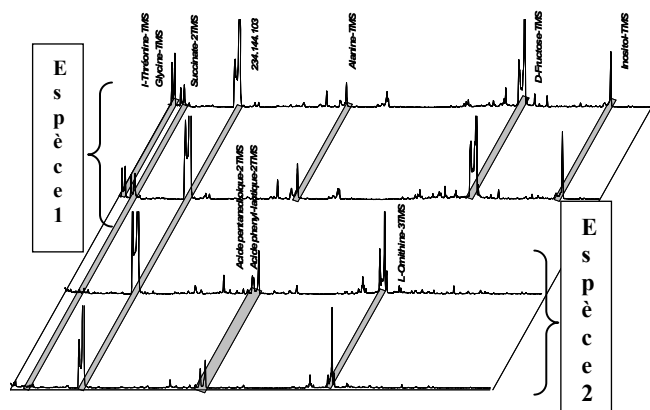


Figure 3 : ACP - représentation du poids de chaque variable (métabolite) avec une régression des moindres carrés.

La comparaison des profils de métabolites extracellulaires (Figure 2) permet de mettre en évidence des différences de métabolisme du fructose et des produits dérivés de la croissance microbienne. Une analyse en composantes principales basée sur une régression des moindres carrés (Figure 3) est pertinente pour déterminer les métabolites importants en abondances absolues produits lors de la décomposition microbienne par différentes populations ou communautés. L'étude *a posteriori* de la stabilisation potentielle de ces différents composés dans l'environnement pourrait contribuer à notre compréhension de la dynamique du carbone dans les sols.

Evolution de la structure des communautés bactériennes telluriques : impact du Cuivre.

Plassart Pierre (1, 2), Laval Karine (1) et Barray Sylvie (2).

(1) Laboratoire BioSol, 13 rue du Nord, 76000 Rouen, France

(2) LMDF, Université de Rouen, 76821 Mont Saint Aignan, France.

Introduction

Ce travail s'inscrit dans le cadre d'un programme multidisciplinaire soutenu par l'ADEME, intitulé « Elaboration et validation d'un indice de l'état biologique des sols ». Une partie de ce programme consiste à étudier *in situ* des variables descriptives de la structure des communautés bactériennes sur une durée de deux ans, afin d'estimer l'amplitude de leurs variations spatiotemporelles, puis à analyser la réponse de ces variables suite à un apport de cuivre, en microcosme. L'étude de la structure des communautés bactériennes au travers d'une estimation de leur abondance et de leur diversité est ici complétée par une analyse plus spécifique des populations de bactéries du genre *Pseudomonas*.

Matériels et méthodes

Sols :

Les sols étudiés proviennent du site d'Yvetot (Normandie, France), ce sont des sols limoneux non carbonatés, acides et présentant une texture relativement homogène : 10 à 20 % d'argile et 10 à 40 % de sables.

Mise en place des microcosmes :

Un ensemble de 90 microcosmes a été réalisé sur la base de ces sols, en place et non remaniés, issus de deux parcelles expérimentales : une parcelle sous grande culture intensive, et une parcelle implantée en prairie permanente depuis 1968. Ce jeu de microcosmes a permis le suivi de l'évolution sur une durée de 2 mois de l'état de ces sols après apport de cuivre à deux doses : une dose agronomique (2ppm) d'une part et une dose correspondant à 100X la dose agronomique d'autre part. Le suivi a été réalisé selon la cinétique suivante : T0, T1 semaine, T1 mois, T2 mois.

Etude de l'abondance bactérienne :

Après resuspension du sol dans une solution de NaCl 0,85%, les bactéries chimio organotrophes mésophiles cultivables et les *Pseudomonas* cultivables ont été dénombrés respectivement sur milieu R2A et sur milieu CFC supplémenté. Après extraction des ADN du sol (Bio101, Fast DNA spin kit for soil), la biomasse bactérienne totale et les populations de *Pseudomonas* totales ont été quantifiées par PCRq, respectivement sur l'ADNr 16S et le gène *oprF* (spécifique du genre *Pseudomonas*).

Etude de la diversité bactérienne :

Les profils de diversité fonctionnelle potentielle des bactéries cultivables ont été obtenus sur microplaques BIOLOG ECO, ceux des *Pseudomonas* cultivables sur milieu CFC supplémenté l'ont été sur microplaques BIOLOG GN2.

Résultats – variabilité spatiotemporelle et impact de la pratique culturale

Les dénombrements de bactéries cultivables sur R2A et des *Pseudomonas* cultivables sur CFC supplémenté ne varient ni sous l'effet de la pratique culturale, ni au cours du temps. L'abondance de la biomasse bactérienne totale et des *Pseudomonas* totaux, évaluées par PCRq respectivement sur l'ADNr 16s et le gène *oprF*, sont sensibles à la pratique culturale ; l'abondance des *Pseudomonas* totaux est également sous l'influence de la date d'échantillonnage. Les comparaisons de ces données quantitatives montrent un enrichissement en bactéries cultivables ainsi qu'en *Pseudomonas* dans les sols sous grande culture.

De plus, la diversité fonctionnelle potentielle ainsi que la diversité génétique semblent être d'abord sensibles à la date d'échantillonnage, mais permettent également de déceler les effets de la pratique culturale sur les populations bactériennes étudiées.

Résultats – impact du cuivre, analyse en microcosmes

On trouve $2,5.10^7 \pm 9,1.10^6$ bactéries cultivables sur R2A / g de sol sec tamisé, $2,4.10^6 \pm 9,3.10^5$ *Pseudomonas* cultivables, et $1,5.10^8 \pm 2,9.10^7$ *Pseudomonas* totaux, quel que soit le sol dont est issu le microcosme (culture ou prairie), le temps d'analyse et la dose de cuivre appliquée.

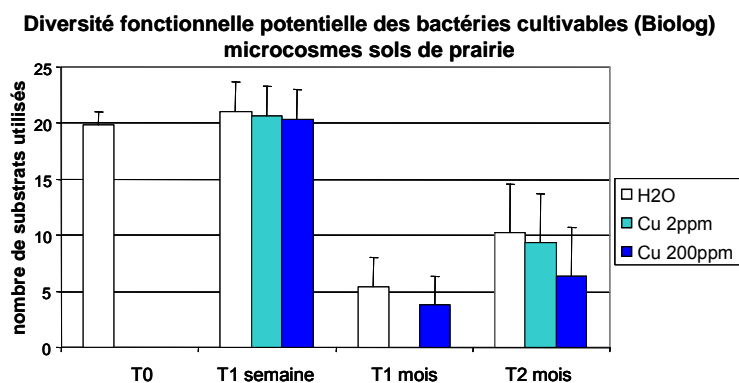
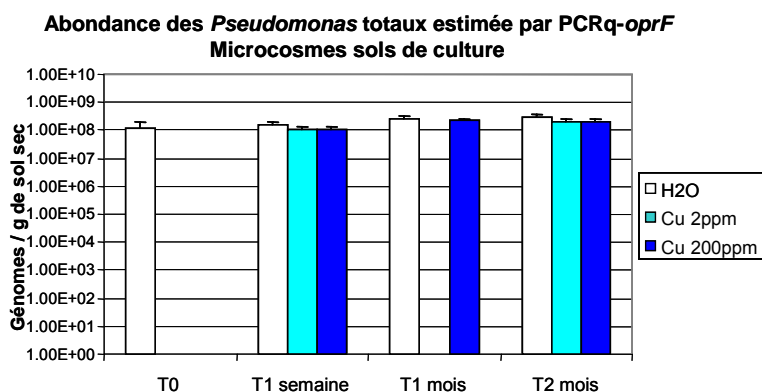
Par ailleurs, l'abondance des bactéries totales (PCRq-16S) semble ne refléter que l'impact de la pratique culturale ($1,0.10^{10} \pm 8,4.10^8$ équivalents génomes / g de sol en microcosme provenant de culture, contre $2,2.10^{10} \pm 2,3.10^9$ dans ceux provenant de prairie).

Les profils de diversité fonctionnelle potentielle de ces populations, de même que ceux des populations de *Pseudomonas* cultivables issus des milieux CFC supplémentés, présentent une évolution au cours du temps. En revanche, aucun impact du cuivre sur les profils métaboliques potentiels de ces populations n'a été détecté. Les profils de diversité génétique sont en cours de réalisation.

Conclusion

La structure des communautés bactériennes est probablement déterminée initialement par les conditions pédoclimatiques de la parcelle, et est fortement marquée par la pratique culturale.

Dans nos conditions expérimentales, aucun impact du cuivre sur la structure des communautés bactériennes telluriques n'est mis en évidence. De plus, l'analyse des populations des bactéries du genre *Pseudomonas* semble être une approche pertinente dans la mesure où elle complète l'analyse de la communauté bactérienne dans son ensemble, et où elle est le révélateur des modifications de la structure de cette communauté.



Impact des hétérogénéités d'enfouissement de composts d'origine urbaine sur la microflore du sol et son activité potentielle de dégradation de l'isoproturon

Vieublé -Gonod Laure¹, Cohen Nadia¹., Benoit Pierre¹, Houot Sabine¹

¹: UMR Environnement et Grandes Cultures, INRA-INA-PG, 78850 Thiverval-Grignon, lvieuble@grignon.inra.fr

Introduction

La gestion des déchets constitue un problème de plus en plus important dans nos sociétés modernes. Pour les produits résiduels organiques (PRO) tels que les composts de déchets organiques (déchets verts, boues de stations d'épuration, ordures ménagères fermentescibles...), le recyclage en agriculture est une voie d'élimination importante qui permet la valorisation de ces déchets utilisés en tant qu'amendements organiques ou fertilisants. Ces apports de matières organiques exogènes pourraient modifier l'écodynamique des produits phytosanitaires en modifiant les propriétés physiques des sols (conséquences potentielles sur les transferts de donc de probabilités de contacts entre microorganismes et pesticides) ou les propriétés chimiques des sols de par leurs réactivités (impacts sur l'immobilisation des pesticides ou leurs transports sous formes colloïdales et donc sur la biodisponibilité des polluants pour les microorganismes). Du fait d'une activité microbienne intense, ces PRO peuvent être à l'origine de modifications locales des propriétés physico-chimiques (pH, oxygène, teneurs en eau...) qui vont favoriser l'absorption ou la biodégradation. Enfin, ces PRO peuvent avoir un effet direct sur les propriétés biologiques du sol en apportant une microflore différente de celle présente dans les sols ou en stimulant l'activité des microorganismes indigènes du sol. L'impact des PRO sur le devenir des produits phytosanitaires dans les sols va également dépendre des opérations d'enfouissement par le travail du sol qui génèrent une hétérogénéité spatiale de la distribution des matières organiques enfouies et des activités microbiennes qui en résultent. Les objectifs de cette étude étaient donc de caractériser l'hétérogénéité spatiale de la dégradation microbienne d'un pesticide, l'isoproturon, à l'échelle métrique, en relation avec la localisation des matières organiques provenant de deux composts d'origine urbaine 4 mois après leur enfouissement par labour.

Matériels et méthodes

Nous avons travaillé sur trois parcelles cultivées selon une rotation blé-maïs et situées dans la partie fertilisée du dispositif QUALIAGRO (Feucherolles, 78, France) : une parcelle témoin ne recevant pas de composts, une parcelle recevant un compost de déchets verts et boues (DVB) et une parcelle recevant un compost d'ordures ménagères résiduelles (OMG). En janvier 2005, soient 4 mois après l'épandage des composts et un mois et demi après labour, quatre zones ont été échantillonnées dans l'horizon travaillé de chaque parcelle : l'interbande, riche en résidus végétaux et en composts, partie correspondant à l'ancienne surface, située entre deux bandes de terre adjacentes retournées par la charrue; la terre fine et les mottes Γ constituées d'éléments fins assemblés dans une structure très aérée ; les mottes Δ correspondant à des zones tassées, souvent placées à l'emplacement d'anciennes traces de roue, et la semelle de labour, plus ou moins continue, non retournée et tassée. Sur des échantillons de sols homogénéisés et représentatifs de chaque zone, des mesures de biomasse microbiennes et fongiques ont été effectuées par les méthodes de fumigation-extraction et de l'ergostérol respectivement. La minéralisation du carbone organique total et de l'isoproturon

marqué au ^{14}C a été suivie pendant deux mois et une extraction a été effectuée en fin d'incubation afin d'identifier la biodisponibilité des résidus d'isoproturon.

Résultats - Discussion

Caractérisation microbiologique : La biomasse microbienne est beaucoup plus concentrée dans les interbandes, là où les matières organiques provenant des chaumes de blé et des composts sont les plus abondantes. La concentration de ces matières organiques fraîches pourrait stimuler localement la microflore indigène hétérotrophe ou être à l'origine d'un apport d'une microflore exogène importante, contribuant directement à l'augmentation de la biomasse dans les interbandes. L'accroissement de la biomasse microbienne dans les interbandes dépend également fortement de la nature des matières organiques enfouies. Quatre mois après l'apport de compost, l'effet du compost OMG sur un accroissement de la biomasse microbienne dans l'interbande est très modéré. Tout se passe comme si le compost OMG composé d'une matière organique facilement biodégradable (Houot *et al.*, 2002; Francou *et al.*, 2005), avait été rapidement dégradé et n'avait qu'un effet à court terme sur la croissance des populations microbiennes. Le compost DVB, dont la matière organique est plus stable semble avoir un effet plus prolongé sur la croissance microbienne. En raison d'une biomasse microbienne et d'une quantité de carbone organique plus importante, c'est dans l'interbande du profil DVB que la minéralisation du C organique est la plus élevée.

Minéralisation de l'isoproturon : la minéralisation, plus élevée dans les interbandes que dans les autres zones, suggère que le compost et/ou les chaumes, présents en quantités importantes dans les interbandes, pourraient stimuler la dégradation de l'isoproturon par co-métabolisme. La nature du compost enfoui a également un effet sur la minéralisation de l'isoproturon. En effet, le potentiel de minéralisation est plus élevé dans les interbandes OMG que dans les interbandes DVB bien que ces dernières abritent une biomasse microbienne et notamment de champignons plus importante. Il n'y a donc pas de relation entre la taille de la biomasse totale et l'activité de minéralisation de l'isoproturon. Ce résultat pourrait traduire :

- une proportion de microorganismes dégradants spécifiques de l'isoproturon plus importante parmi la biomasse microbienne de la parcelle OMG et/ou
- une microflore dégradante équivalente dans les 2 types de composts mais plus ou moins active en fonction des conditions locales (nature du C, pH...).

Impact des hétérogénéités d'enfouissement des matières organiques sur la disponibilité et la stabilisation des résidus de l'isoproturon

Une proportion importante d'isoproturon apporté ou de ses métabolites de dégradation sont présents sous forme de résidus non extractibles en fin d'incubation, et ce, quels que soient les traitements. De manière générale, les apports de compost diminuent la proportion de résidus non extractibles de l'isoproturon au profit de sa minéralisation, l'effet étant plus marqué avec le compost OMG qu'avec le compost DVB.

Conclusion

Dans le système étudié, le travail du sol crée une distribution spatiale hétérogène des matières organiques du sol comme des microorganismes dégradants qui semble jouer un rôle sur le devenir des pesticides notamment au travers des couplages entre les processus de rétention, de dégradation et de transport dans les sols. Sachant que l'enfouissement des composts intervient tous les deux ans et qu'entre ces apports, d'autres opérations culturales sont susceptibles de modifier les propriétés des horizons travaillés, une des perspectives de ce travail est de caractériser l'évolution temporelle de cette hétérogénéité spatiale.

Effet du travail du sol sur les populations lombriciennes

Pelosi Céline¹, Bertrand Michel², Roger-Estrade Jean¹

¹ AgroParisTech, UMR211, INRA/AgroParisTech, France - 78850 Thiverval-Grignon, cpelosi@grignon.inra.fr, estrade@grignon.inra.fr

² INRA, UMR211, INRA/AgroParisTech, France - 78850 Thiverval-Grignon
bertrand@grignon.inra.fr

Introduction

Au sein de la composante biologique de l'agrosystème, les vers de terre remplissent d'importantes fonctions agroécologiques puisqu'ils participent à l'évolution de la matière organique et de la structure du sol [1]. Ils sont également proposés comme indicateurs biologiques de la qualité du sol. Le but de cette étude est de quantifier l'effet du travail du sol sur les populations lombriciennes, sur un sol limoneux du Bassin Parisien.

Matériels et méthodes

Le dispositif expérimental, situé à Grignon (Yvelines), comprend deux parcelles (17,5 m x 60 m) dont l'une est régulièrement labourée tous les ans et l'autre n'est que superficiellement travaillée depuis 1958. Ces deux parcelles, situées côte à côte, portent la même succession de cultures (céréalière, caractéristique du Bassin Parisien) et connaissent le même itinéraire technique, conventionnel. Chaque parcelle est divisée en deux blocs, sur chacun desquels on effectue cinq prélèvements à chaque date. L'échantillonnage des populations de vers s'est déroulé au printemps et à l'automne 2006 afin de cibler les deux périodes d'activité principale des lombriciens. A chaque saison, les prélèvements ont été réalisés 8 fois, quatre fois au début de la saison, quatre fois à la fin. Les vers ont été extraits du sol chimiquement grâce à 6 litres d'AITC dilué (100mg.L^{-1} ; [2]), versés en deux fois espacées de 10 minutes, sur $0,16\text{ m}^2$ de sol ($40\times 40\text{ cm}$). Un bloc de sol correspondant à une profondeur de 30 cm a ensuite été prélevé et les vers triés manuellement, stockés dans une solution de formol à 4% puis dénombrés, identifiés à l'espèce et pesés individuellement au laboratoire.

Résultats et discussion

Cinq espèces au total ont été identifiées, dont trois avec des effectifs très supérieurs aux deux autres. *A. chlototica*, absent au printemps et avec un effectif très faible à l'automne, ainsi que *A. giardi*, dont l'effectif est inférieur à 10 vers.m^{-2} ne sont pas mentionnés ici. Les résultats montrent que la densité de population de vers est significativement plus importante en système non labouré, pour toutes les espèces de vers rencontrées (figure 1) ; en effet, pour *L. terrestris*, il y a 6 fois moins de vers en labour qu'en non labour et environ 3.7 fois moins pour *A. caliginosa* et *A. rosea* (vers endogés). Si une telle tendance était attendue, ces écarts sont cependant supérieurs à ceux que l'on trouve habituellement dans la littérature [3]. Plusieurs hypothèses peuvent être avancées pour expliquer ces observations. Les 50 années de non travail du sol auraient permis aux vers de conserver leur habitat intact et d'éviter la prédation, maximale lors de l'étape de retournement par la charrue. De plus l'accumulation de matière organique en surface en système non labouré pourrait favoriser la présence de vers de grande taille (anéciques) qui ont un rôle très important d'enfouissement des matières organiques de surface ; ce phénomène rendrait alors disponible les ressources pour les vers endogés qui se nourrissent essentiellement de la matière organique enfouie dans le sol.

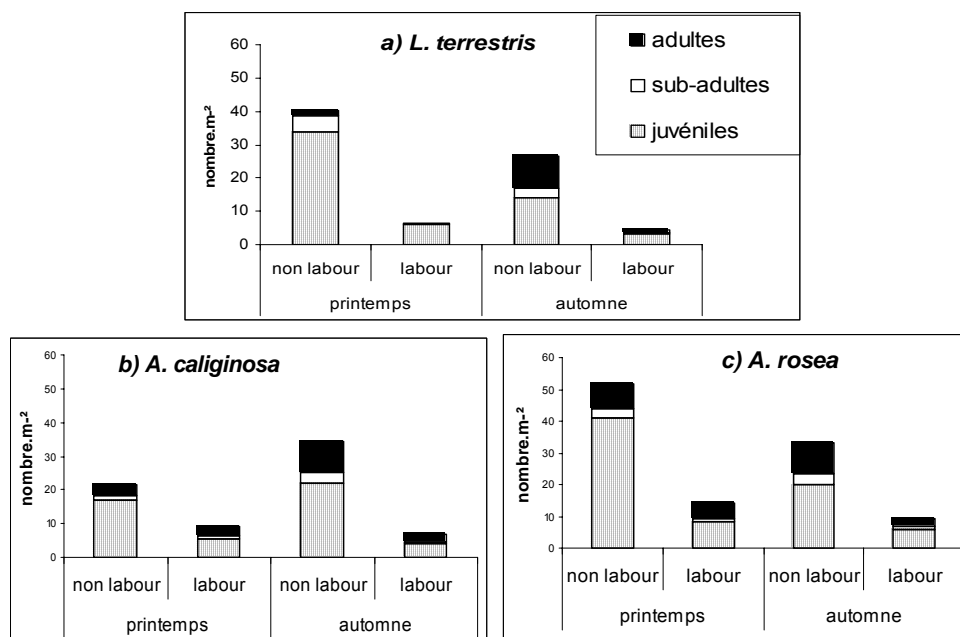


Figure 1 : comparaison des densités de population de trois espèces de vers (*L. terrestris*, *A. caliginosa* et *A. rosea*) en système non labouré et labouré, au printemps et à l'automne ; juvéniles en noir ; sub-adultes en blanc ; adultes avec carreaux.

Les effectifs varient significativement entre le printemps et l'automne pour les deux traitements. Ces effectifs supérieurs en non labour permettent ainsi une meilleure appréciation des dynamiques de population pour ce traitement, que nous considérerons seul ci-dessous. Les effectifs de *L. terrestris* et *A. rosea* (respectivement un anécique et un endogé) diminuent alors qu'ils augmentent pour *A. caliginosa* (un anécique), entre le printemps et l'automne. Cela traduit une plasticité comportementale des différents groupes écologiques. Ces variations traduisent d'abord une variation de l'effectif de juvéniles. Chez *L. terrestris* et *A. rosea*, le nombre de juvéniles chute nettement, sans que cela soit compensé totalement par l'augmentation de l'effectif d'adultes à l'automne. On fait ici l'hypothèse d'une mortalité élevée de juvéniles due à une sécheresse prononcée en juin et juillet 2006. Chez ces deux espèces, le pic de naissances à l'automne est nettement moins important qu'au printemps. Chez *A. caliginosa* en revanche, la population de juvéniles ne baisse pas entre le printemps et l'automne, ce qui traduit soit une meilleure résistance aux conditions climatiques, soit une plus forte natalité à l'automne que chez les deux autres espèces.

Si certains auteurs constatent que le labour peut favoriser le développement de certains groupes de vers [4], notre étude montre qu'un système labouré depuis très longtemps ne favorise aucune catégorie de vers. Un système non labouré depuis plusieurs dizaines d'années permet le développement de populations qui seront alors régulées par la capacité d'accueil du milieu. Par ailleurs l'étude des évolutions entre le printemps et l'automne fournit des éléments de modélisation démographique des populations des espèces recensées.

Références

1. Edwards, C.A., *Earthworm Ecology*, ed. Edwards Clive A. 1998, Boca Raton: St. Lucie Press. 389.
2. Zaborski, E.R., *Allyl isothiocyanate: an alternative chemical expellant for sampling earthworms*. Applied Soil Ecology, 2002. **22**: p. 87-95.
3. Emmerling, C., *Response of earthworm communities to different types of soil tillage*. Applied Soil Ecology, 2001. **17**: p. 91-96.
4. Boström, U., *Earthworm population (Lumbricidae) in ploughed and undisturbed leys*. Soil and Tillage Research, 1995. **35**: p. 125-133.

THEME 8 : BIODIVERSITE

AFFICHES

Développement d'une nouvelle approche pour la quantification des bactéries telluriques : La cytométrie en flux.

Desaire sylvie, Lucas odile, Tireche samia, Laval karine

Laboratoire BioSol, 13 rue du Nord, 76000 Rouen, France

Introduction

Les microorganismes telluriques (algues, protozoaires, champignons, bactéries) sont impliqués dans de nombreux processus biogéochimiques. Trouver les outils permettant de mesurer, quantifier et comprendre cette fraction du sol reste un enjeu actuel en vue d'établir des indicateurs pertinents de la qualité et de la conservation des sols.

L'objectif de cette étude est d'optimiser et de valider une méthode novatrice de quantification des bactéries telluriques, la cytométrie en flux (CMF). Elle a été réalisée sur des échantillons issus de deux systèmes agraires contrastés de Normandie : prairie et grande culture.

Matériels et méthodes :

1) Site d'expérimentation et sols

Les échantillons proviennent de parcelles dont les sols sont représentatifs des sols du Nord Ouest de la France, localisées à d'Yvetot (76). Elles présentent un sol limoneux qui repose sur des argiles à silex. Trois campagnes de prélèvements ont été réalisées (avril 05, juin 05, octobre 05, avril 06). Les résultats présentés correspondent à la moyenne de 20 échantillons par parcelle pour chaque campagne.

Les témoins sont réalisés à partir de sol stérilisé aux rayons Gamma (Société Ionisos, 72350).

2) La cytométrie en flux

a) Définition des fenêtres de lecture et réglages des paramètres du cytomètre

La définition des fenêtres de lecture et les réglages des paramètres du cytomètre ont été réalisés à partir de souches en culture pure (milieu LB) provenant de la collection du laboratoire (*Staphylococcus aureus* : ST2, *Escherichia coli* : KL16, *Bacillus megaterium*). Les suspensions cellulaires sont analysées à l'aide du cytomètre Coulter Epics XL (Beckman Coulter, Roissy, France). Tous les échantillons sont aspirés pendant un temps d'acquisition d'une minute. Les paramètres de routine pour l'analyse des échantillons sont la taille et la structure (FSC et SSC respectivement), les fluorescences vertes (FL1, 488 nm) pour les cellules marquées au Sybr Green I. Les paramètres de taille et de structure sont collectés sur une échelle logarithmique en utilisant un tube photomultiplicateur réglé à 100 volts (FSC), 400 volts (SSC), 800 volts (FL1). Les fenêtres et réglages ainsi déterminés sont utilisés pour le dénombrement des bactéries totales du sol.

Parallèlement, des dénombrements des bactéries cultivables ont été réalisés sur milieu R2A après 48 h à 20 °C (résultats non montrés) afin de réaliser des ratios bactéries cultivables / totales.

b) Marquage des cellules

0,3 µl de Sybr Green I (Roche) sont ajoutés à 600 µl de suspension cellulaire (culture pure ou suspension de sol) et incubés 15 minutes à température ambiante et à l'obscurité.

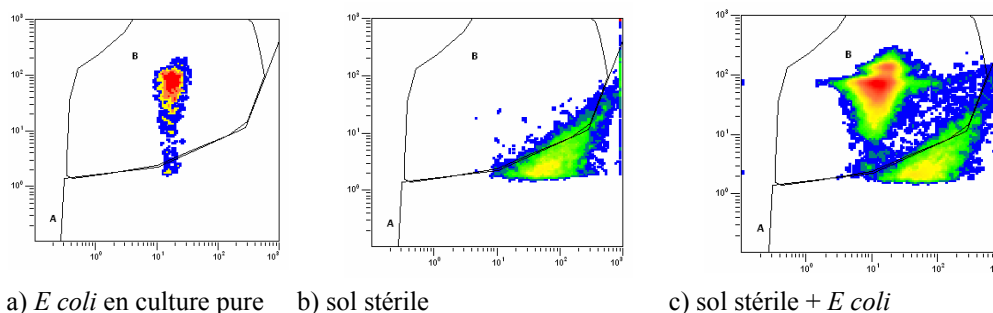
Résultats et discussion

1) Définition des fenêtres de lecture

Le passage de différentes souches en culture pure a permis de mettre en évidence une fenêtre B dans laquelle sont dénombrées toutes les cellules bactériennes. De plus, des ajouts

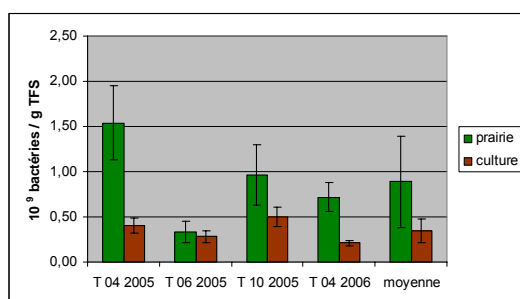
dosés de bactéries à du sol stérilisé (figure 1) ont permis de montrer : (1) que toutes les bactéries inoculées sont dénombrées dans la fenêtre déterminée (2) que le bruit de fond lié à la matrice sol n'est pas compris dans la fenêtre B. Cette fenêtre a été utilisée pour l'étude des bactéries telluriques.

Figure 1 : Nombre d'évènements fluorescents (FL1 log) en fonction de la structure (SSC log)



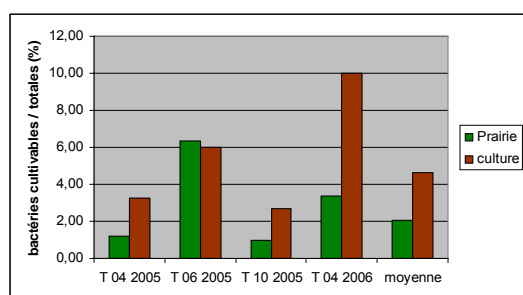
2) Application à l'étude de sols contrastés

Figure 2 : Nombre de bactéries totales (CMF) en prairie et en culture



Les résultats présentés en figure 2 montrent que (1) les prairies présentent une quantité de bactéries telluriques supérieure aux cultures (2) la variabilité intra parcellaire est plus faible pour les sols de culture, probablement du fait de l'homogénéisation des populations générées par l'anthropisation dans les parcelles cultivées.

Figure 3 : Représentativité des bactéries cultivables en prairie et culture



Les résultats présentés en figure 3 montrent l'intérêt de l'outil CMF pour l'analyse de la structure des communautés bactérienne. A titre d'exemple, le suivi de l'évolution du rapport entre bactéries cultivables et bactéries totales, est généralement deux fois plus important dans les parcelles cultivées que dans les prairies. Ceci suggère une modification de la représentativité de ces bactéries en fonction du

mode de gestion des parcelles.

Conclusion

La cytométrie en flux est une technique très prometteuse en science du sol, elle pourrait permettre à terme de distinguer parmi la population bactérienne totale, les bactéries métaboliquement actives et cibler des populations spécifiques pour estimer la diversité bactérienne. Cette approche devrait permettre de développer de nouveaux indicateurs pertinents de l'état d'un sol.

La biomasse fongique des sols agricoles. Influence des caractéristiques physicochimiques des sols et conséquences d'une pollution cuivrique.

**Legras Marc¹, Gangneux Christophe¹, Bailleul Caroline¹, Dur Jeanne Chantal²,
Lepelletier Patrice³, Mougin Christian² et Laval Karine¹**

1 : Esitpa, Laboratoire BioSol, 13 rue du Nord 76000 ROUEN, mlegras@esitpa.org

2 : Unité PESSAC, INRA Centre de Versailles-Grignon, 78026 Versailles Cedex

3 : Esitpa, LAMSAD, 13 rue du Nord, 76000 ROUEN

Introduction

Les sols agricoles, et particulièrement les sols cultivés, constituent des écosystèmes particulièrement perturbés par les pratiques agricoles. Le travail du sol induit des modifications importantes de la biomasse microbienne et du fonctionnement biologique du sol. Compte tenu de la complexité de ces écosystèmes et du manque d'exhaustivité ou de sensibilité des méthodes disponibles pour appréhender les micro-organismes du sol, il demeure difficile d'accéder au réel impact d'une contamination chimique sur le sol. Dans ce contexte, notre objectif a consisté en la définition d'un état biologique de référence de sols agricoles pour mieux estimer la façon dont un polluant pouvait modifier cet équilibre. Pour ce faire, nous avons mesuré la variabilité de 40 indicateurs physico-chimiques et biologiques quantitatifs, dans des sols de grandes cultures et de prairies, durant trois ans, via des expérimentations aux champs et en microcosmes de sols non perturbés (pour les essais de contamination).

L'étude présentée ici met l'accent sur la biomasse fongique et sur l'impact d'une pollution cuivrique sur ce compartiment microbien.

Matériels et méthodes

La biomasse fongique a été estimée par plusieurs approches : (1) génétique via la quantification des ADNr 18S par PCR quantitative en temps réel, (2) chimiques, via l'extraction et la quantification de l'ergostérol total, libre et de PLFA spécifiques (C18:2 ω 6,9, C16:1 ω 5). Ces résultats sont comparés aux caractéristiques physicochimiques des sols (carbone microbien, CEC, C organique, P₂O₅, N total, pH, densité apparente, humidité et granulométrie). Les sites expérimentaux, localisés en Normandie (prairie permanente et grande culture "intensive") ont été choisis (i) pour évaluer la pertinence des indicateurs sélectionnés (ii) pour établir les relations entre données physico-chimiques et biomasse fongique (iii) pour mettre en évidence l'effet de la contamination cuivrique sur ce compartiment microbien. Le plan d'échantillonnage a été conçu pour observer un effet temporaire (4 dates : avril, juin, août, octobre), chaque indicateur étant mesuré à chaque date pour les deux sols (soit 200 échantillons x 40 variables mesurées).

Pour étudier l'écotoxicité d'une pollution cuivrique sur les sols des parcelles retenues et pour pouvoir réaliser un suivi de l'expérimentation durant deux mois (90 échantillons x 3 dates), une approche *ex situ* a été envisagée. Celle-ci a consisté en l'utilisation de microcosmes sous forme de colonnes conçues pour prélever le sol "en place" sans perturbation ni déstructuration. Tous les microcosmes ont été partiellement enterrés pour respecter les conditions extérieures normales (climat, température, humidité et pression).

Résultats et discussion

L'analyse de l'ensemble des données mesurées (aux champs et microcosmes) montre que tous les indicateurs de la biomasse fongique discriminent de façon significative les deux sols aux pratiques contrastés

Par ailleurs, il a été montré de fortes corrélations entre la biomasse fongique totale et les caractéristiques physicochimiques comme le pH, le C organique et la teneur en argile.

L'ensemble des résultats indique que la teneur en biomasse fongique dans les prairies est plus importante que dans les grandes cultures quel que soit l'indicateur considéré (ADNr 18S, ergostérol, PLFAs). Des corrélations très significatives ont été relevées pour les différentes méthodes d'estimation de la biomasse fongique, indiquant que les protocoles "chimiques" ou "moléculaires" s'avèrent tous deux pertinents pour appréhender ce compartiment microbien. Par ailleurs, les résultats montrent des corrélations de rang significatives ($r=0,92$, $p<10^{-4}$) entre l'ergostérol total et l'ergostérol libre. De plus, l'ergostérol libre correspond à 30% de l'ergostérol total dans une grande culture et 50% dans les prairies suggérant des compositions fongiques différentes dans les deux systèmes, confirmées par les profils génétiques.

Les résultats des expérimentations en microcosmes témoignent de l'absence de variations statistiquement significatives quels que soient la date d'analyse et la quantité de cuivre ajouté. De plus, l'analyse des variances (ANOVA) de l'ensemble des données nous permet de hiérarchiser les différents facteurs affectant ce compartiment microbien : la pratique culturale en est le déterminant principal, l'effet "date de prélèvement" (saison, itinéraire technique, climat...) le second. Ainsi, alors que la littérature relate les effets toxiques des éléments traces sur des sols "remaniés" (séchés, tamisés et homogénéisés), notre expérimentation sur des sols en place (microcosmes), n'a pas révélée d'effet du cuivre sur les microorganismes du sol et notamment sur la biomasse fongique même à forte dose (200ppm).

Nous pouvons émettre l'hypothèse que la préparation du sol, pour les expérimentations sur sols "remaniés", augmente considérablement la réponse des microorganismes aux contaminations chimiques. Cette hypothèse sera testée au printemps 2007 sur les mêmes parcelles.

Remerciements

L'étude proposée s'intègre dans le programme "Développement de Bioindicateurs de la qualité des sols" soutenu par l'ADEME dont l'objectif est de développer et de valider un indicateur de la qualité biologique des sols agricoles (Contrat n° 0475C0071). Les auteurs tiennent à remercier le lycée agricole d'Yvetot et la commune de Saint-Georges-sur-fontaine pour l'accès aux différents sites expérimentaux.

Méthode de caractérisation de l'activité lombricienne dans les sols agricoles Une typologie des faciès de bioturbation

Piron Denis¹, Pérès Guénola¹, Hallaire Vincent², Cluzeau Daniel¹

1 : UMR ECOBIO-Université de Rennes 1, F-35380 Paimpont, denis.piron@univ-rennes1.fr

2 : UMR SAS-INRA-Agrocampus, 65 rue de St Briec, F-35042 Rennes Cedex

Introduction

La bioturbation lombricienne participe activement aux processus de structuration des sols. Cette bio-structuration a une importance fonctionnelle pour les sols, car les lombriciens modifient certaines propriétés bio-physico-chimiques tel que la stabilité structurale (Edwards et Bolhlen 1996). Les lombriciens produisent deux formes de structures : des boulettes fécales et des galeries (Lee et Foster, 1991). La production de ces structures conduit certaines espèces lombriciennes à ingérer des quantités de sol importantes ; Bouché et Al Addan (1997) évaluent une production de fèces voisine de 2,5 T de sol par an pour 1kg de lombricien.

Les descriptions classiques de profils pédologiques et de profils culturaux prennent en compte la présence de traces de bioturbation lombricienne. Toutefois, ces traces sont rarement caractérisées au terrain et ces méthodes ne prennent en compte que les galeries.

Nous présentons ici une adaptation complémentaire de description de profil pédologique basée sur l'ensemble des traces de bioturbation lombricienne. A partir de nos observations de terrain depuis Cluzeau et al (1987) et Pérès et al (1998), nous avons constitué une typologie de « faciès de bioturbation » qui intègre des critères morphologiques observables à l'œil nu.

Matériel et Méthodes

Nous avons mené notre travail dans des contextes agricoles représentatifs de l'occupation des sols bretons : une prairie à Montours (35), un système cultivé soumis ou non à un labour à Kerguéhenec (56).

La description de la bioturbation lombricienne est réalisée sur un profil pédologique minutieusement préparé. Nous définissons ici qu'un faciès est une surface de profil dont les caractéristiques propres permettent de le discriminer des surfaces environnantes. Les faciès correspondent à une surface d'échelle centimétrique.

Dans le but de tester la pertinence de notre typologie de faciès, nous avons développé une approche micromorphologique. Pour ce faire, des blocs de sols ont été extraits dans chacun des faciès, puis imprégnés d'une résine polyester pigmentée. A partir de lames issues de ces blocs, un traitement numérique des images a permis de caractériser la porosité avec une résolution spatiale de 6 $\mu\text{m}\cdot\text{pixel}^{-1}$.

Résultats

Caractérisation des faciès

Un profil de sol comporte une multitude de faciès qui traduit une variabilité des surfaces morphologiques et des structures associées : la typologie que nous présentons permet de définir des bornes pour identifier de façon reproductible les différences morphologiques entre nos faciès. Nous avons ainsi classé les faciès dans un premier temps selon leur origine présumée et dans un second temps en fonction de détails morphologiques.

Nous avons identifié que les faciès correspondent à trois classes de processus structuraux:

- Les conditions pédoclimatiques (S)
- Les activités anthropiques (A)

- La bioturbation (B)

Les faciès S résultent des conditions pédoclimatiques, ils sont caractérisés par une rugosité faible et comportent une porosité visible à l'oeil nu.

Les faciès A sont des conséquences directes et indirectes des activités humaines. Deux types sont distingués:

Faciès **Ac** : Ce faciès présente une surface peu rugueuse et dépourvue de porosité visible à l'oeil nu. Il correspond à une zone de sol fortement compacté qui détermine la localisation de mottes Δ , de la semelle de labour (systèmes cultivés) mais aussi à la semelle de piétinement (prairie pâturée).

Faciès **Ag** : Il présente une surface grumeleuse dont la structure correspond aux terres fines (Manichon et Gautronneau, 1988) et qui résulte du travail mécanique des sols (labour).

Les faciès de bioturbation (B) sont générés par deux acteurs principaux : les racines et les lombriciens. Le faciès de bioturbation racinaire (**Br**) correspond à un assemblage d'agrégats inféodés au système racinaire. Il est abondant en prairie dans les premiers centimètres de sol.

Nous avons identifié plusieurs faciès issus de la bioturbation lombricienne :

- Les parois de galeries (B1) :
 - o **B1v** : paroi de galerie simple ;
 - o **B1c** : paroi de galerie cutanée ;
 - o **B1p** : galerie comblée de déjection ;
- Les assemblages d'agrégats fécaux (B3) :
 - o **B3g** : Faciès à rugosité élevée. Les agrégats sont récents, arrondis et individualisés ;
 - o **B3i** : Faciès à surface rugueuse avec des agrégats reconnaissable mais coalescents ;
 - o **B3c** : Faciès avec une rugosité moyenne, où les agrégats sont déformés et coalescents ;
- Faciès complexe (**B2**) : ils correspondent à un amas de déjection dans lequel sont imbriquées des galeries.

Porosité des faciès

Les mesures de porosité surfacique des faciès illustrent la diversité des états structuraux au sein d'un profil de sol :

D'un côté les faciès créés par la bioturbation lombricienne (B3g) et par le travail mécanique des sols (Ag) ont une forte macroporosité.

A l'opposé le faciès Ac (MS= 2,2%) traduit une forte compacité.

Concernant les structures lombriciennes, les faciès B3 révèlent une réduction importante de l'espace poral au cours du temps.

Conclusions

Notre étude montre qu'il est possible de quantifier la bioturbation lombricienne dans les sols. La typologie que nous avons élaborée constitue une première étape de caractérisation qui se révèle pertinente pour diagnostiquer des changements structuraux induits ou non par les lombriciens au sein d'un profil de sol.

Nous sommes en train de tester la variabilité spatiale des faciès notamment en système viticole mais aussi sur les sites dans le cadre du RMQS Bretagne.

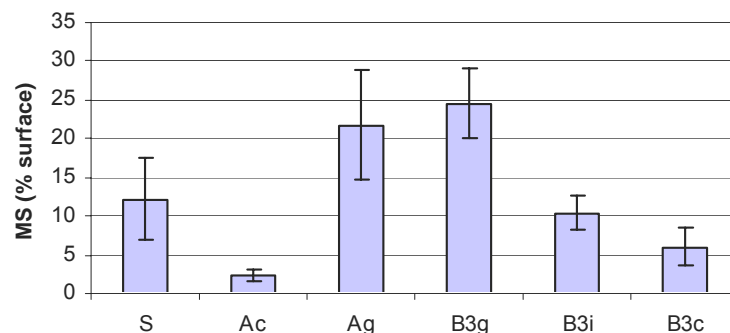


Figure 1 : Macroporosité surfacique moyenne (MS) des

Etude de la dynamique du soufre dans le sol associée à la décomposition des résidus végétaux

H. Niknahad⁽¹⁾, S. Sle Zack-Deschaumes⁽²⁾, S. Piutti⁽²⁾, J.M. Machet⁽¹⁾,
E. Benizri⁽²⁾, S. Recous⁽¹⁾

INRA UR1158, Unité d'Agronomie, Equipe Azote et Matières Organiques dans les sols, F-02007 Laon

UMR 1121 INPL(ENSAIA)-INRA Agronomie et Environnement Nancy-Colmar, F-54500 Vandoeuvre-lès-Nancy

Introduction

Le soufre est un élément essentiel pour les plantes et les animaux, dont les besoins sont équivalents à ceux du phosphore et du magnésium. Le cycle du soufre dans le système sol-plante-atmosphère est globalement proche de celui de l'azote, car les deux cycles sont fortement dépendants du renouvellement des matières organiques dans les sols. Cependant contrairement à l'azote, la minéralisation du soufre a aussi une composante biochimique associée à l'activité d'enzymes dont la régulation est affectée par la concentration en sulfate de la solution du sol (Scherer, 2001). En effet, la quasi-totalité des sulfatases sont réprimées en milieu non limitant en soufre minéral et sont exprimées en présence d'une source de soufre organique (Dodgson *et al.*, 1982 ; Kertesz *et al.*, 1993). Parmi les sulfatases microbiennes, l'arylsulfatase (arylsulfate sulphohydrolase, EC 3.1.6.1), enzyme clef dans la minéralisation du soufre, est largement présente dans les sols. Elle catalyse l'hydrolyse des esters sulfates en SO_4^{2-} en clivant la liaison O-S (Fitzgerald, 1978). Son activité est modulée par les propriétés physico-chimiques du sol et elle est impliquée dans le turn-over du soufre au sein de l'écosystème (Bandick and Dick, 1999 ; De la Paz Jimenez, 2002).

Peu de travaux font état de l'étude des dynamiques couplées du carbone, de l'azote et du soufre dans le sol. L'étude présentée a pour objectif spécifique d'étudier l'effet de la disponibilité en soufre et de l'incorporation d'un résidu sur la minéralisation nette du soufre, la taille de la communauté bactérienne fonctionnelle cultivable et l'activité arylsulfatase.

Matériels et méthodes

L'expérimentation d'incubation en laboratoire d'une durée de six mois est conduite en conditions de température et d'humidité contrôlées (20°C et 80 % de la capacité au champ). Le sol est un sol de limon (Orthic Luvisol) prélevé dans la couche 0-20 cm sur le site expérimental d'Estrées Mons (18 % Argile, 0.85 % C organique, 0.09 % N total, pH 8.2). Le résidu utilisé est constitué de tiges de colza (43 % C, 1.4 %N, 0.3% S) découpées en morceaux de 5mm, apportées au sol au taux de 1500 mg C kg⁻¹ sol. La disponibilité en soufre est déterminée par des apports initiaux de sulfate au sol (0, 20 et 50 mg S-SO₄ kg⁻¹ sol). Au cours du temps, les dynamiques de minéralisation du soufre (accumulation de sulfate), de l'azote (accumulation d'azote ammoniacal et nitrique) et du carbone (dégagement de CO₂) sont étudiées de manière concomitante par prélèvement destructif d'échantillons de sol à 0, 3, 7, 14, 28, 56, 96 et 175 jours . La biomasse microbienne C, N est déterminée par la méthode de fumigation-extraction et la biomasse S par l'utilisation du traceur ³⁵S. L'activité arylsulfatase potentielle mesurée selon la méthode de Tabatabaï et Bremner (1970) et la taille de la communauté bactérienne cultivable possédant cette activité sont également suivies.

Résultats et Discussion

Les résultats obtenus montrent peu d'effets de la disponibilité en soufre sur la minéralisation du carbone (Figure 1). L'apport de soufre influence cependant l'organisation d'azote et l'organisation de soufre, mais est sans effet sur la minéralisation nette du soufre. L'incorporation des résidus, très visible sur la dynamique du carbone et sur l'organisation d'azote minéral, n'a pas d'effet sur la minéralisation du soufre, mais augmente significativement la taille de la communauté bactérienne fonctionnelle (Figure 2).

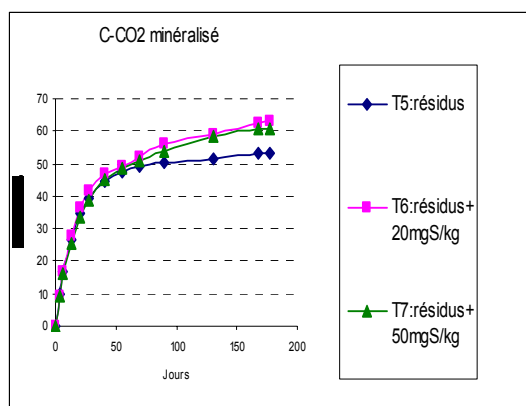


Figure 1 : Minéralisation cumulée du C apporté sous forme de résidu de tiges de colza dans les sols recevant 0, 20 et 50 mg S kg⁻¹ sol.

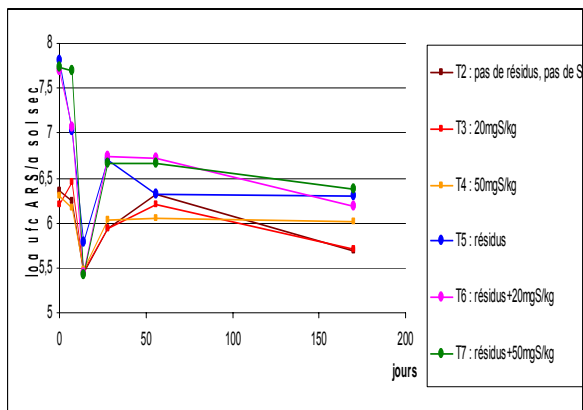


Figure 2 : Taille de la communauté bactérienne fonctionnelle en présence ou non de résidus de tiges de colza dans les sols recevant 0, 20 et 50 mg S kg⁻¹ sol.

En conclusion, pour ces différents traitements, les besoins en soufre des microorganismes sont pourvus par l'apport de soufre du résidu et la teneur en soufre initiale du sol. Cependant la disponibilité en soufre modifie le fonctionnement de la communauté microbienne et l'activité enzymatique. Ces conclusions pourraient être assez différentes dans le cas de résidus végétaux ayant des teneurs en soufre beaucoup plus faibles ($C/S > 400$) et des compositions biochimiques différentes. Ceci sera testé dans l'étape suivante.

Références

- Bandick A.K. and Dick R.P. (1999) Field management effects on soil enzyme activities. *Soil Biology & Biochemistry*. 31:1471-1479.
- De la Paz Jimenez M., De la Hora A.M., Pruzzo L. and Palma R.M. (2002) Soil quality : a new index based on microbiological and biochemical parameters. *Biology and Fertility of Soils*. 35 :302-306.
- Dodgson K.S., White G.F. and Fitzgerald J.W. (1982) *Sulfatases of Microbial Origin*. CRC Press, Boca Raton , FL.
- Fitzgerald J.W. (1978) Naturally occurring organosulfur compounds in soil. In: Nriagu J.O (Ed.), *Sulfur in the environment, part 2*. John Wiley and Sons, New York, pp: 391-443.
- Kertesz M.A. Leisinger T. and Cook A.M. (1993) Protein Induced by sulfate limitation in *Escherichia coli*, *Pseudomonas putida* and *Staphylococcus aureus*. *Journal of Bacteriology*. 175 : 1187-1190.
- Scherer.H.W.(2001)soulfur in crop production,*European journal of Agronomy*14(2001)81-111
- Tabatabaï M.A. and Bremner J.M. (1970) Factors affecting arylsulfatase activity. *Soil Science Society of American Proceedings*. 34: 225-229.

Influence des propriétés physiques et chimiques des sols sur la répartition de la pédofaune sous oliveraies de Kabylie Nord de l'Algérie.

Boudiaf Nait Kaci M.¹, Mouas Bourbia S.², Derridj A.³, Daoud Y.⁴, Benmakhlouf D.⁵ et Ould Said S.⁶.

1, 2, 5 et 6 Département des Sciences Agronomiques, Laboratoire Ressources Naturelles UMMTO. Mail mouasbsophia@yahoo.fr

3 Département des Sciences Agronomiques UMMTO. Mail aderridj@yahoo.fr

4 Laboratoire des Sciences du Sol INA El Harrach Algérie. Mail ydinal16@yahoo.fr

Introduction

Le sol forme un des écosystèmes de la biosphère le plus riche en organismes vivants. C'est un milieu biologique où se développe une activité intense, plantes, animaux et bactéries mêlent constamment leurs actions et agissent sur le sol pour un bon équilibre (Davet, 1996). Le fonctionnement global du sol fait intervenir de très nombreux paramètres d'ordre physique, chimique et biologique, ces composantes ne sont pas additives mais interactives. Il en résulte que la qualité biologique des sols peut difficilement être abordée indépendamment des autres facteurs en particulier édaphiques (Chaussod, 1996). Dans ce travail sont comparés la distribution de la pédofaune i) entre les stations ii) avec la profondeur et iii) en relation avec certaines propriétés physiques et chimiques de sols sous oliveraies.

1-Matériels et méthodes

L'échantillonnage porte sur 3 oliveraies sur substrats géologiques différenciés durant la période juillet août. La méthode du quadras (Coineau, 1974) est utilisée sur une aire de 100m² (Pesson, 1971) et qui permet de délimiter un volume de prélèvement de 9000 cm³ sur 3 niveaux de profondeur soient N0 qui représente la litière N1 de 0 à 10 cm et N2 de 10 à 20 cm. Pour l'extraction des animaux contenus dans les échantillons de sol prélevés, nous avons utilisé la méthode de Berlèse-Tullgren suivi du tri, dénombrement et de l'identification. Les analyses physiques et chimiques réalisées sont la granulométrie, l'humidité au champ, le pH, le calcaire total, le carbone et l'azote. Le traitement statistique des données consiste en une analyse en composantes principales (ACP).

2-Résultats et discussion

2-1 Répartition de la pédofaune dans les stations

Les stations ont en commun certains groupes d'animaux, par contre le nombre d'individus par groupe varie. La station de Larbaa Nath Irathen présente le nombre d'individus le plus élevé soient 489 ind./m², 311 ind./m² pour Boukhalfa et 211 ind./m² pour Fréha. Les Coléoptères dominent à Larbaa Nath Irathen et Fréha, les Diptères à Boukhalfa. Certains groupes d'animaux sont absents dans toutes les stations tels que les Collembolés et les Lombricidés et d'autres sont très peu représentés tels que les Opilions et les Chilopodes car en dessous du point de flétrissement, la plupart des animaux cherchent à s'enfouir en profondeur, ainsi dans les régions sèches telles que les régions méditerranéennes les Collembolés disparaissent chaque année pendant la période estivale (Vannier, 1970). Quant aux Lombricidés, la plupart d'entre eux ont une période de diapause en été.

2-2 Répartition verticale de la pédofaune

La majorité de la faune recensée dans les trois stations se localise au niveau N1 du sol avec 24 ind./9000 cm³ dans la station de Larbaa Nath Irathen, 12 individus/9000 cm³ dans la station de Boukhalfa et 9 individus/9000 cm³ dans la station de Freha, cela est dû à la densité des racines à ce niveau et aux bonnes conditions édaphiques. Les animaux les plus abondants sont les Coléoptères, les Diptères, les Hyménoptères, les Hétéroptères et les Diplopodes. En revanche la pédofaune se raréfie dans la litière et entre 10 et 20 cm de profondeur.

2-3 Relation entre les groupes fauniques et les facteurs édaphiques

Les Gastéropodes présentent une corrélation significative et positive avec l'humidité au champ ($r=0.637^{***}$). Ils sont abondants dans les dix premiers centimètres des sols et des litières humides et actifs effectuant des migrations en fonction de l'humidité et de la température du sol (GOBAT et *al.*, 1998). Ce groupe est bien représenté au niveau de la station de Boukhalfa où la capacité au champ est plus élevée. Les Diptères et les Gastéropodes sont significativement et positivement corrélés avec le pH ($r=0,73^{***}$ et $r=0,77^{***}$), avec le calcaire total ($r=0,88^{***}$ et $r=0,89^{***}$) et la matière organique ($r=0,66^{***}$ et $r=0,60^{***}$). Les Gastéropodes et les Diptères sont présents en plus grand nombre dans la station de Boukhalfa, soit 67 individus par mètre carré pour le premier groupe et 133 individus par mètre carré pour le deuxième groupe. Le calcaire est un facteur important pour certains groupes fauniques tels que les Escargots qui sont calcicoles, car la calcite est un constituant de base pour leur coquille (Pesson, 1971 et Bachelier, 1978).

3-Conclusion

Notre étude nous a permis de recenser treize groupes d'animaux représentés dans la majorité des stations. Les groupes les plus représentatifs sont les Coléoptères, les Diptères, les Hyménoptères et les Gastéropodes. C'est le niveau N1 (0 à 10 cm) le plus riche en population d'animaux. La répartition de certains de ces groupes d'animaux est en relation avec des propriétés du sol.

Bibliographie

- Bachelier G., 1978. La faune des sols ; son écologie et son action. Ed. O.R.S.T.M. 391 pages.
Chaussod R., 1996. La qualité biologique des sols : Evaluation et implication Ed. INRA : 261-264
Coineau Y., 1974. Introduction à l'étude des microarthropodes et de ses annexes. Ed. Doin. 117 pages
Davet P., 1996 la vie microbienne et production végétale. Ed. INRA. 367 pages
Gobat J.M., Aragno M et Matty W. 1998. Ed. Bases de la pédologie ; biologie des sols : Le sol vivant. Ed. Lausanne. 519 pages
Pesson P. 1971. La vie dans les sols. Aspects nouveaux . Etudes expérimentales. Ed. Gauthiers Villars. 417 p.
Vannier G. 1970. Réaction des microarthropodes aux variations de l'état hydrique des sols. Ed C.N.R.S. 319 p.

THEME 9 : PRODUCTIONS

COMMUNICATIONS ORALES

Respiration, minéralisation et nitrification nette des sols de 50 hêtraies du Nord Est de la France

Andrianarisoa Kasaina Sitraka¹, Zeller Bernd¹, Dambrine Etienne¹, Dupouey Jean Luc²

1: UR, INRA, *Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers*, andriana@nancy.inra.fr,
dambrine@nancy.inra.fr, zeller@nancy.inra.fr

2 : UMR, INRA-UHP, *Ecologie et écophysologie forestière*, 54280 Champenoux,
dupouey@nancy.inra.fr

Introduction

La disponibilité en azote dans les sols des hêtraies du Nord Est de la France a été caractérisée jusqu'à maintenant d'une part par des valeurs bio-indicatrices des communautés végétales à l'égard de différents facteurs écologiques (Ellenberg et al 1991) tels que l'azote, le pH, l'éclairement relatif, et le régime hydrique et d'autre part par la mesure de l'azote total dans le sol. Il a été montré qu'en 20 ans (1970-1990) sous les hêtraies du Nord Est français, il y a eu une expansion des espèces nitrophiles, accompagnée d'un enrichissement en azote dans le sol ainsi qu'une acidification et désaturation des sols (Thimonier, 1994). Il a été par la suite constaté que la croissance en hauteur des arbres est fortement liée à la disponibilité en eau (Dusquenay, 1998) mais moins liée avec la disponibilité d'azote du sol, apprécié d'après la composition de la flore n'est apparue.

Mon travail consiste à (1) étudier l'effet de la composition des sols sur la minéralisation du carbone et de l'azote à travers un large éventail de sols; (2) comprendre les relations entre minéralisation de l'azote et du carbone; (3) regarder les relations entre la minéralisation-nitrification de l'azote, la disponibilité de l'azote suggérée par la composition des communautés végétales et la croissance forestière.

Les études seront effectuées dans les hêtraies du Nord Est où une large base de données est disponible sur les caractéristiques des sols, sur la croissance des peuplements et sur la flore.

Matériels et méthodes

Cinquante placettes des hêtraies du Nord Est de la France ont été choisies. Les placettes ont été échantillonnées dans plusieurs massifs couvrant une très large gamme des conditions édaphiques allant des rendzines calcaires au podzol en passant par les sols bruns, les sols lessivés et les sols bruns acides. Le sol organo-minéral (0 à 5 cm de profondeur) a été prélevé, pesé et tamisé à 4mm

L'humidité au moment du prélèvement, la densité apparente, le pH eau, le taux de calcaire, de carbone et d'azote total ont été mesurés. La biomasse microbienne a été mesurée par fumigation et la teneur en C et N microbien a été obtenue par différence entre échantillons fumigés et non fumigés.

Une partie du sol à pF 2 et de l'humus a été mise dans des bocaux étanches en verre (1litre) pour l'incubation afin de mesurer la potentialité du sol à minéraliser et à nitrifier. L'incubation a duré 6 semaines dans une chambre climatisée à 20°C. Les bocaux ont été ouverts pendant quelques minutes tous les trois jours pour permettre l'aération. Le taux de nitrate et d'ammonium a été mesuré toutes les deux semaines par colorimétrie automatique. Au bout de cinq semaines d'incubation, la production journalière de CO₂ a été évaluée. Un flacon contenant 15ml de NaOH 1M a été introduit dans le bocal pour piéger les CO₂ produits par la respiration au cours de deux jours.

Résultats (horizons 0 – 5 cm)

La teneur en azote total des sols est liée fortement avec la teneur en carbone et la densité apparente (respectivement $r^2 = 0.93$, $r^2 = 0.81$).

La respiration des sols exprimée en quantité de CO_2 produite par jour ($\text{mg kg}^{-1}\text{j}^{-1}$) augmente avec le taux de carbone des sols. Cependant elle diffère d'un type de sol à un autre. Les sols calcaires de plaine respirent plus que les sols acides d'altitude malgré leur même teneur en carbone. Les sols bruns avec un taux de carbone plus faible respirent moins par rapport aux deux précédant. La quantité de carbone respirée est linéairement liée à l'azote microbien ($r^2 = 0.73$). Les sols calcaires respirent beaucoup avec des microorganismes riches en azote. Ramenée au stock de carbone total dans le sol, la quantité de carbone respirée est liée à l'acidité d'échange sauf pour les sols calcaires (figure 1A).

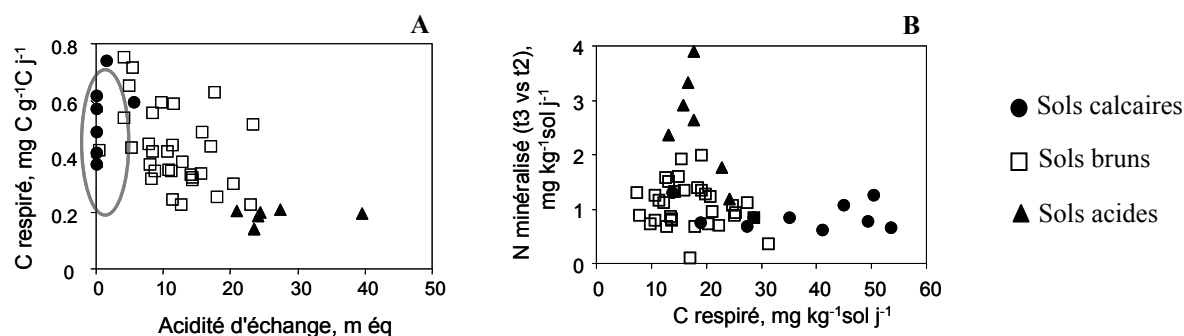


Figure 1 : Relation entre la respiration intrinsèque du Carbone et l'Acidité d'échange (A) et la minéralisation de l'azote (B) entre la 5^{ème} et 6^{ème} semaine d'incubation.

Il n'existe aucune relation entre la vitesse de minéralisation de l'azote et le stock d'azote total dans le sol ou le rapport C/N. Ramené par kilogramme de sol, la vitesse de minéralisation dans les sols calcaires est très faible. Les sols acides minéralisent beaucoup d'azote, et les sols bruns moins. Par contre si on divise la vitesse de minéralisation de l'azote par le stock d'azote dans le sol, les sols bruns dépassent les sols acides mais les sols calcaires restent au même niveau. On constate que les sols qui respirent beaucoup de carbone minéralisent peu l'azote avec un azote microbien élevé, alors que les sols qui respirent peu minéralisent beaucoup d'azote (figure 1B) avec une biomasse microbienne pauvre en azote.

Une relation négative a été trouvée entre la vitesse de nitrification de l'azote et le rapport C/N, et une relation positive avec l'indice N d'Ellenberg. Le taux de nitrification (nitrate produit/azote minéral produit) est positivement lié avec les variables caractérisant le taux de saturation du sol. Il est positivement lié avec l'indice N d'Ellenberg et négativement au rapport C/N (respectivement $r = 0.71^{***}$, $r = -0.63^{***}$).

Bref les sols calcaires minéralisent peu d'azote mais respirent beaucoup avec des microorganismes actifs riches en azote, tandis que les sols acides minéralisent beaucoup l'azote mais respirent peu.

Ces résultats seront intégrés et présentés dans un cadre conceptuel général.

Changement de l'effet des variables du sol sur la croissance du sapin (*Abies alba* Mill.) dans le massif Vosgien au cours du 20^{ème} siècle

Pinto, Paulina E.¹, Gégout Jean-Claude², Hervé Jean-Christophe³ et Dhôte Jean-François⁴

1: Pontificia Universidad Católica de Chile, Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Departamento de Ciencias Forestales, Casilla 306, Correo 22, Santiago, Chile, ppintog@uc.cl

2 : AgroParisTech-ENGREF, LERFoB UMR INRA-ENGREF 1092, 14 rue Girardet, CS 14216, 54042 Nancy cedex, gegout@engref.fr

3 : Inventaire Forestier National, Château des Barres, 45290 Nogent-sur-Vernisson, jean-christophe.herve@ifn.fr

4 : INRA, LERFoB UMR INRA-ENGREF 1092, 14 rue Girardet, CS 4216, 54042 Nancy cedex, dhote@nancy.inra.fr

Les facteurs édaphiques et climatiques qui contrôlent la croissance radiale du sapin (*Abies alba* Mill.) dans le massif Vosgien ont été analysés, ainsi que la stabilité de leurs effets au cours du 20^{ème} siècle.

Les données proviennent de 143 placettes régulièrement échantillonnées selon des gradients d'altitude et de niveau trophique des sols. Pour chaque placette, trois sapins dominants ont été carottés et la largeur des cernes a été mesurée en laboratoire. Un indice de croissance radiale (Ir, exprimé en %) a été calculé, à l'échelle du cerne, de façon à contrôler les effets âge et année de formation. La moyenne de cet indice a été calculée pour chaque arbre pour trois périodes croissantes : 1976-2000 (Ir₁₉₇₆₋₂₀₀₀), 1950-2000 (Ir₁₉₅₀₋₂₀₀₀) et 1901-2000 (Ir₁₉₀₁₋₂₀₀₀). Les relations entre les facteurs écologiques et ces indices radiaux ont été analysées par des modèles linéaires mixtes.

Pour les 25 dernières années du 20^{ème} siècle, une faible concentration des sols en aluminium et de fortes réserves en eau sont corrélées à une croissance radiale élevée (Tableau 1, modèle pour la période 1976-2000).

Tableau 1 : Coefficients des trois modèles expliquant la variation de l'indice de croissance radiale (Ir) du sapin pour trois périodes : 1976-2000; 1951-2000; 1901-2000. * $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.0001$. $R^2 = \%$ de la variance inter-placette expliquée.

Facteur	Variables du modèle	Coefficient		
		période 1976-2000 Ir ₁₉₇₆₋₂₀₀₀	période 1951-2000 Ir ₁₉₅₁₋₂₀₀₀	période 1901-2000 Ir ₁₉₀₁₋₂₀₀₀
	Coefficient	-50.88	-5.53	88.88
Nutrition	C/N			-0.97 **
	ln(AI _{B-Horizon})	-17.23 ***	-12.28 ***	-6.50 **
Eau du sol	ln(RU)	20.39 ***	20.39 ***	9.66 ***
	CU	-22.04 **	-16.80 *	-13.36 **
Clima	ETPTu	0.10 *		
Peuplement	S _D	1.75 *	1.71 **	
	N100 _{Pa}	-0.29 *		-0.13 *
R ² (%)		48.60	35.51	44.01

C/N, rapport C sur N ; RU, réserve utile ; CU indice topographique : -1, concavité ; 1, convexité ; ETP, évapotranspiration potentielle ; S_D, indice d'espacement ; N100_{Pa}, nombre d'individus de *Picea abies* dans la strate dominante.

Quand on analyse la croissance sur les 50 dernières années, l'effet significatif des variables abiotiques reste stable (Tableau 1, modèle pour la période 1951-2000). Quand l'indice radial est calculé pour l'ensemble du 20^{ème} siècle (Tableau 1, modèle pour la période 1901-2000), l'azote, représenté par le rapport C/N, montre une corrélation significative avec la croissance radiale. La Figure 1 montre comment l'indice radial change au cours du temps avec le rapport C/N. Elle permet de mettre en évidence trois périodes pendant le 20^{ème} siècle: (1) la première moitié quand la croissance radiale est faible dans les milieux pauvres en azote ($C/N > 20$) alors qu'elle est élevée dans les milieux à nutrition azotée correcte à bonne ($15 < C/N < 20$ et $C/N < 15$, respectivement) ; (2) 1946 à 1975, quand les différences de croissance entre les différents niveaux de nutrition azotée décroissent; (3) après 1976, quand les différences de croissance radiale disparaissent entre les sites à bonne et les sites à mauvaise nutrition azotée.

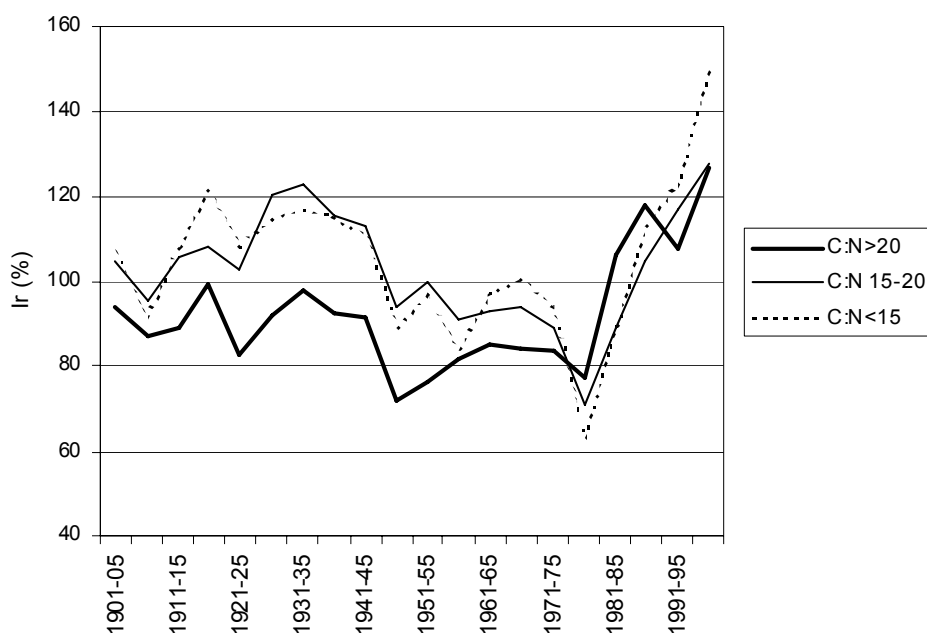


Figure 1 : Evolution, au cours du 20^{ème} siècle, de l'indice de croissance radiale Ir du Sapin pour trois niveaux de richesse azotée (faible, $C/N > 20$; moyenne, $15 < C/N < 20$; bon, $C/N < 15$).

Cette évolution de l'effet des variables écologiques au cours du 20^{ème} siècle montre que la croissance radiale du sapin était fortement corrélée à la nutrition azotée au début du siècle et à la concentration en aluminium du sol et au climat à la fin du siècle. L'azote apparaît comme un facteur limitant de la croissance radiale du sapin jusque dans les années 1970. Les phénomènes d'eutrophisation des milieux, qui se sont déroulés durant la seconde moitié du 20^{ème} siècle, semblent ensuite avoir permis d'éliminer les limitations de croissance liées à la nutrition azotée. Ces résultats confirment, pour des peuplements forestiers naturels, les effets de saturation en azote observés en conditions expérimentales.

Publication associée : Pinto P.E., Gégout J.C., Hervé J.C., Dhôte J.F., (2007) : Changes in environmental controls of *Abies alba* Mill. in the Vosges Mountains, north-eastern France, during the 20th century. *Global Ecology and Biogeography* (in press).

Installation de dispositifs pour le suivi à long terme des effets du tassement des sols forestiers consécutifs à la mécanisation des opérations sylvicoles

Alain Brêthes (1), Yves Lefèvre (2), Jacques Ranger (3), Dominique Gelhaye (3), Pauline Défossez (4), François Lévêque (5)

(1) *Office National des Forêts, Service technique et recherche, Direction territoriale Centre-Ouest, 100 Bd de La Salle, BP18, 45760 Boigny sur Bionne. alain.brethes@onf.fr*

(2) *INRA, Centre de Nancy, unité EEF, 54280 Champenoux. lefevre@nancy.inra.fr*

(3) *INRA, département EFPA, Centre de Nancy, unité Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers, 54280 Champenoux. ranger@nancy.inra.fr*

(4) *INRA Unité d'agronomie de Laon – Reims – Mons, 02007 Laon cedex. Defossez@laon.inra.fr*

(5) *Université de La Rochelle, Centre Littoral de Géophysique, 17042 La Rochelle Cedex 01. fleveque@univ-lr.fr*

Contexte :

Les travaux forestiers, entretien, éclaircie, récolte, etc., sont de nos jours réalisés avec des engins de plus en plus lourds. De ce fait, les sols forestiers sont soumis à des contraintes physiques dont les incidences sur le fonctionnement propres des sols (aération, drainage) mais aussi sur la survie des peuplements (développement des racines, respiration, parasites, etc.) sont loin d'être négligeables.

De nombreuses études ont abordé les modifications des propriétés des sols suite à ce compactage et ont montré l'importance des dégâts au sein d'une parcelle forestière. Une synthèse de ces études vient d'être réalisée par M. Lamandé et al. (2005)⁸.

Contrairement à ce qui se pratique habituellement en milieu agricole, la décompactation par travail du sol en milieu forestier n'est guère envisageable, sauf au moment d'une régénération artificielle par plantation. On ne peut compter que sur la seule restauration naturelle de la structure et de la porosité des sols. dans le cas des sols acides. Elle peut être **favorisée** par une remédiation chimique par amendement. Dans tous les cas, une telle restauration est très lente et dépend principalement du climat local, de la nature des sols (texture, charge en éléments grossiers, activité biologique), de leur état au moment de la contrainte (humidité en particulier) et de la contrainte elle-même dépendant de la charge de l'engin utilisé donc de la pression exacte supportée par le sol. Autant de paramètres qui sont le plus souvent mal connus lorsque les observations sont conduites a posteriori.

Objectifs

L'objectif de ce projet consiste à mettre en place en forêt des dispositifs expérimentaux de "qualité" destinés à être suivis sur le moyen voire le long terme.

La méthodologie proposée vise à appliquer une contrainte parfaitement mesurée sur des sols dont on connaît les caractères initiaux (texture, structure, porosité, humidité, etc.).

Ces sites seront installés sur des sols limoneux car les plus sensibles aux phénomènes de tassement et dans deux contextes d'acidité différente afin d'évaluer la restauration naturelle liée simplement aux effets du climat (gel-dégel, humectation-dessiccation) et celle dépendant de l'activité des lombricides.

⁸ Effets de l'exploitation forestière sur la qualité des sols. Mathieu Lamandé, Jacques Ranger, Yves Lefèvre. *Les dossiers forestiers*, n° 15, 131 pages.

Les sites expérimentaux

Après enquête auprès des services forestiers de l'O.N.F., deux sites ont été retenus le premier en forêt domaniale des Hauts Bois, commune de Azerailles (Meurthe et Moselle), le deuxième en forêt domaniale de Grand Pays, commune de Clermont-en-Argonne (Meuse).

Le site des Hauts-Bois : Il s'agit d'une futaie adulte bien venante de hêtre. Les sols se développent dans des limons relativement riches reposant vers 50 cm de profondeur sur des argiles à structure polyédrique grossière ou prismatique. Les traces d'hydromorphie sont peu importantes dans les horizons E et nulle à moyennement développées dans les horizons BT. Les humus sont de forme mésomull. L'activité des vers de terre est importante. Ces sols sont rattachés aux Luvisols rédoxiques.

Trois blocs de quatre modalités seront installés : plateau témoin, plateau tassé, plateau tassé puis détassé par travail du sol, plateau tassé et planté par potets travaillés.

Le site de Grand-Pays : Il s'agit d'un ancien taillis-sous-futaie à réserve de chêne sessile et de hêtre et à sous étage de charme. Comme dans le cas précédent, les sols se développent dans des limons de 40 à 75 cm d'épaisseur reposant sur des altérites argileuses de la gaize. Ces sols présentent fréquemment des traces d'hydromorphie à la base des horizons E et dans les horizons BT. Les humus sont de forme dysmull à moder. L'activité des vers de terre est très réduite. Ces sols se rattachent également aux Luvisols rédoxiques.

Seront installés trois blocs de cinq modalités : plateau témoin, plateau amendé, plateau tassé, plateau tassé et amendé, plateau tassé puis détassé par travail du sol.

Afin de s'affranchir des effets multiples que peuvent avoir les exploitations successives sur le sol et les peuplements en place, il a été choisi de conduire cette expérience dans de jeunes peuplements. Pour cela les peuplements en place ont été exploités en totalité (coupe rase) et la régénération sera conduite par plantation. Pour éviter tout dégât au sol, le débardage des bois est réalisé par la technique du câble-mât (aucun tracteur de débardage ne pénètre ainsi dans la parcelle).

Les partenaires et leur rôle dans l'expérimentation

Ce projet d'étude s'inscrit dans le programme GESSOL2 intitulé "dégradation physique des sols agricoles et forestiers liée au tassement (DST)". Il est financé en partie par le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, le Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, l'ANR, ainsi que par l'INRA, l'ONF et la Région Lorraine.

Les différentes études préalables et le suivi sont confiés aux partenaires suivants :

- INRA, Centre de Nancy : pilotage du projet, analyses préalables (Jacques Ranger, Yves Lefèvre, Dominique Gelhaye)
- INRA, Unité de Sciences du Sol, Orléans : structure des sols aux échelles macro et microscopiques (Guy Richard, Isabelle Cousin).
- INRA Unité de Sciences du Sol de Laon – Reims - Mons : Physique des déformations du sol, modélisation (Pauline Défossez et collaborateurs), structure des sols (Hubert Boizard).
- INRA UMR Ecologie des Invertébrés, Centre de Recherches d'Avignon : activité des lombriciens (Yvan Capowiez).
- Université Pierre et Marie Curie – UMR Sisyphe Ecole Polytechnique Universitaire Jussieu : prospection géophysique (Philippe Cosenza).
- Université de La Rochelle : géophysique, magnétisme (François Levêque, Vivien Mathé).
- O.N.F., département Recherche – développement, Fontainebleau : description des sols, suivi des peuplements et de la végétation (Alain Brêthes, Service de la Direction territoriale Lorraine).

Ces sites sont conçus comme des "sites atelier". Les études mentionnées ci-dessus doivent nous permettre de suivre la restauration naturelle de ces sols. Mais nous sommes ouverts à toute autre proposition de recherche s'inscrivant dans ce cadre (propositions à soumettre à J. Ranger).

Variabilité temporelle de la minéralisation potentielle de l'azote et des décomposeurs actifs le long d'une sylvoséquence de chênaie-charmaie en contexte acide

Trap Jean¹, Bureau Fabrice¹, Vincelas-Akpa Marthe¹, Chevalier Richard², Aubert Michaël¹

1: Groupe Ecodiv, UPRES-EA 1293, Faculté des Sciences, Université de Rouen F-76821 Mont Saint Aignan Cedex, jean.trap@etu.univ-rouen.fr

2 : Ecosystèmes Forestiers, Cemagref, Domaine des Barres F-45920 Nogent-sur-Vernisson, richard.chevalier@cemagref.fr

Introduction

Dans les sols forestiers acides, la dynamique de l'azote (N) a fait et fait toujours l'objet de nombreux travaux sans toutefois clarifier certaines ambiguïtés : (i) les incertitudes quant à l'identification des organismes responsables de la nitrification, (ii) les incertitudes quant à l'impact des paramètres abiotiques sur l'efficacité des processus de minéralisation et de nitrification, ou encore (iii) la méconnaissance de l'impact des interactions biotiques entre les différents organismes décomposeurs. A ces incertitudes s'ajoute celle de la variabilité temporelle à l'échelle de la rotation forestière, e.g. les facteurs potentiellement impliqués dans le contrôle de ces processus sont susceptibles de varier le long du développement sylvicole et d'affecter la dynamique de l'N différemment selon l'âge des peuplements.

Dans ce contexte, les principaux objectifs de notre étude sont de (i) caractériser les patrons de variations de la minéralisation et de la nitrification potentielles (respectivement MPN et NP), (ii) identifier les principaux nitrifiants et (ii) déterminer les facteurs susceptible d'être impliqués dans le contrôle de ces processus le long d'une chronoséquence de 100 ans d'une charmaie traitée en futaie régulière sur sol acide. Pour cela, une approche synchronique a été utilisée afin de reconstituer une chronoséquence empirique, ainsi que la méthode d'incubation aérobie *ex situ* couplée avec des inhibiteurs sélectifs (Hart et al., 1994).

Matériels et méthodes

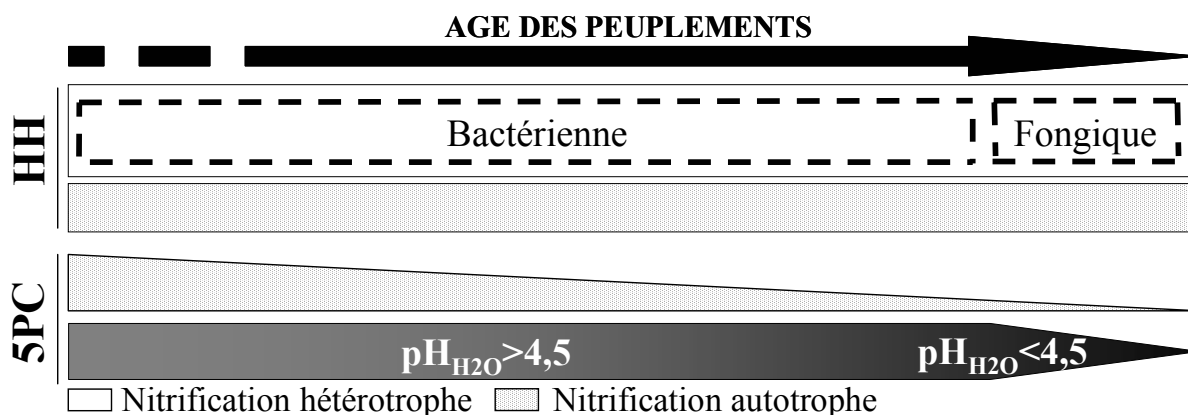
L'étude a été réalisée au sein du massif forestier domanial de Montargis où 12 parcelles de 21 à 99 ans ont été sélectionnées afin de reconstituer une sylvoséquence de 100 ans. Au centre de chaque parcelle, les horizons holorganiques (HH) et les cinq premiers centimètres du solum (5PC) ont été séparément prélevés et incubés à 28°C pendant 28 jours à l'obscurité. La MPN et NP ont été déterminés d'après Hart et al. (1994).

Deux inhibiteurs sélectifs ont été utilisés durant l'incubation afin d'identifier les nitrifiants actifs, i.e. l'acétylène et le captan (fongicide à large spectre). Le traitement à l'acétylène permet d'inhiber la nitrification autotrophe alors que celui au captan joint à l'acétylène permet d'inhiber d'une part, toutes activités fongiques, et d'autre part, la nitrification autotrophe, accédant ainsi à l'activité des bactéries hétérotrophes. Aussi, pour chaque échantillon, les concentrations initiales en C et N organiques dissous (COD et NOD, respectivement), la biomasse fongique et microbienne ont été déterminées. Pour les 5PC, les concentrations en C et N total, en phosphore, le C/N, la matière organique (MO), le pH, la CEC et de nombreux cations (Ca, Mg, K, Mn, Na, Al, Fe) ont également été mesurés.

Résultats - Discussion

Alors que la NP diminue progressivement dans les deux horizons, la MPN varie le long de la chronoséquence avec des valeurs maximales mesurées dans les HH des stades matures. Dans ces horizons, les inhibiteurs sélectifs ont mis en évidence une NP autotrophe et hétérotrophe bactérienne, excepté pour les stades matures où les champignons sont actifs. A l'opposé, le traitement à l'acétylène révèle la nature exclusivement autotrophe de la NP dans les 5PC. Les résultats nous permettent de confirmer l'hypothèse d'une ségrégation verticale et temporelle des nitrifiants (cf. figure) avancée en 2000 par Laverman et al.

A l'exception du pH et de la disponibilité du C total et du NOD, peu de facteurs semblent être impliqués dans le contrôle de la dynamique de l'N. Au regard du développement de Moder avec l'âge des peuplements, la MPN a pu être favorisée par l'abondance de MO fines présentes dans les horizons OH, principale source de NOD. Limitant la disponibilité des ions ammoniacs, la baisse du pH (0,6 unité) à partir des stades âgés de 41 ans peut être responsable de la chute de la NP autotrophe dans les 5PC. Outre le pH, la quantité et la qualité du COD peuvent également inhiber la NP autotrophe, soit par (i) allélopathie : de fortes teneurs en métabolites secondaires récalcitrants provenant de la MO fine des OH inhibent directement l'activité nitrifiante des organismes autotrophes, soit par (ii) compétition : une haute qualité du COD fournit un meilleur substrat pour les organismes hétérotrophes, augmentant leur demande en N minéral et leur compétition vis-à-vis des bactéries autotrophes (Strauss and Lamberti, 2002).



Références

- Hart, S.C., Stark, J.M., Davidson, E.A., Firestone, M.K., 1994. Nitrogen mineralization, immobilization, and nitrification. In: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (Eds.), *Methods of soil analysis part II: Microbiological and Biochemical Properties*. Soil Science Society of America, Madison, pp. 985-1017.
- Laverman, A.M., Zoomer, H.R., van Verseveld, H.W., Verhoef, H.A., 2000. Temporal and spatial variation of nitrogen transformations in a coniferous forest soil. *Soil Biology & Biochemistry* 32, 1661-1670.
- Strauss, E.A., Lamberti, G.A., 2002. Effect of dissolved organic carbon quality on microbial decomposition and nitrification rates in stream sediments. *Freshwater Biology* 47, 65-74.

Identification des paramètres de modèles de transfert hydrique dans le sol sous plantations d'Eucalyptus dans la région de Pointe-Noire (Congo).

Dieudonne Guy Moukandi-Nkaya¹, Philippe Deleporte², Rachid Ababou³,

¹.ERMEMP-ENSP, Université Marien Ngouabi, BP 69 Brazzaville, République du Congo, guymoukandi@yahoo.fr

². UR2PI/ CIRAD-Forêt, BP 1291 Pointe-Noire, République du Congo, deleporte@cirad.fr

³.IMFT, Institut de Mécanique des Fluides de Toulouse, Allée Camille Soula, 31400 Toulouse, France ababou@imft.fr

Introduction

Les sols *Ferralsic Arenosols* de la région de Pointe-Noire montrent une alternance des sédiments sableux (sols acides très sableux, de profondeur très importante parfois localement podzolisé lié à la formation de la série de cirques). Ces sols présentent une teneur en matière organique inférieure ou égale à 1 %, une texture sableuse (80 à 90 % de sable), avec une teneur en argile d'environ 7 % dans les 30 premiers centimètres supérieurs qui augmente faiblement en profondeur. La proportion de limons reste inférieure à 4 % quel que soit l'horizon considéré. Les sables grossiers et fins représentent en profondeur 82 à 90 % de la masse du sol (Jamet, 1975 cité par Moukandi-Nkaya, 2005). Dans ces sols se pose le problème d'estimation des flux d'eau et de la lixiviation d'éléments minéraux. Ces flux, très importants, pourraient conduire à d'importantes pertes d'éléments minéraux en profondeur. Ceci pourrait, d'une part, provoquer des pollutions de la nappe par des intrants de type engrais azotés ou herbicides, et d'autre part, cela pourrait limiter les ressources hydriques de ces sols et donc réduire la recharge des aquifères. Une bonne connaissance du comportement du sol vis-à-vis de l'eau apparaît comme importante pour une gestion durable de ces écosystèmes.

Les modèles mécanistes ou hydrodynamiques, basés sur la loi de Darcy généralisée au cas du régime variablement saturé, sont très pratiques pour quantifier le bilan hydrique évolutif d'un écosystème sol-plante, ce qui conduit en parallèle (i) à estimer les paramètres des modèles de transferts d'eau dans le sol à partir d'observations *in situ* et à l'aide d'un logiciel HYDRUS 1D version 3.00 (Simunek *et al.*, 2005) en utilisant soit la relation $h(\theta)$ ou $k(\theta)$ ou encore $k(h)$; (ii) à simuler au cours du temps l'évolution de l'humidité du sol et des flux d'eau.

Méthodes et modélisation

Afin d'identifier les propriétés hydrodynamiques du sol, il est nécessaire à la fois de mesurer la teneur en eau θ et le potentiel hydrique h . Ce couple $\theta(h)$ permet ainsi d'établir pour chaque couche de sol la courbe de rétention du sol (fig.1) et de déterminer l'évolution de la conductivité hydraulique. Ainsi, des expériences de drainage interne *in situ* ont été effectuées à l'échelle de la parcelle (Moukandi-Nkaya, 2005).

1. Equation de Richard

Cette équation (1) est à la base du fonctionnement hydraulique des sols puisqu'elle établit une relation entre l'humidité du sol $\theta[m^3.m^{-3}]$, le potentiel hydrique $h[m]$ et la conductivité hydraulique $K[m.s^{-1}]$,

$$(1) \quad \left[\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K(\theta) \left(\frac{\partial h}{\partial z} - 1 \right) \right] \right] \quad (1bis) \quad \left[C(h) \frac{\partial (h)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K(h) \left(\frac{\partial h}{\partial z} - 1 \right) \right] \right]$$

avec : t = temps

z = profondeur (augmentant vers le bas).

2. Equation de van Genuchten

Le modèle $\theta(h)$ de *van Genuchten* (2) est utilisé pour clore l'équation (1). Ce modèle relie de façon paramétrique l'humidité volumique (θ) et le potentiel hydrique (h) du sol. Ce

modèle est complété par le modèle de Mualem qui permet de prédire analytiquement la relation $K(\theta)$ et $K(h)$ à partir de la connaissance de $\theta(h)$: équation (2bis).

$$(2) \quad \theta(h) = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{\left[1 + (\alpha h)^n\right]^m} \quad (2bis) \quad K(\theta) = K_s \left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}\right)^i \left[1 - \left(1 - \left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}\right)^{\frac{1}{m}}\right)^2\right]^2$$

θ_r = humidité volumique résiduelle ;

θ_s = humidité volumique à saturation,

α = paramètre de forme analogue à l'inverse d'une hauteur capillaire [m^{-1}]

n et m = paramètres de forme adimensionnels (exposants)

Pour le paramètre m , le modèle de Mualem (1976) [$m=1-1/n$] a été utilisée. Il n'a pas été tenu compte d'éventuels phénomènes d'hystérésis car dans les sols sableux, ils sont négligeables.

Résultats

La relation entre h et θ mesurée expérimentalement est représentée graphiquement par une courbe caractéristique de l'humidité du sol avec une très bonne simulation (fig. 1). A partir de ces données mesurées, les paramètres de transfert hydrique dans le sol (θ_r , θ_s , α , n et m) de la formule mathématique de van Genuchten sont estimés (tableau I et II) par ajustement à chaque profondeur et pour différentes plantations (Plantation R0013A et R0013B) avec le logiciel *HYDRUS 1D*.

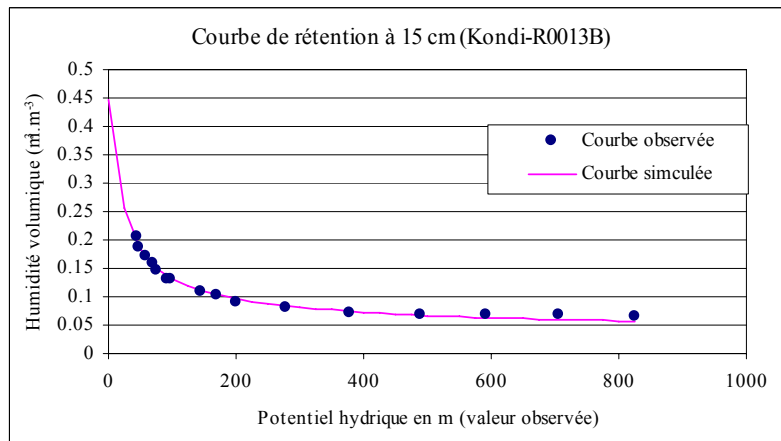


Figure 1: Exemple de la courbe de rétention d'une couche en milieu non saturé (Pointe-Noire)

ROO13A	Profondeur (cm)			
Paramètres	15	50	100	200
θ_r ($m^3.m^{-3}$)	0.023	0.026	0.040	0.064
θ_s ($m^3.m^{-3}$)	0.446	0.436	0.410	0.360
α (m^{-1})	3.418	3.861	4.565	5.036
n	1.767	1.641	1.603	1.539
K_s ($m.j^{-1}$)	373.7	200.2	66.5	45.3

ROO13B	Profondeur (cm)			
Paramètres	15	50	100	200
θ_r ($m^3.m^{-3}$)	0.029	0.031	0.036	0.054
θ_s ($m^3.m^{-3}$)	0.446	0.436	0.390	0.361
α (m^{-1})	13.513	9.781	3.826	5.828
n	1.741	2.015	2.357	1.877
K_s ($m.j^{-1}$)	350.2	62.2	45.9	29.3

Tableau I et II : Paramètres hydrauliques dans les sols de deux plantations distants de 20 mètres

Conclusion et perspectives

Les résultats montrent que les caractéristiques hydrodynamiques varient d'une parcelle à une autre et avec la profondeur ; cette variation est due aux différences de porosité imputables aux variations de texture, de taux de matière organique et de la connectivité et de l'arrangement de l'espace poral.

Cette étude sera étendue en perspectives de modélisation en milieu hétérogène verticalement et horizontalement ; modélisation couplée sol/nappe (le couplage hydraulique se faisant par les flux de drainage profond, d'une part, et l'évapotranspiration d'autre part).

Maîtrise de la salinité des sols marginaux irrigués par les eaux saumâtres dans la région d'El Hicha (Sud tunisien)

Gaaloul Noureddine¹, Grira Mohamed², Slim Najet³, Nasr Hafedh¹

1: Chercheur à l'Institut National des Recherches en Génie Rural Eaux et Forêts, Rue Hédi Karray B.P.10 – 2080 Ariana – Tunisie. E-mail : gaaloul.noureddine@iresa.agrinet.tn

2: Ingénieur en chef au Commissariat Régional de Développement Agricoles de Gabès

3: Professeur à la faculté des Sciences de Tunis

Introduction

Les recherches menées en Tunisie dans le domaine de l'utilisation des eaux saumâtres, la salinisation des sols (UNESCO, 1970) et les expériences de Novikoff en Tunisie en 1946 sur l'utilisation des eaux salées ont montré qu'il est possible d'utiliser des eaux moyennement salines en irrigation sans risques majeurs, en respectant certaines règles de gestion des eaux et du sol. Ces travaux ont notamment permis de formuler, dans les conditions culturales et à l'échelle agricole, les règles d'utilisation de ces eaux. Il n'en demeure pas moins que ces règles ne sont pas toujours respectées, d'où une salinisation progressive.

Le sud tunisien est caractérisé par une culture connue comme étant très tolérante au sel et à l'hydromorphie, en l'occurrence le palmier, un sol assez filtrant mais à teneur élevée en gypse et des eaux dont la composition géochimique est dominée par les sulfates. La présence du gypse sous forme soluble ou précipitée influence la géochimie des eaux et le transfert des solutions (croûtes ou encroûtement gypseux).

Matériels et résultats

La région d'El Hicha fait partie de la zone littorale du Gouvernorat de Gabès. Elle est située à environ 35 Km au Nord de la ville de Gabès, sur la route GP1 vers Tunis. La zone du projet se localise à droite du GP1 et de la voie ferrée, après Oued Akarit d'environ 3 Km. El Hicha est limité au Nord par Sbih et Bou Said, à l'Est par le Golf de Gabès, à l'Ouest par Djebel Er Roumana et Ouali et au Sud par Oued Akarit .

Au point de vue climatique, elle appartient à l'étage aride, caractérisé par une faible pluviométrie moyenne annuelle de 164,5 mm/an très variable d'une année à l'autre, un hiver relativement doux et un été chaud et sec, une sécheresse estivale très prononcée, des vents assez fréquents peu violents, provenant surtout de la mer et un bilan d'eau très déficitaire.

La nappe phréatique d'El Hicha est située dans les horizons sableux de la partie supérieure du Mio-Pliocène ou de la base du Plio-Villafranchien. Les formations aquifères sont représentées par des sables fins fréquemment argileux. Elle a une profondeur moyenne de 20 m avec une salinité moyenne de 5,5 g/L. La carte piézométrique est encadrée par les isopièzes + 30 m en amont et + 10 m au niveau du littoral. Le sens d'écoulement est Sud Ouest-Nord Est. La température des eaux des puits de surface varie entre 15 et 25°C .

La nappe profonde d'El Hicha se trouve dans les formations sableuses d'âge miocène. Le débit artésien est de 40,0 L/s. Le niveau piézométrique de la nappe se maintient à + 0,5 m au-dessus du sol. L'écoulement principal est Nord-Sud en direction du littoral et d'Oued Akarit. La température des eaux des forages varie entre 20 et 25°C.

Les résultats des analyses chimiques des éléments majeurs, des eaux souterraines de la région d'El Hicha pour la campagne (mai 2004) ont montré que les eaux de l'Oued Akarit sont caractérisées par un pH de 8,02, une conductivité électrique de 9,85 mmho/cm et une salinité de 6,85 g/L.

Les eaux de la nappe phréatique d'El Hicha sont caractérisées par un pH très peu variable compris entre 7,85 et 8,04. La conductivité électrique est de 8,36 à 8,66 mmho/cm. Le résidu sec varie de 5,9 à 6 g/L.

Les eaux de la nappe profonde d'El Hicha sont représentées par deux forages (El Hicha-Chaal et El Ajaira) qui ont respectivement un pH de 7,87 dans le centre et 7,95 au Nord-Ouest du site expérimental. La conductivité électrique varie de 7,77 à 8,10 mmho/cm. Le gradient de la salinité de la nappe profonde est légèrement plus salé au Nord, elle est de 5,85 g/L dans le forage d'El Ajaira et 5,60 g/L dans le forage d'El Hicha Chaal. Les eaux de la nappe profonde se caractérisent par l'abondance de sulfate et de chlorure de sodium.

La caractérisation morphologique des sols a été identifiée par dix profils de 4 mètres de profondeur effectués à l'aide d'une tarière. Les dix profils pédologiques présentent une grande homogénéité de point de vue nature, présence et succession verticale des matériaux et une légère variation latérale des épaisseurs des différents horizons des sols.

Les sols d'El Hicha sont formés sur une série de matériaux gypseux qui servent de substratum sur lequel reposent des alluvions sableuses et sablo-limoneuses. L'ensemble des matériaux gypseux et des alluvions repose sur des formations sableuses épaisses. Les types de sols rencontrés sont des sols calcimagnésiques gypseux à croûte de nappe, des sols peu évolués d'apport alluvial sur croûte gypseuse et des sols halomorphes sur croûtes gypseuses.

Les accumulations gypseuses constituent le trait principal de ces sols. Il s'agit d'un empilement de niveaux gypseux variés. Elles sont formées de haut en bas par une accumulation gypseuse épaisse compacte de structure massive de faible porosité de couleur beige blanchâtre ; une deuxième croûte gypseuse assez épaisse très compacte de structure massive de faible porosité de couleur beige grisâtre et enfin un deuxième niveau gypseux formé de gros cristaux de gypse soudés formant ainsi des "roses de sable".

Le gradient de salinité des sols varie de l'Ouest (moins salé) vers l'Est (plus salé). Cette variation latérale de la salinité des sols est due à la profondeur de la croûte gypseuse qui est faible du côté Est et au mode de gestion d'irrigation : les parcelles situées à l'Ouest les plus proches des points d'eau, ce qui permet un bon lessivage des sels.

Conclusions

Les ressources en eaux dans la région d'El Hicha et les zones environnantes se limitent à la présence d'une nappe logée dans les formations sableuses assez étendues et facilement captive. Mais malgré l'importance quantitative de ces ressources, leur exploitation est restée très réduite à cause de la salinité relativement élevée de ces eaux.

Les ressources en sols de la région d'El Hicha sont fortement marquées par la dominance des accumulations gypseuses qui se présentent sous forme d'épaisses croûtes et encroûtements, de sables et d'éléments cristallisés. Les accumulations gypseuses sont rencontrées, soit en surface, soit plus ou moins profondes sous forme de croûte de nappe et recouvertes par des alluvions fluviales ou éoliennes.

L'irrigation des sols salés par des eaux légèrement salées conduit au lessivage progressif des sels, si la perméabilité des sols le permet et si les sols sont suffisamment profonds ce qui fait écarter tout risque de remontée de nappe et par conséquent des sels.

La variation spatiale de la salinité dans les différentes parcelles montre que celle-ci est fonction du mode d'irrigation appliqué, de la date de la mise en eau, de la dose d'eau appliquée, des propriétés physiques des sols et des espèces végétales qui y sont cultivées.

L'utilisation des eaux salines pour l'irrigation cumule les difficultés de l'irrigation en général et celle de l'utilisation des terres salines, en y ajoutant les inconvénients du maintien de la salure dans ces terres à cause des apports salins de l'eau.

Etude de la performance de la spectroscopie proche infrarouge pour la mesure de caractéristiques du sol nécessaires au conseil de fumure
Génot Valérie¹, Colinet Gilles¹, Dardenne Pierre², Bah Billo¹, Legrain Xavier¹, Bock Laurent¹

1 : Laboratoire de Géopédologie, Unité Sol-Ecologie-Territoire, FUSAGx, Passage des déportés2, B-5030 Gembloux (Belgique), genot.v@fsagx.ac.be

2 : Département Qualité, CRA-W, Chaussée de Namur 24, B-5030 Gembloux (Belgique)

Introduction

Cette étude s'intègre dans le développement d'un outil d'aide à la décision pour le diagnostic agronomique et le conseil de fumure personnalisé en Région wallonne. Une des principales lacunes du système actuel réside dans la quasi-absence de mesures de la texture et de la capacité d'échange cationique (CEC) des échantillons, obligeant ainsi à une estimation par des moyennes régionales. Ceci affecte alors la pertinence du diagnostic agronomique sur la parcelle.

Les défauts des méthodes classiques de détermination de ces paramètres - coût en argent et en temps et consommation de réactifs potentiellement nuisibles pour l'environnement - combinés à un manque de sensibilisation des agriculteurs wallons à l'importance de leur connaissance, expliquent ce manque de mesures. Une des voies pressenties pour pallier cette lacune est l'utilisation de la spectroscopie proche infrarouge (SPIR). En effet, il s'agit d'une méthode rapide, non destructive de l'échantillon, non consommatrice de réactifs et qui offre la possibilité de quantifier plusieurs analytes simultanément.

L'objet de cette étude est donc de tester la faisabilité de cette technique pour une application aux sols agricoles wallons.

Matériels et méthodes

Avant son utilisation proprement-dite, la SPIR demande la mise en place d'une phase de calibrage. La justesse des valeurs obtenues en routine pour les paramètres et le territoire retenus dépend directement de la qualité des modèles prédictifs construits.

L'étude s'est donc déroulée en deux phases : (1) une analyse de la diversité des sols agricoles wallons sur base de documents cartographiques et de bases de données existantes et (2) la comparaison des performances de la SPIR sur un lot d'échantillons représentatif de cette diversité. Les paramètres étudiés ont été la CEC, les taux d'argile et de carbone organique total (COT).

L'analyse de la diversité des sols wallons a été effectuée par une stratification du territoire, selon des critères essentiellement pédopaysagers, et par une analyse de la signification fonctionnelle des unités de l'espace ainsi définies pour les paramètres étudiés. Les critères de stratification étudiés sont d'ordre pédologique (nature des matériaux parentaux, texture, type de développement de profil), géographique (climats) et relatifs au relief et à l'occupation du sol. L'objectif est de définir, pour chacun des paramètres, des familles pédologiques au sein desquelles la variabilité est minimale et entre lesquelles elle est maximale.

Suite à cette approche, un lot d'échantillons (N=946), représentatif de la diversité wallonne, a été analysé par SPIR et selon des méthodes conventionnelles, respectivement Metson, hydromètre à chaîne et Springler-Klee.

La construction des modèles prédictifs s'est basée sur (1) une approche globale, (2) une approche locale selon des critères de ressemblance spectrale et (3) une approche typologique locale. Ces trois approches peuvent se caractériser comme suit :

(1) Dans l'approche globale, l'ensemble de la base de données spectrales sert à la construction du modèle. Une régression de type PLS a été appliquée sur le jeu de données et

différents pré-traitements ont été testés de manière à sélectionner le modèle donnant les meilleurs résultats. La validation est à la fois interne (validation croisée, 10 groupes) et externe (sélection aléatoire de 100 échantillons constituant le lot de validation).

(2) Dans les méthodes locales, le lot d'échantillons est divisé aléatoirement en un lot destiné au calibrage (846 échantillons) et un jeu de 100 spectres constituant le lot de validation. Un modèle prédictif est établi pour chaque échantillon à prédire en sélectionnant parmi la base de données spectrales les spectres les mieux corrélés.

(3) Dans l'approche typologique, un modèle prédictif est calculé par famille pédologique définie lorsque le nombre d'échantillons y est suffisant. Le modèle est également élaboré par régression PLS.

Les spectres SPIR ont été saisis au moyen d'un FOSS NIR SYSTEM 5000 sur la gamme de 1100 à 2500 nm, par pas de deux longueurs d'onde, soit 700 données par échantillon. Chaque échantillon a fait l'objet de deux mesures. Les différents modèles testés ont été comparés sur base du r^2 , du RMSECV (erreur résiduelle de prédiction) et du RPD (rapport entre la déviation standard du lot de calibrage pour le paramètre et le RMSECV).

Résultats, discussion et conclusion

Pour chacun des paramètres, la gamme de variation couverte par le lot de calibrage d'environ 800 données, après suppression des données suspectes et aberrantes, est suffisamment large pour représenter la majorité des situations rencontrées en Région wallonne.

La méthode globale, avec un pré-traitement particulier à chacun des paramètres, donne une qualité de prédiction très honorable, similaire à ou meilleure que celle relevée dans la bibliographie (tableau 1).

Ces modèles prédictifs sont améliorés (entre 20 et 50% de gain selon les paramètres) par l'application d'une régression locale (tableau 1). Environ 75% des échantillons peuvent être analysés par cette voie. Ce nombre pourra être augmenté en affinant la procédure, notamment en procédant par itérations successives en considérant des coefficients de corrélations décroissants entre les spectres constitutifs du modèle.

Le développement d'équations de calibrage par familles pédologiques, plus homogènes pour les éléments étudiés, permet d'augmenter encore la qualité des modèles en s'approchant de l'exactitude obtenue selon les méthodes de référence (tableau 1). Seuls les échantillons assignés aux quelques familles suffisamment représentées dans notre bases de données spectrales peuvent être prédits selon cette approche. Pour pouvoir être utilisé plus largement, un échantillonnage complémentaire devrait donc être effectué pour disposer d'un nombre suffisant de données au sein de chacune des familles de sol.

Tableau 1 : Résultats des différents modèles de prédiction pour les taux d'argile et de COT et la CEC.

	Argile (%)			COT (%)			CEC (meq/100g)		
	Globale	Locale ¹	Fam (i)	Globale	Locale ¹	Fam (ii)	Globale	Locale ¹	Fam (iii)
Nbr d'échantillons	839	839	125	842	842	193	929	929	117
Moyenne	20.8	20.8	18.5	1.62	1.62	1.34	13.2	13.2	12.8
Amplitude	1.5-70.6	1.5-70.6		0.1-21.6	0.1-21.6		0.6-91.6	0.6-91.6	
RMSECV (%)	5.0	4.0	2.0	0.6	0.3	0.2	3.3	2.2	1.1
R ² _p	0.66	0.78	0.72	0.87	0.83	0.61	0.60	0.74	0.64
RPD	1.71	2.15	1.88	2.81	4.79	1.62	1.58	2.43	1.66

Famille (i) : Horizon A – sol des plateaux et des pentes – texture A

Famille (ii) : Terre de culture – horizon A

Famille (iii) : Terre de culture – horizon A – sol des plateaux et des pentes – texture A

1- Environ 75% des échantillons prédits

Ces premiers résultats permettent d'envisager, dans un futur proche, l'intégration de la CEC au menu des analyses de terre grâce à l'utilisation de la SPIR, ce qui, dans le cadre de l'affinement du conseil de fumure représente une avancée importante.

THEME 9 : PRODUCTIONS

AFFICHES

Agriculture durable en cuvette congolaise : effets d'applications continues des mulches d'*Azolla pinnata* et de *Paspalum notatum* sur les propriétés chimiques du sol sous culture continue de riz pluvial à Kisangani, R D Congo.

Sylvain Solia, Pierre Mambani et Ferdinand Kombélé

1. Département de science du sol, Faculté d'Agronomie de Yangambi, B.P. 1232 KISANGANI et 28 YANGAMBI. E-mail : sylvainsolia@yahoo.fr ; meneaf@yahoo.fr

Introduction

Les sols de la cuvette centrale congolaise font état de beaucoup de contraintes à la production agricole. Parmi celles-ci, il faut citer la pauvreté en éléments nutritifs disponibles pour les plantes et la fertilité fugace comme handicaps majeurs.

En effet, la pluviosité intense évacue une grande partie de produits d'altération des roches et de décomposition de la matière organique par drainage. Cette évacuation crée dans le sol des conditions acides ayant un effet dépressif rapide sur les rendements d cultures (Kombele, 2004 ; Mambani, 2002) condamnant les agriculteurs au nomadisme cultural qui cause la déforestation. Pour lutter contre ces méfaits, plusieurs techniques prometteuses sont déjà en application, dont l'utilisation des fumures organiques sous forme de mulch.

Le but de ce travail était d'évaluer les effets d'applications continues des mulches d'*Azolla* et de *Paspalum notatum* sur les propriétés chimiques du sol sous la culture du riz pluvial. Cette évacuation doit permettre de déterminer la source et la quantité d'éléments chimiques susceptibles d'être utilisés directement par la plante pour une agriculture durable dans les tropiques humides.

Matériels et méthodes

Matériels

Les biomasses d'*Azolla pinnata* et de *Paspalum notatum* ont été utilisées comme mulches, tandis que la variété locale de riz (*Oryza sativa* L.) « LIOTO » a servi de plante-test. La fiche technique succincte de cette dernière se présente comme suit : Rendement en grains : 2,8 t/ha ; cycle végétatif du semis à l'épiaison : 80 jours ; cycle végétatif total : 104 jours ; hauteur finale : 136 cm.

Méthodes

Après défrichage, il a été procédé au réaménagement des parcelles de 6 m x 2,5 m (soit 15 m²) qui ont été ensuite piquetées et labourées à la houe à 30 cm à raison de profondeur. Le semis a été fait directement au champ, aux écartements de 20 cm x 20 cm à raison de 7 grains / poquet. Le poids total de semence utilisée était de 500g. Après la levée, il a été procédé au regarnissage des vides et au démariage pour ne garder que 4 plantules / poquet.

Les traitements appliqués ont consisté en l'épandage des biomasses d'*Azolla* et de *Paspalum* à la surface du sol comme mulches aux doses de 3 et 6 t/ha de matière sèche. Les parcelles non amendées à l'*Azolla* et *Paspalum* ont servi de témoin afin d'apprécier les effets de traitement appliqués sur les propriétés chimiques du sol et la plante-test. Les parcelles ont été randomisées dans trois blocs complets.

Les échantillons du sol étaient prélevés avant la mise en place de la culture et à la fin de sa croissance végétative. Des diagonales étaient pour cela tracées dans chaque parcelle expérimentale ; les prélèvements étaient opérés à l'aide de la tanière à la profondeur de 0-30

cm en suivant les diagonales. Un échantillon composite par parcelle était constitué en mélangeant les sols ainsi prélevés. Les échantillons de sol obtenus ont été ramenés au laboratoire, séchés à l'air libre et à l'ombre, légèrement écrasés après séchage tamisés sur crible de 2 mm et conservés pour les analyses.

Les méthodes d'analyses utilisées sont celles mises au point par : Bray et Wenllite (1971) pour déterminer les bases inéchangeables ; les pH à l'eau et au KCl ont été déterminés à l'électrode en verre ; l'azote du sol par la méthode Kjeldhal décrite par Juo (1981) et Walkey et Black (1971)

Présentation des résultats

Le mulch d'*Azolla* améliore peu le taux de la matière organique du sol car son arrière effet amène un effet dépressif sur celle-ci. Il améliore par contre mieux la teneur en azote du sol que le mulch de *Paspalum* ainsi que le taux de saturation en bases :

L'application continue de deux mulches améliore particulièrement et sensiblement ce taux de bases échangeables.

Le mulch de *Paspalum* s'avère particulièrement efficace pour l'élévation du taux de carbone du sol et sa saturation en bases échangeables. Ceci a pour conséquence la réduction de l'acidité actuelle du sol, donc de l'élévation de son pH à l'eau.

Les différences positives $pH_{eau} - pH_{KCl}$ confirment l'augmentation de la capacité d'échange cationique du sol par le mulch de *Paspalum* mieux que celui d'*Azolla*.

Les traitements n'ont pas occasionnés des différences significatives sur la réponse de la culture pour les paramètres organiques observés. Cependant, les données numériques donnent l'avantage au mulch d'*Azolla* sur celui de *Paspalum* en ce qui concerne le rendement en paddy. On peut en déduire que l'azote du sol est un facteur édaphique hiérarchiquement plus important que le taux de carbone dans la culture du riz pluvial.

Conclusion

L'étude a été menée dans l'optique de la sédentarisation de l'agriculture sous les tropiques humides. Les résultats obtenus ont montré que les applications continues de mulches de *Paspalum* et d'*Azolla* améliorent sensiblement le taux des bases échangeables.

Le mulch de *Paspalum* s'est avéré particulièrement efficace pour l'élévation du taux de carbone du sol.

Les différences $pH_{eau} - pH_{KCl}$ confirment l'augmentation de la capacité d'échange cationique du sol par le mulch de *Paspalum* mieux que celui d'*Azolla*. Ce dernier a montré plus d'impact que celui du *Paspalum* sur la réponse de la culture en ce qui concerne le rendement en paddy.

Cette culture doit se poursuivre sur d'autres cultures vivrières pratiquées par les paysans en tenant compte de leur rentabilité économique de la production à la commercialisation. Cela devra rassurer les paysans à adopter la sédentarisation de l'agriculture sous les tropiques humides.

Bibliographies

- Juo, A.S.R, 1981. Analyses des prélèvements pédologiques et végétaux. ITA Ibadan.
Kombele, B, 2004. Diagnostic de la fertilité des sols dans la cuvette centrale congolaise : cas des séries yangambi et yakonde. Thèse de doctorat, Fac. Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux, Belgique, 421 pages.
Mambani, B, 2002. Cours de techniques de conservation et d'amélioration du sol. Inédit. IFA – Yangambi. RDC.

Détermination des propriétés hydriques de quelques sols de Kisangani, RDCongo.

Sylvain ALONGO, Pierre MAMBANI et Ferdinand KOMBELE¹

Département de Science du Sol, Faculté d'Agronomie de Yangambi, B.P. 1232 Kisangani et 28 Yangambi, RDCongo.

Mels : sylvainalongo@yahoo.fr, meneaf@yahoo.fr

Introduction

La production agricole est très dépendante des ressources hydriques du sol, ainsi que de son utilisation et aménagement rationnels.

On estime qu'à elle seule, l'eau contrôle plus de 80% de la production agricole mondiale (Mambani, 1980). A cet égard, l'eau stockée par le sol joue un rôle considérable, d'abord comme l'un des facteurs pédogénétiques, ensuite comme véhicule des éléments nutritifs et enfin, comme constituant du protoplasme végétal.

L'utilisation efficace de l'eau du sol exige la connaissance et la maîtrise de la bonne gestion de ses propriétés hydriques. Les sols de la cuvette centrale congolaise sont mal connus à ce propos. Les quelques données disponibles (Focon et Friat cite par Nguba, 1970) sont disparates et ne permettent guère de mettre en évidence un réseau sûr de renseignements agronomiques (Feruzi, 1981).

La présente a pour objectif de déterminer les principales propriétés hydriques de certains sols de Kisangani et d'en déduire pour chacun d'eux la signification agronomique.

Matériels et méthodes

Matériels

Les échantillons des sols retenus pour notre étude provenaient de six profils (plateau IFA, Bas-fond IFA, Bas-fond UNIKIS, moyen plateau golfe, niveaux topographiques 1 et 2 ancienne route BUTA), de 1m de profondeur chacun.

Les échantillons destinés à la conductivité hydraulique et à la courbe caractéristique de l'humidité du sol ont été prélevés dans des cylindres de kopecky à l'intervalle verticale de 20cm de profondeur et immédiatement traités. Ceux destinés à la granulométrie ont été prélevés à la carrière, conservés dans les boîtes en aluminium, puis séchés à l'air libre, à l'abri du soleil pour les analyses.

Méthodes

Les paramètres suivants ont été déterminés

-La conductivité hydraulique $K(\text{cm/h})$ par la formule $K = Q/S \cdot L/H$ à l'aide d'un perméamètre à charge constante où Q =débit (cm^3/h), H =charge hydraulique en cm, L =épaisseur de l'échantillon en cm, S = section du cylindre (Mambani, 1980)

-Les courbes caractéristiques de l'humidité par la table de succion (Mambani, op. cit.)

-La distribution des pores par l'équation de capillarité simplifiée : $\theta = 3/h$ où h = pression correspondant en cm d'eau, θ = diamètre des pores en mm

-La porosité structurale totale par la relation $n = 1 - d_a/d_r$ où d_a =densité apparente, d_r = densité réelle (2,65)

Présentation des résultats

1 conductivité hydraulique

, La conductivité hydraulique des sols étudiés diminue avec la profondeur à l'exception de ceux de site IFA plateau dans les horizons 20-40cm. D'une manière générale

la conductivité est plus élevée dans le bas-fond IFA(5,62cm/h) et plus faible dans la série ARB Km22 PI(0,78cm/h).

2 Caractéristique de l'humidité du sol

Les résultats ont montré une distribution verticale des courbes plus contrastée dans le sol de golfe. La valeur la plus élevée de rétention spécifique dans la zone trophique se situe dans le sol de bas-fond IFA (-0,0183) et la plus faible dans le sol de bas-fond UNIKIS (-0,2340). Dans la zone hydrique par contre, la valeur la plus élevée se situe dans le sol ARB Km22 PI (-0,0004) et la plus faible dans le sol de bas-fond IFA (-0,0816).

La quantité d'eau disponible (en lame d'eau) pour les plantes dans la zone trophique se présente comme suit : bas-fond UNIKIS(7,06cm) > ARB PI(2,1cm)>golfe (1,92cm) > ARB PII (1,86cm) > IFA-plateau (1,26cm) > IFA bas-fond (1,16cm)

3 Capacité en eau et la distribution des pores

La porosité structurale moyenne des séries étudiées est faible. Elle varie entre 34,71% (ARB Km22 PII) et 49,48% (golfe), l'augmentation de la densité apparente entraîne la diminution de la porosité structurale. Cette tendance s'est avérée la même dans tous les sols étudiés.

Conclusion

D'une façon générale, les quantités d'eau offertes aux plantes par les sols étudiés paraissent insuffisantes pour soutenir une intense activité agricole.

La distribution verticale de K divise le profil des sols étudiés en deux tranches. La tranche de forte perméabilité se situe entre 0-20cm de profondeur pour tous les sols étudiés sauf pour les sols de l'IFA plateau. Le sol de ARB Km22 PI est moins perméable et est prédisposé aux excès d'eau.

Le sol de l'IFA bas-fond absorbe les eaux de précipitation aussi rapidement qu'il draine les quantités excédentaires en profondeur, l'aération y est bonne, donc un faible risque de stagnation d'eau a été observé. Néanmoins, les pertes excessives en colloïdes pourraient accélérer la dégradation de la structure du sol en place.

Du point de vue agronomique , on devrait s'attendre à l'appauvrissement des sols en éléments minéraux et à l'acidification des sols. Ne conviendrait à ces sols que les cultures moins exigeantes en eau, les plantes à enracinement profond et peu sensible aux excès d'eau utiliseraient plus efficacement l'humidité des sols étudiés dans la zone trophique principale (0-20cm). Le paillage doit être régulièrement appliqué sur ces sols pour limiter les pertes d'eau par évaporation.

La distribution de la porosité à montre une porosité structurale faible, les pores de diamètres compris entre 0,30 et 0,075mm y sont le mieux représentés.

Nous suggérons l'emploi permanent du mulch pour déplacer le point de fleurissement permanent afin de diminuer la rétention spécifique.

-Bibliographies

- Feruzi, M., 1980 : Estimation de la réserve d'eau utilisable d'un sol de la série yakonde (Y2) à yangambi. Mémoire inédit université Nationale du Zaïre.
- Mambani, B., 1980: Plant water-relation as a criteria for secreting four draught resistance in rice. Thèse de doctorat, UNAZA.
- Nguba, H., 1970 : Etude de l'eau utile de quelques sols tropicaux (congo-centrale). Mémoire inédit université de lovanium, kinshasa.

Un nouveau substratum d'enracinement proposé en technologie alternative d'obtenir le matériel de multiplication viticole

Conf.univ.dr.ing. Ion – Cristian Dumitriu¹, Dr.ing. Ion Tita², ing.Adriana Cristescu²

1.Université de Pitești – Roumanie ; icdumitriu@yahoo.co.uk

2.Institut National de Biotechnologies en Horticulture, Stefanesti, Arges, Roumanie.

Résumé

Le remplacement d'un élément plus cher sous l'aspect financier du mélange nutritif traditionnel (de terre, de terreau, de tourbe) constitue l'objectif primordial de cette étude, ce remplacement peut se faire avec un produit synthétique nommée Fitpol-C, caractérisé par une grande capacité d'emmagasiner d'eau (1/80), eau qui peut être cédée dans les moments de stress hydrique pédologique au système racinaire des boutures de vigne.

L'impact d'état d'ameublissement crée dans le mélange nutritif alternatif est visible sur l'accroissement et développement des plants, dans le souterrain (le système racinaire), et sur la partie aérienne (les rejets et l'appareil foliaire), dans le cas ci-dessus, les boutures greffées de la vigne.

En même temps, la présence de ce super absorbant dans le mélange nutritif entraîne une nette amélioration pour les caractéristiques physiques et hydriques, caractérisées par un régime aérohydrique satisfaisant.

Le bloc expérimental dans lequel s'est déroulé cette expérience présente trois facteurs expérimentaux, chaque facteur avec les graduations suivantes:

1. Facteur A : **mélange nutritif** :
 - a1 - PMN 1/3 - témoin
 - a2 - P2/3 N1/3
 - a3 - P1/3 N2/3
 - a4 - P2/3 M1/3
 - a5 - N3/3

(**P** - terre, **M** - terreau, **N** - sable)

2. Facteur B: **système de plantation**, avec trois graduations:
 - b1 – pot nutritif du matériel plastique PVC - témoin
 - b2 – cubes nutritifs exécutés avec la presse de dimension 20/10 cm.
 - b3 – Semibillons

2. Facteur C: **la dose de Fitpol (g)**:

- C1 – 0 - témoin
- C2 - 0,5
- C3 - 1, 0
- C4 - 1,5

Dans le cadre de ces essais, les doses de Fitpol-C sont bénéfiques, surtout la dose économique de 0,5 g / plante, où les croissances ont été jusqu'à 25 – 30 raisins / plante et elles ont présenté une insertion conformément avec les normes et la législation UE, à la base du porte-greffe.

La longueur des racines, comme un indicateur biométrique, a été corrélée, directement et positivement avec les conditions édaphiques du substrat nutritif, des conditions influencées directement par la présence du Fitpol-C dans les 4 doses expérimentales.

Les facteurs de plantation: cubes nutritifs, semibillons et pots nutritifs PVC / P2/3 M1/3 sont caractérisés par des grandes valeurs de ces deux indicateurs biométriques (numéro et longueur des rejets quantifiées sur le matériel végétal), des valeurs qui confirment les conditions aero-hydriques, mais, en même temps le grand volume du substrat nutritif qui caractérise cette variation.

Cependant, sous l'aspect économique dans les plants mis dans les pots nutritifs PVC - P1/3 N2/3 et P2/3 N1/3 nous rencontrons un nombre optimal physiologique des rejets, entre 1 et 3 mais avec une longueur normale, de plus de 30 cm.

Les plants avec les plus grands longueurs des rejets (pots nutritifs et semibillons) présentent les plus basses valeurs de maturation, mais ceux plantés dans les pots nutritifs PVC - P1/3 N2/3 et P2/3 N1/3 présentent une longueur mature du rejet de 10 cm, dans la première variante de plantation avec la dose de 0,5 g Fitpol-C et de plus de 15 cm dans la deuxième variante de mélange nutritif, avec la même dose de Fitpol-C. Egalement, on peut observer que la dose maximale de Fitpol-C (1,5 g/plante) induit même des grandes longueurs de maturation du rejet.

Conclusions

1. Le volume édaphique du substrat d'enracinement corrélé avec dose du Fitpol-C, économique sous l'aspect financier (0,5 g / plante), constitue un élément essentiel pour obtenir un matériel de multiplication viticole avec des caractéristiques physiologiques conformément aux normes et à la législation UE.

2. L'activité photosynthétique des boutures greffées de vigne et en même temps le contenu en glucides, en tanins et polyphénols, analysé dans la portion mature du rejet, se corréle du point de vue valorisant avec les conditions édaphiques favorables, qui sont mis à la disposition du système racinaire des plants, des conditions corrélées avec la dose de Fitpol-C appliqué.

Recherche d'une filière complémentaire au recyclage des boues en agriculture : expérimentation en zone boisée

Barnéoud Christian

*GRAPE – Valparc / Valentin Est – 25048 BESANCON CEDEX
c.barneoud@grap-franche-comte.asso.fr*

Préambule

En 2005, l'élaboration d'un cahier des charges sur la faisabilité d'épandage des boues d'épuration en zones boisées a été conduit à l'échelle régionale grâce à l'appui financier du Conseil régional de Franche-Comté, de l'Ademe et la demande de nombreuses communes rurales franc-comtoises. Cette démarche qui vise à cadrer la fertilisation d'espèces boisées par l'apport de boues rurales a été conduite au sein d'un Comité Technique regroupant les Chambres départementales d'agriculture, des maires concernés par la fragilité de leur filière et un collège d'experts régionaux sur le plan forestier, agronomique et pédologique (ONF, CFPPA 25, LEGTA 25, GRAPE) et national (RITTMO). Par leur implication active, les communes ont montré leur volonté d'assumer pleinement une valorisation locale de leurs boues, par une démarche se voulant à la fois environnementale, économique, citoyenne et durable.

A l'issue de cette démarche, il a été souhaité que soit menée une phase expérimentale représentative du contexte local (boues-sol-peuplement) : d'une durée de 3 ans cette première expérimentation débuta en 2006, avec 7 sites prévus (surface totale d'épandage sur les 3 départements : environ 6 hectares) correspondant à différents types de boues rurales, et de

Dpt	Commune	Boues	Peuplement	Sol
25	Arc-et-Senans	Liquide	Régénération chênes, hêtres	LUVISOL redoxique, à Dysmull
	Mercey-le-Grand	Lagune	Régénération chênes, hêtres	NEOLUVISOL à Mésomull
	Villers-Sous-Chalamont	Liquide	Plantation épicéas + feuillus	BRUNISOL saturé redoxique à Mésomull
70	Fretigney	Liquide	Plantation chênes	LUVISOL-REDOXISOL issu de loehm ancien, à Dysmull
	Melisey	Liquide	Plantation mélèzes	PSEUDO-LUVISOL oligo-saturé, à Dysmull
39	Parcey	Liquide	Plantation en mél-ange d'essences : feuillus et pins noirs	CALCOSOL, graveleux, fluviatique, anthropisé
	St Lupicin	Liquide	TCR de frênes communs	BRUNISOL Mésosaturé sous prairie

Ce projet d'expérimentation franc-comtois a par ailleurs reçu la caution de l'INRA de Bordeaux qui assure le suivi scientifique de ce type d'expérimentation au plan national au sein d'un réseau appelé **ERESFOR** (Epanchage de produits **RES**iduaux sur parcelles **FOR**estières)

Petit rappel ...

Si seulement 2 % de la surface agricole utile seraient nécessaires à la valorisation des boues en France, cette surface n'est pas toujours disponible et de nombreuses communes sont ponctuellement en crise. Les seules solutions qui s'offrent à elles sont alors la déshydratation pour mise en Centre d'Enfouissement Technique ou l'incinération, toutes deux peu réjouissantes en matière d'impacts environnementaux et financiers. Reste alors un aspect envisagé depuis quelques années, mais toujours à l'étude aujourd'hui : les épandages en zone

boisée. En 1999, un comité d'experts a été érigé au niveau national par les ministères de l'Agriculture et de l'Environnement afin de disposer de références scientifiques et techniques pour la préparation de futures recommandations nationales. Ce comité, animé par l'INRA (Institut national de recherche agronomique) a mis en place une vingtaine d'expérimentations en France. Les expérimentations menées en Franche-Comté feront partie de ce réseau et sont prévues selon les protocoles expérimentaux recommandés par ce comité d'experts.

En attendant un arrêté spécifique et compte tenu de la faible expertise française, l'épandage de boues en forêt n'est autorisé qu'à titre expérimental avec constitution d'un protocole d'épandage et de suivi, faisant l'objet d'un arrêté préfectoral spécifique (Autorisation spéciale au titre de l'article 16 du décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées).

Protocole de suivi

Le dispositif d'expérimentation comportera un suivi à moyen terme, axé sur les deux composantes principales du système : le sol et le peuplement forestier. Réalisés uniquement la première année de l'expérimentation, les épandages auront lieu entre début mars et fin juin, les observations et mesures étant réalisées dès la première année et reconduites les deux années suivantes.

Le dispositif expérimental s'appuie sur une surface d'échantillonnage découpée en placettes correspondant à 2 modalités (boues liquides et témoins sans boue) répétées 3 fois. La disposition des placettes unitaires est choisie de manière à faciliter l'épandage des boues dans la parcelle retenue.

- **Suivi des sols (année 1 et année 3)**

1 profil, analyses de chaque horizon, placettes To et boues : analyses 0-30 cm / 30-50 cm.

Analyses : granulométrie 5 fractions, C, N_{tot}, MO, CaCO₃, bases échangeables, P₂O₅, pHeau et CEC Metson, CEC et bases échangeables méthode cobalt-hexamine, 7 ETM.

- **Suivi du peuplement (année 1 à année 3)**

- Croissance (mesures dendrométriques, hauteurs, accroissement), (protocole RITTMO + ONF), biodiversité, état sanitaire.

- Analyses nutritionnelles sur strate herbacée et foliaire (N, P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn, B).

- ETM sur strate fongique (prélèvements en automne et au printemps).

- **Analyses des boues**

- Prélèvement lors de l'épandage.

- Analyse fertilité, 7 ETM, 7 PCB, 3 HAP

Financement

Ces expérimentations ont bénéficié du financement de l'Agence de l'eau, des conseils généraux, du Conseil régional, de l'Ademe, des collectivités locales impliquées et des partenaires techniques.

Conclusion

L'INRA, dans son rapport "Epandages expérimentaux de boues sur parcelles boisées" (mars 2001) conclut que "la conception et le suivi de chaque dispositif s'appuieront sur un coordonnateur local assisté d'un correspondant scientifique. Il est important que ces sites jouent pleinement leur rôle d'essais de démonstration et de diffusion de l'information" : c'est dans cet esprit que le projet d'installation d'un tel réseau expérimental régional, représentatif du contexte de chaque département a été élaboré. La coordination de cette expérimentation est assurée par le **Groupe Régional Agronomie Pédologie Environnement**.

Rôle des fertilisants azotés dans l'altération des sols agricoles sur roche mère calcaire : Approche expérimentale

Laure Gandois¹, A-S Perrin¹, Anne Probst¹, Oleg Pokrovsky² et J-L Probst¹

1 : EcoLab Laboratoire d'Ecologie Fonctionnelle UMR 5245 CNRS-UPS-INPT.

Avenue de l'Agrobiopole 31326 Castanet-Tolosan, France laure.gandois@ensat.fr

2 : LMTG Laboratoire des Mécanismes et Transferts en Géologie

UMR CNRS 5563 CNRS- UPS-IRD, 14 Avenue Edouard Belin 31400 Toulouse France

I Introduction

Les intrants agricoles azotés apportés pour la fertilisation des sols, sont au sein des sols, oxydés par les populations bactériennes selon les processus de nitrification ($\text{NH}_4^+ + 2 \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^- + 2\text{H}^+ + \text{H}_2\text{O}$). Les protons ainsi produits peuvent participer à l'altération des minéraux des roches carbonatées comme cela a été constaté *in situ* au niveau de la Garonne (Semhi *et al.*, 1999) et de petits bassins versants de la Gascogne (Perin *et al.*, 2006). Toutefois, ces constatations à l'exutoire des bassins versants ne permettent pas de mettre en évidence ces processus à l'échelle des sols. L'objectif est ici, à partir d'expérimentations en laboratoire, d'étudier le rôle de cet apport d'acidité sur les mécanismes d'altération des sols développés sur roche mère carbonatée.

II Site d'étude, matériels et méthodes

Les sols étudiés sont des sols bruns calcaïques sur molasse carbonatée provenant du bassin versant agricole expérimental d'Auradé dans le Gers. Des horizons aux teneurs en carbonates (calcite dominante) contrastées (de 0 à 39% de CaCO_3) ont été sélectionnés.

Deux dispositifs expérimentaux complémentaires ont été mis en œuvre :

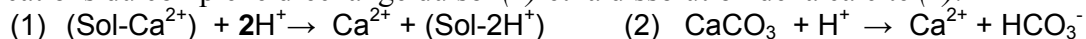
- Des réacteurs agités à circulation de 250 ml contenant du sol sec (0.2 à 2g) et dans lesquels circulent de l'eau MQ ($Q=0.3$ à $1 \text{ ml}\cdot\text{min}^{-1}$) ou de l'acide nitrique (HNO_3) à pH de 3 à 5. L'objectif est d'observer les mécanismes induits dans les sols par l'acidification due à la transformation des fertilisants (simulée par HNO_3) et la cinétique de dissolution de la calcite en fonction du pH.
- Des colonnes ($H=36 \text{ cm}$, $\varnothing=4.2\text{cm}$) de sol frais (prélevées avec un minimum de perturbation) : une avec apport direct de fertilisants azotés en haut de colonne et une deuxième sans fertilisants, jouant le rôle de témoin. De l'eau MQ percole en haut de colonne et les concentrations de la solution écoulée sont suivies en bas de colonne. Le but est d'observer la transformation des fertilisants azotés au sein des sols et son impact.

III Résultats et discussion

1. Suivi en réacteurs agités à circulation

- Pouvoir tampon des sols carbonatés

Le pouvoir tampon des sols carbonatés est dû à deux processus, l'échange des protons avec les cations du complexe d'échange du sol (1) et la dissolution de la calcite (2).



En sortie de réacteur, les variations du pH et de la concentration en Ca sont corrélées : dans le cas des sols carbonatés, les deux processus se superposent (coefficient de 1.5) [Eq 1] et maintiennent le pH en sortie à une valeur supérieure à celle du pH d'entrée.

$$[\text{Ca}^{2+}\text{libéré (eq}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{g}_{\text{sol}}^{-1})] = 1.46 [\text{H}^+\text{ consommés (eq}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{g}_{\text{sol}}^{-1})] - 3.10^{-8} \quad [\text{Eq 1}]$$

($r^2=0.96$, $n=17$, $p<0.0001$)

- Désaturation du complexe d'échange

La désaturation du complexe d'échange, observée sur les horizons décarbonatés est d'autant plus rapide que le pH en entrée est bas. De plus, on observe une mise en solution préférentielle des cations divalents et en particulier, du calcium par rapport aux cations monovalents.

- Cinétique de dissolution de la calcite des sols

Les valeurs de cinétique de dissolution de la calcite des sols sont proches de celle de la calcite pure et évoluent peu avec le pH (Fig.1) : En réacteur agité et pour une très forte dispersion du sol, l'influence des argiles, entourant les grains de calcite, n'a pas été mise en évidence. Pour les pH neutres à basique (valeurs de pH observées *in situ*), la réaction est en partie contrôlée par la surface des minéraux (surface des grains de calcite altérés préférentiellement). Pour les pH plus acides, la réaction de dissolution est limitée plutôt par la diffusion (Pokrovsky *et al.*, 2004).

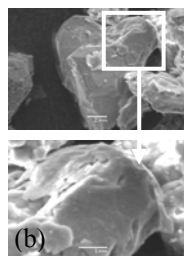
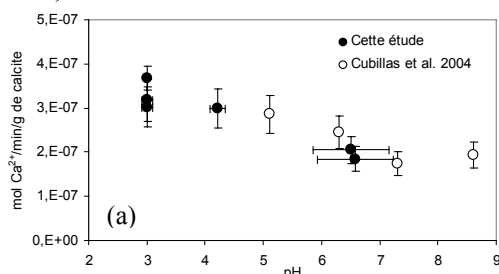


Figure 1 : (a) Vitesse de dissolution de la calcite en fonction du pH de la solution. Valeurs mesurées pour des sols carbonatés (sigles pleins) et de la calcite pure (sigles vides). (b) Image MEB de grains de calcite après expérience

2. Suivi en colonnes

L'expérience en colonne a permis de mettre en évidence la transformation biologique des fertilisants (production de NO_3^-) et ses conséquences pour le sol : libération de cations, majoritairement Ca^{2+} et Mg^{2+} . Les concentrations en NO_3^- et cations (Ca^{2+} et Mg^{2+}) en sortie de colonne sont positivement corrélées avec un coefficient proche de 2 (Eq2 et Fig. 2a). En effet, c'est la mise en solution de deux protons qui accompagne la production d'une mole de NO_3^- qui conduit au cours de l'expérience, à une désaturation partielle du complexe d'échange des sols (Figure 2b).

$$[\text{Ca} + \text{Mg} (\text{eq.l}^{-1})] = 1.84[\text{NO}_3^- (\text{eq.l}^{-1})] + 0.0051. \quad (r^2=0.93, n=12, p<0.0001) \quad [\text{Eq 2}]$$

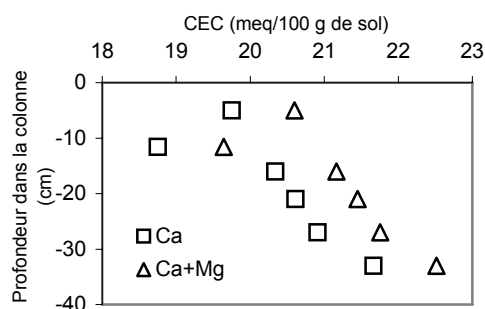
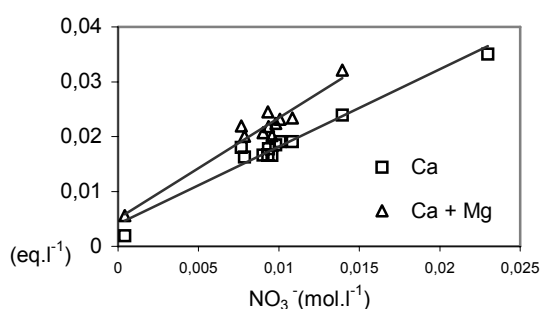


Figure 2 : (a) Relation entre la concentration en cations divalents et en NO_3^- en solution en sortie de colonne ; (b) Evolution de la capacité d'échange cationique des sols avec la hauteur de la colonne mesurée après expérience de fertilisation.

IV Conclusion et perspectives

L'étude expérimentale qui a été menée a permis de montrer que : (i) la calcite des sols en réacteurs agités a le même comportement que la calcite pure, (ii) l'activité biologique des sols transforme les intrants azotés et entraîne une production de protons; (ii) les mécanismes d'altération et d'échange au niveau des horizons de sol, sont influencés par l'acidification induite par l'apport des fertilisants azotés. Les sols carbonatés possèdent un pouvoir tampon important et l'acidité induite est neutralisée, par désaturation du complexe d'échange et dissolution de minéraux carbonatés, comme observé à l'échelle du bassin versant (Perrin *et al.*, 2006). Ces processus méritent d'être pris en compte au-delà de l'échelle du solum en fonction du pool de carbonates des sols. Dans certaines zones, ils pourraient avoir une incidence sur leurs réserves nutritives.

Références :

CUBILLAS *et al.* (2004) *Chem. Geol.* 216 59-77; PERRIN *et al.*, (2006) *Geochim. Cosmochim. Acta* 10.1016/j-gca.2006.06.1428 ; POKROVSKY *et al.* (2005) *Chem. Geol.* 217 239.255; 77; SEMHI *et al.* (1999) *Appl. Geochem.* 15. 865-878.

Caractérisation des microagrégats de la taille des limons dans un sol limoneux cultivé

Virto Iñigo, Lopez Victor, Chenu Claire

U.M.R. BIOEMCO, Équipe 'Matières organiques du sol', INA-PG, Bât. Eger, 78850 Thiverval-Grignon, France.

Introduction

La stabilisation des matières organiques dans les sols pour des durées importantes est une question importante, tant du point de vue écologique que de celui de la gestion des ressources. Cette stabilisation a lieu par trois mécanismes : récalcitrance des composés de l'humus, protection physique des matières organiques vis-à-vis de l'action des microorganismes et interaction avec les surfaces des autres constituants solides du sol. Il est désormais établi que protection physique et physico-chimique ont lieu à l'intérieur des agrégats du sol, et que les fractions les plus fines de la fraction minérale y jouent un rôle essentiel (Besnard et al. 1996, Six et al. 2002). Des travaux récents ont mis en évidence la stabilisation de carbone dans des agrégats de la taille des sables (50-200 μm) (Liao et al., 2006). Les agrégats de la taille des limons (2-50 μm) ont, du fait de leur grande stabilité physique, un potentiel important de séquestration de C. Or, très peu d'études leur ont été consacrés. Dans les sols de texture intermédiaire, une difficulté supplémentaire provient de l'abondance de limons libres dans le sol, particules minérales coexistant avec des agrégats 2-50 μm . L'objectif de ce travail a été la séparation et la caractérisation des agrégats de la taille des limons dans un sol limoneux cultivé, afin d'évaluer leur rôle potentiel comme site de stockage et de stabilisation du carbone.

Matériels et méthodes

L'étude a porté sur l'horizon superficiel (0-20 cm) d'un sol limoneux (domaine expérimental INRA, Versailles), cultivé depuis 9 ans sous maïs. Le sol a été tamisé à 5mm après prélèvement. Une nouvelle méthodologie a été développée pour la séparation des agrégats de la taille des limons. Le protocole établi répond à deux exigences (1) détruire tous les agrégats de taille $> 50 \mu\text{m}$ en minimisant la destruction des agrégats de taille $< 50 \mu\text{m}$ et (2) séparer minéraux, agrégats et matière organiques selon leur densité (raccourcir ici ?). Brièvement, par agitation et tamisage en continu au travers d'une toile de nylon, on a récupéré la fraction $< 50 \mu\text{m}$ au fur et à mesure de sa libération à partir d'agrégats plus grands. Cette fraction a été séparée par tamisage et sédimentation puis densimétrie dans du polytungstate de Na, ce qui nous a permis d'isoler les trois composants de la fraction limon : la matière organique libre (MOL), les particules minérales libres (MIN) et les vrais agrégats (AGR). Les différentes fractions issues de ce fractionnement sont fraction de particules $> 50 \mu\text{m}$, les argiles facilement dispersables, et les fractions MOL, MIN et AGR des fractions de la taille des limons grossiers (20-50 μm) et des limons fins (2-20 μm).

La méthode a été calibrée à l'aide de la granulométrie laser pour ce qui est de la séparation en taille, et de la microscopie optique et de balayage, en ce qui concerne la nature des fractions isolées.

Résultats et discussion

La distribution des masses montre (i) un bilan de masse satisfaisant (Fig. 1.2) et par comparaison à la texture du sol (Balabane et Plante, 2004), une bonne dispersion de la

fraction > 50 µm et une dispersion incomplète de la classe des limons (Fig. 1.1) qui contient donc des microagrégats.

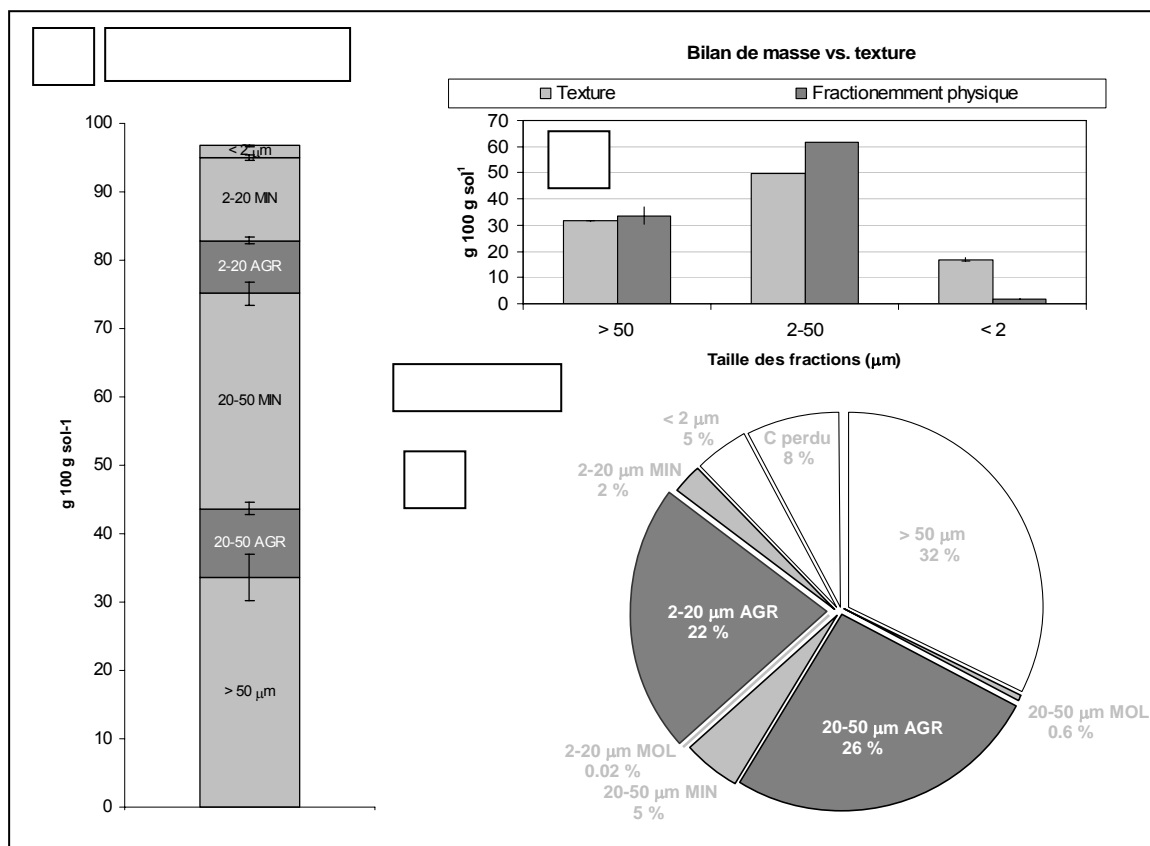


Figure 1. Bilan de masse et de C dans les fractions séparées.

La fraction limon (2-50 µm) est constituée de minéraux libres MIN, dominants, de microagrégats organo-minéraux qui représentent 17.8 ± 1.3 % de la masse total du sol et de particules organiques libres, très peu abondances (Fig. 1.1). Le bilan de C dans les fractions séparées (Fig. 1.3) indique que ces microagrégats accumulent 47.9 ± 1.8 % du C organique total du sol (soit ~ 6.0 des 12.6 mg C g sol⁻¹).

Finalement, l'observation au microscope des fractions isolées a confirmé qu'elles ont en réalité des natures différentes, et notamment que la fraction AGR est composée de vrais agrégats des tailles visées.

Conclusions

Les résultats obtenus montrent que la méthodologie développée permet la séparation des agrégats de la taille des limons dans un sol cultivé, et que ceux-ci sont des sites importants de stockage de C dans le sol. La mesure de la vitesse de renouvellement du carbone dans ces microagrégats nous permettra de discuter de leur rôle dans la protection physique des matières organiques.

Références

- Balabane, M. Plante, A. 2004. Aggregation and carbon storage in silty soil using physical fractionation techniques. *European Journal of Soil Science* 55 : 415-427.
- Besnard, E., Chenu, C., Balesdent, J., Puget, P. Arrouays, D. 1996. Fate of particulate organic matter in soil aggregates during cultivation. *European Journal of Soil Science* 47: 495-503.
- Liao, J.D., Boutton, T.W., Jastrow, J.D. 2006. Organic matter turnover in soil physical fractions following woody plant invasion of grassland: Evidence from natural ¹³C and ¹⁵N. *Soil Biology & Biochemistry* 38: 3197-3210.
- Six, J., Conant, R. T., Paul, E. A., Paustian, K. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil* 241: 155-176.

Effet de la bentonite sur les caractéristiques physico chimiques des sols sableux en Algérie

Houcine Reguieg Yssaad¹ et Moulay Belkhodja²

1 :Laboratoire de Biologie Faculté des Sciences Université de Mostaganem , route de Belhacel BP 923 27000 Mostaganem Algérie . reguiegyha@yahoo.fr

2 :Laboratoire de Physiologie Végétale Faculté des Sciences Université d'Oran Senia 31 000 Oran Algérie. belkhod@yahoo.fr

Introduction

Le plateau de Mostaganem couvre 212.000 hectares de terres cultivables dont 60% sont des sols à texture sableuse (DSA,1998) caractérisés par une fertilité très réduite induite par un fort lessivage en éléments minéraux et en fertilisants, une capacité de rétention en eau faible (Goa et al.,1998) et une activité microbienne fortement limitée créant un appauvrissement en matière organique (Abismail ,1999;Morsli., 2004). Cette faible fertilité des sols sableux est l'une des contraintes dans cette région limitant la production agricole à dominance céréalière. L'action du climat de cette région n'est pas à exclure, caractérisé par une longue période de sécheresse où les réserves hydriques sont faibles. Pour une agriculture durable, il sera plus judicieux d'opter pour une gestion rationnelle des terres en utilisant les ressources naturelles disponibles. Dans cette perspective s'intègre la mise en valeur de ces sols en introduisant la bentonite riche en argile afin d'améliorer leurs caractéristiques physico chimiques.

Matériel et méthodes

Le substrat est préparé à partir de la bentonite, préalablement broyée à l'aide d'un broyeur électrique et tamisée au tamis à mailles de 2 mm pour obtenir une poudre fine afin de faciliter son enfouissement et son mélange. Les doses de bentonite de 2.5-5-7-10-12.5-15% sont retenues, par rapport au poids sec du sol. le pot témoin contient seulement du sol sableux. Ce substrat est vigoureusement mélangé afin d'obtenir un milieu homogène. Les pots remplis chacun de 5 kg de substrat sont disposés selon la méthode des blocs aléatoires complets à trois répétitions. Les résultats obtenus ont fait l'objet d'une analyse de la variance à l'aide du test de Fisher à P=5%. Les analyses des caractéristiques physiques et chimiques des substrats étudiés sont réalisées au laboratoire.

Résultats

Dans le but de retenir la dose optimale de bentonite nécessaire pour la suite de notre expérimentation, nous avons procédé dans une première étape à une analyse du sol sous les conditions de traitements à la bentonite. Les résultats des analyses comparés aux données du triangle des textures concluent qu'à la dose de 5% de bentonite dans le substrat, la texture est sableuse. Par contre lorsque les doses augmentent jusqu'à 15%, la texture devient sablo-limoneuse; cette adjonction de bentonite au delà de 5% crée une texture sensiblement fine au sol sableux traité par rapport à son état initial, ce qui pourrait améliorer ses caractéristiques physico-chimiques et hydriques. La conductivité électrique augmente avec la dose de bentonite appliquée; elle varie de 0,37 mmhos/cm pour le témoin à 1,07 mmhos/cm sous le traitement à 15% de bentonite. Ceci peut s'expliquer par l'accroissement de la concentration du NaCl dans le sol traité, car le Na⁺ échangeable et le Cl⁻ croient avec la dose de bentonite. Selon l'échelle de salinité, ces valeurs de la C.E ne semblent pas poser de contrainte saline. Ces sols sont modérément alcalins et enregistrent une sensible stabilité. Cette alcalinité peut être due aux bases échangeables trouvées dans le sol; il semble aussi que le sodium soit la principale source de cette alcalinité augmentant avec l'accroissement de la dose de bentonite. Les calcaires total et actif oscillent autour de la valeur moyenne pour l'ensemble des traitements. En revanche, le calcaire actif ne représente qu'une proportion moyenne par

rapport au calcaire total, il est facilement dissout dans la solution du sol et directement disponible à la plante. Le taux de matière organique varie à la hausse avec la dose de bentonite jusqu'à un optimum de 1,03 % à la dose de 10% à partir duquel est enregistrée une légère diminution. La teneur en azote est presque constante sur tous les sols ; les valeurs obtenues varient entre 0,32 et 0,6‰. Comparativement aux normes établies, ces teneurs en azote sont faibles ce qui rend ces sols plus pauvres, ceci peut être due à la faible teneur des sols sableux en matière organique. Le rapport C/N est bas pour le sol témoin (6,66), ce qui explique la faible minéralisation de la matière organique. Par contre, ce rapport augmente de 9,4 jusqu'à 14,47 sous les traitements de 2,5%, 5% et 7% de bentonite; il diminue ensuite à 13,33 sous la dose de 10% pour atteindre son minimum de 10,22 à la dose de 15% de bentonite. Le taux du phosphore est de 2,08 ‰ pour le sol témoin, il évolue jusqu'à 4,05 ‰ pour le sol recevant à 7% de bentonite, il chute ensuite à 2,47‰ lorsque la bentonite est ajoutée à 10%. Au delà de cette dose, cet élément réaugmente sensiblement. Ces teneurs généralement élevées en phosphore peuvent résulter d'une forte rétention de cet élément par les sols bentonisés comparativement aux sols témoins; cette rétention peut conduire à une disponibilité en cet élément et son assimilation par la plante. Le calcium et le magnésium échangeables présentent la fraction la plus importante largement dominante parmi les bases échangeables analysées. Le sodium échangeable augmente avec la dose de bentonite appliquée bien au contraire le potassium échangeable diminue.

Discussion

L'application de la bentonite aux doses fluctuant de 2.5% jusqu'à 15% a provoqué une modification de la texture du sol. En effet, lorsque la charge en bentonite du sol sableux arrive à 7%, le substrat passe de la texture sableuse à la texture sablo limoneuse. La C.E varie dans le même sens que la dose de bentonite. L'adjonction de bentonite dans le substrat n'exprime aucune influence majeure sur les calcaire total et actif. La matière organique augmente dans le substrat lorsque la bentonite est ajoutée jusqu'à 10%, dose à partir de laquelle le rapport C/N commence à subir une sensible chute. Les substrats traités à la bentonite sont très pauvres en azote. Les bases échangeables, dont le calcium et le magnésium sont dominants, présentent la fraction la plus importante. Le sodium échangeable augmente avec la dose de bentonite appliquée bien au contraire le potassium échangeable diminue. En effet, la présence du calcium et du magnésium échangeables en abondance peut être dû d'une part à la présence d'une dalle calcaire et d'autre part à l'eau d'irrigation. Certains auteurs pensent que dans tous les sols calcaires le complexe absorbant est entièrement saturé à cause de l'abondance d'ions Ca^{++} et Mg^{++} (RUFLAN, 1971 ; HALITIM, 1988). Malgré l'origine de la bentonite sodique, le taux de Na^+ échangeable est en ordre croissant mais faiblement, ceci peut être dû à la grande mobilité du Na^+ facilitant son entraînement par l'eau infiltrée à l'état de sels solubles (ROUIBA, 1994 ; OUALI, 2000). Par contre la diminution du potassium échangeable dans les sols enrichis en bentonite est due à l'origine sableuse du sol naturellement riche en K^+ . Lorsque le sol traité s'humecte, l'eau pénètre entre les feuillets de la bentonite et ces dernières s'écartent et piègent le K^+ ; ceci implique que la quantité de K^+ absorbée diminue au fur et à mesure que la dose de bentonite augmente. La richesse en calcaire montre l'abondance des ions Ca^{++} dans la solution du sol. Par contre le sol additionné en bentonite est pauvre en matière organique, mais selon les résultats, cette augmentation suppose une bonne aération du sol favorisant l'activité bactérienne jusqu'à un optimum atteint à 10% de bentonite. A partir de cet optimum, il y a une diminution due à une mauvaise aération du sol empêchant le développement microbien, source principale de la décomposition de matière organique. la vitesse de minéralisation de la matière organique du sol varie selon les traitements du sol devenant plus importante dans les sols enrichis à 7 et 10% de bentonite.

THEME 10 : ANALYSE ET MODELISATION

COMMUNICATIONS ORALES

Nouveau paradigme en Pédologie : Une physique de l'organisation interne du sol

Braudeau Erik

IRD, SeqBio , 2 place Viala, 34060 Montpellier cedex 1 , erik.braudeau@mpl.ird.fr

Introduction

“Addressing the diverse soil and water issues at various spatial and temporal scales requires bridging traditional pedology, soil physics, hydrology and other related disciplines” (1). Cependant, cette transdisciplinarité requise reste assujettie à cette question fondamentale non encore résolue: Comment les descriptions qualitatives et quantitatives d'un système multiéchelle, hydro-fonctionnel et spatialement organisé, le sol, peuvent elles être intégrées dans une même approche de modélisation? Nous pensons que cela est possible à condition d'établir un nouveau paradigme en physique du sol et pédologie qui romperait avec la physique des milieux poreux continus pour tenir compte de l'organisation interne du sol (2). Ce nouveau paradigme permettrait en effet une meilleure compréhension et prise en compte des deux points essentiels suivants, jusqu'alors écartés:

- l'interaction physique, multiéchelle, entre la structure du sol et l'eau (ou solution) qui confère au sol ses propriétés hydro-structurales ;

-la caractérisation et modélisation de cette interaction aux différentes échelles fonctionnelles ainsi que la transférabilité de l'information, de l'échelle locale interne (ou microscopique) de la *pédostructure* (3) à l'échelle globale externe (ou macroscopique) de l'unité de sol.

Modéliser l'organisation interne du sol

Les niveaux d'observation macroscopique des activités ou fonctions du sol intéressant l'agronome (champ, exploitation, région), ne sont que rarement en relation avec les échelles microscopiques auxquelles se déroulent les processus biologiques, chimiques ou physiques qui en sont à l'origine. Or, ces processus se déroulent dans un milieu physique organisé, le sol, constitué de particules solides, d'eau et d'air : les particules solides sont arrangées et positionnées spatialement et forment une structure en agrégats hiérarchisés du sol, alors que l'eau et l'air sont mobiles dans cette structure (l'eau s'interposant entre la phase solide et l'air).

Par conséquent, si l'on veut modéliser, et, par là, contrôler et réguler les activités et fonctions du sol au niveau macroscopique de l'agronome, il faut s'appuyer sur une connaissance des processus en cause, non pas à ce niveau macroscopique mais *aux niveaux locaux (microscopiques) de la structure du sol où ils se produisent* (la couche d'eau à la surface des éléments solides de la structure). Il faut également intégrer la connaissance de leurs effets, de niveaux en niveaux fonctionnels (particules, agrégats primaires, assemblage d'agrégats, horizons du sol, pédon), jusqu'à l'échelle macroscopique de l'utilisateur, l'unité primaire de sol. Ceci sous-entend une connaissance préalable de la structure fonctionnelle et hiérarchisée du « milieu organisé interne du sol », incluant la définition des variables descriptives de chaque niveau d'organisation (par exemple les teneurs en eau inter et intra agrégats primaires, W_{ma} et W_{mi}).

Ainsi pourra-t-on décrire et modéliser l'état physique et thermodynamique de ce milieu sol-eau-air organisé représentatif de l'horizon de sol, la pédostructure, qui conditionne

les processus biologiques chimiques et physiques qui s'y déroulent (2). Cet état physique, résultant de l'interaction entre l'eau et la structure du sol à ses différents niveaux d'organisation, a été appelé « état hydro-structural du sol ». Sa modélisation nécessite la définition quantitative des variables d'état (volumes spécifiques, teneurs en eau et en air spécifiques, potentiel de l'eau) de chaque niveau fonctionnel de la structure.

Nouveau paradigme de la modélisation et caractérisation hydrostructurale du sol

Tenir compte de l'organisation du sol et de son interaction avec l'eau dans la modélisation du fonctionnement hydrique du sol a conduit à deux réalisations importantes en science du sol :

- La réalisation du modèle « Kamel[®] » (2), modèle physique du fonctionnement hydrostructural du sol qui tient compte de la structure hiérarchisée du sol et des propriétés de gonflement-retrait de son plasma argileux. Ce modèle est gouverné par des équations physiquement établies, dont les paramètres peuvent être soit directement mesurés en laboratoire (cf. point suivant), soit calculés d'après leur signification en fonction d'informations courantes sur le sol comme le pF 4.2, la capacité au champ, etc. ; (ou encore, estimés à l'aide des fonctions de pédotransfert, d'après la texture et la teneur en matière organique du sol).
- La mise au point, au laboratoire, d'une *caractérisation physique « idéale » des sols* qui fournit les 15 paramètres hydrostructuraux, paramètres indépendants des quatre courbes caractéristiques du sol qui seront présentées ci-après. Il s'agit de :
 - a) la courbe de retrait $V = f(W)$
 - b) la courbe tensiométrique $h(W)$
 - c) la courbe de conductivité hydraulique du sol non saturé : $k(W)$
 - d) la courbe de gonflement V (temps)

W étant la teneur en eau (kg eau/kg sol), V le volume spécifique apparent ($\text{dm}^3/\text{kg sol}$), h la succion en kPa (ou dm d'eau) et k la conductivité en dm/s. Ces quatre courbes caractéristiques, ou les 15 paramètres des équations qui les décrivent, constituent les entrées du modèle Kamel[®]. Ces paramètres sont tirés de la mesure en continu de ces courbes au laboratoire.

Conclusion

La prise en compte de la structure du sol dans les équations d'interaction et de transfert de l'eau (et solutés) dans les sols, que traduit le nouveau vocable de « Propriétés hydrostructurales du sol », élargit considérablement le champ de recherche et d'application de la physique du sol et permet notamment d'intégrer la multitude des modèles empiriques portant sur le fonctionnement hydrique du sol, en un seul modèle physique du fonctionnement hydrostructural du sol.

Cette prise en compte de la structure hiérarchisée du sol constitue la nouveauté des méthodes de caractérisation et modélisation des propriétés physiques du sol, qui ont été mises au point au laboratoire de Pédologie de l'IRD (UR SeqBio) au PRAM (Pôle de Recherche Agronomique de la Martinique) dans le cadre du projet SIRS-Sols de la Martinique (projet financé par le Ministère de l'Outre Mer, 2005-2006).

(1) Lin H., 2003. *Hydropedology: Bridging Disciplines, Scales, and Data.* Vadoze Zone J. 2, 1-11.

(2) Braudeau, E. and Mohtar, R.H., 2007. *Bridging the Gap Between Pedology and Soil Physics for a Multiscale Description of Spatially Organized Land Systems.* Global Planetary Change Journal (accepted)

(3) Braudeau, E., Frangi, J.P. and Mohtar, R.H., 2004. *Characterizing non-rigid dual porosity structured soil medium using its Shrinkage Curve.* Soil Sci. Soc. Am. J. 68, 359-370.

Mesure et modélisation du retrait des sols: Evolution récente, applications, perspectives.

Pascal Boivin.

Laboratoire de Science du Sol, EIL - 150 route de Presinge, CH-1254 Jussy, (+41 22 759 95 17 // pascal.boivin@hesge.ch)

Introduction

La variation de volume du sol en fonction de sa teneur en eau est la courbe de retrait (CR). Sa mesure et sa modélisation font l'objet d'un nombre croissant de publications, qui mettent en avant les progrès en termes de caractérisation physique des sols, de spatialisation, de pédotransfert ou de transdiscipline. Cette communication fait l'état des acquis, des questions et des perspectives.

Porosité des sols

La physique du sol a généralement dû supposer le sol indéformable et uniforme, ce qui engendre des limitations. On se heurte en particulier à des variances élevées et instables (e.g. (Gascuel-Oudou, 1987; Sisson and Wierenga, 1981; Vauclin, 1982)), et donc une spatialisation de faible qualité que l'on tente d'améliorer au moyen des fonctions de pédotransfert (e.g. (Bastet et al., 1998; Pachepsky and Rawls, 2003; Pachepsky et al., 2006)).

Le système poral du sol est organisé et déformable et l'approche basée sur les CR permet de prendre en compte et exploiter ces propriétés. Les phyllosilicates revêtus des autres colloïdes (matière organique (MO), oxides, sels) forment le plasma (Brewer, 1964). Il développe un réseau poral fin indépendant du squelette (Fies and Bruand, 1998). La porosité complémentaire est la porosité structurale. L'ensemble définit la structure à l'échelle du dm^3 (la lame mince, le cylindre ou la motte). Le plasma est hautement déformable avec l'eau et cette déformation se transmet au sol, *via* et *modulo* la structure. Sa porosité est saturée en eau jusqu'à l'entrée d'air (AE) soit des potentiels d'environ pF4.2, ce qui implique un retrait « normal » (pente de 1). Le sol présente en général des pentes de retrait inférieures à 1 (Boivin et al., 2006a), par lesquelles on a vu dès (Haines, 1923) la possibilité de quantifier la rigidité de la structure.

Mesurer le retrait du sol

Retrait et potentiel matriciel se mesurent aujourd'hui en continu, simultanément, sur échantillon non remanié (Boivin et al., 2004). Cette méthode est économique, simple et automatisée. Les propriétés physiques mesurées ont de très faibles coefficients de variation (de 1 à 10%) (Boivin, 2006). Une CR est mesurable et interprétable dès 10% de teneur en argile (Boivin et al., 2006a).

Modèles de retrait

Les modèles actuels sont à base physique pour le sol structuré et le plasma, bien que certaines hypothèses d'écriture restent incomplètement discutées. Pour une pâte d'argile, le modèle récent de (Chertkov, 2000; Chertkov, 2003) que nous dénotons CP, présente l'intérêt d'être calé indépendamment de la mesure du retrait (sauf le volume spécifique sec). Il a été confronté à des observations sur pâte d'argile. La pâte d'argile (*clay matrix*), notion utilisée en physique du sol, n'existe pas dans les sols où l'on trouve du plasma : de l'argile revêtue. CP n'a jamais été confronté à une CR de plasma, car on n'en n'a jamais mesuré. Tous les auteurs supposent que le plasma se déforme comme une pâte d'argile. Pour un sol structuré, les récents modèles XP (Braudeau et al., 1999) et PS (Braudeau et al., 2004), qui ne diffèrent que par leur présentation conceptuelle, sont les seuls à représenter toutes les CR connues. Ils combinent linéairement les CR du plasma et de la porosité structurale, dont ils permettent de calculer à toute teneur en eau de l'échantillon les volumes poraux, leurs teneurs en eau et en air, et la pente qui relie la déformation du système poral à celle du sol (une mesure de la stabilité structurale). Le sous-modèle plasma, semi-empirique, s'avère numériquement identique à CP si le point AE est identique (Boivin, 2006), ce qui est admis par les auteurs des

modèles. XP-plasma et CP seraient donc interchangeable, à condition de connaître le maximum de gonflement du plasma *in situ* ce qui fait encore l'objet de questions (Boivin, 2006).

Propriétés, applications et perspectives

La modélisation du retrait permet de définir les réserves en eau des sols (Boivin, 1990; Braudeau, 1988; Braudeau et al., 2004), la dynamique de ses systèmes poreux, mais aussi ses propriétés hydrodynamiques (Garnier et al., 1997) et de déformation élastique (Baumgartl and Kock, 2004). C'est donc un outil transdisciplinaire. Or les propriétés des systèmes poreux et les paramètres du retrait sont linéairement liés aux teneurs et types des constituants colloïdaux (Boivin et al., 2004; Braudeau and Bruand, 1993; Colleuille, 1993; Schäffer et al., 2007), qu'il s'agisse de l'argile, de la MO ou des oxydes, ce qui en fait une puissante fonction de pédotransfert *déterministe*. Les comparaisons avec des mesures directes (à une seule teneur en eau) sont excellentes : porosimétrie mercure (Boivin, 2006; Braudeau and Bruand, 1993), désorption et tomographie (Schäffer et al., 2007). Les applications à la protection physique des sols (compaction) ont permis de la possibilité de standardiser les paramètres vis-à-vis des teneurs en colloïdes pour filtrer la variabilité spatiale (Boivin et al., 2006b; Schäffer et al., 2007).

Références

- Bastet, J., A. Bruand, P. Quetin, and I. Cousin. 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* 5:7-30.
- Baumgartl, T., and B. Kock. 2004. Modeling volume change and mechanical properties with hydraulic models. *Soil Science Society of America Journal* 68:57-65.
- Boivin, P. 1990. Caractérisation physique des sols sulfatés acides de la vallée de Katoure (basse Casamance, Sénégal) : variabilité spatiale et relation avec les caractéristiques pédologiques. (In French). Thèse Université Paris VI, Ed. ORSTOM Paris, Série Etudes et Thèses, 226 pages.
- Boivin, P. 2006. Anisotropy, cracking, and shrinkage of vertisol samples. *Experimental study and shrinkage modeling. Geoderma* in press:10.1016/j.geoderma.10.009.
- Boivin, P., P. Garnier, and D. Tessier. 2004. Relationship between clay content, clay type and shrinkage properties of soil samples. *Soil Science Society of America Journal* 68:1145-1153.
- Boivin, P., P. Garnier, and M. Vauclin. 2006a. Modeling the soil shrinkage and water retention curves with the same equations. *Soil Science Society of America Journal* 70:1082-1093.
- Boivin, P., B. Schaeffer, E. Temgoua, M. Gratier, and G. Steinman. 2006b. Assessment of soil compaction using shrinkage curve measurement and modeling. *Experimental results and perspectives. Soil & Tillage Research* 88:65-79.
- Braudeau, E. 1988. Equation généralisée des courbes de retrait d'échantillons de sols structurés (in French). *C. R. Acad. Sci. Ser. II* 307:1731-1734.
- Braudeau, E., and A. Bruand. 1993. Determination of the clay shrinkage curve using the shrinkage curve of the undisturbed soil sample - Application to a soil sequence in Ivory-Coast. *C. R. Acad. Sci. Ser II* 316:685-692.
- Braudeau, E., J.P. Frangi, and R.H. Mohtar. 2004. Characterizing non-rigid aggregated soil-water medium using its shrinkage curve. *Soil Science Society of America Journal* 68:359-370.
- Braudeau, E., J.M. Costantini, G. Bellier, and H. Colleuille. 1999. New device and method for soil shrinkage curve measurement and characterization. *Soil Science Society of America Journal* 63:525-535.
- Brewer, R. 1964. *Fabric and mineral analysis of soils*. John Wiley and Sons, New York.
- Chertkov, V.Y. 2000. Modeling the pore structure and shrinkage curve of soil clay matrix. *Geoderma* 95:215-246.
- Chertkov, V.Y. 2003. Modelling the shrinkage curve of soil clay pastes. *Geoderma* 112:71-95.
- Colleuille, H. 1993. *Approches physique et morphologique de la dynamique structurale des sols. Application à l'étude de deux séquences pédologiques tropicales*. Thèse de Doctorat de l'Université Paris VI, Sciences de la terre, Pédologie, 312 p. et annexes.
- Fies, J.C., and A. Bruand. 1998. Particle packing and organization of the textural porosity in clay-silt-sand mixtures. *European Journal of Soil Science* 49:557-567.
- Garnier, P., M. Rieu, P. Boivin, M. Vauclin, and P. Baveye. 1997. Determining the hydraulic properties of a swelling soil from a transient evaporation experiment. *Soil Science Society of America Journal* 61:1555-1563.
- Gascuel-Oudoux, C. 1987. Variabilité spatiale des propriétés hydriques du sol, cas d'une seule variable: revue bibliographique. *Agronomie*, 7 (1), 61-71.
- Haines, W.B. 1923. The volume changes associated with variations of water content in soil. *J. Agric. Sci. Camb.* 13:296-311.
- Pachepsky, Y.A., and W.J. Rawls. 2003. Soil structure and pedotransfer functions. *European Journal of Soil Science* 54:443-451.
- Pachepsky, Y.A., W.J. Rawls, and H.S. Lin. 2006. *Hydropedology and pedotransfer functions*. *Geoderma* 131:308-316.
- Schäffer, B., R. Schulin, and P. Boivin. 2007. Changes in shrinkage and porosity of restored soil caused by compaction beneath heavy agricultural machinery. *European Journal of Soil Science* (Submitted).
- Sisson, J.B., and P.J. Wierenga. 1981. Spatial Variability of Steady-State Infiltration Rates as a Stochastic Process. *Soil Science Society of America Journal* 45:699-704.
- Vauclin, M. 1982. Méthodes d'étude de la variabilité spatiale des propriétés d'un sol. *Colloque S.H.F.-I.N.R.A., Avignon, Juin 1982*, pp 9-45.

Performance de fonctions de pédotransfert nationales et européennes pour prédire les propriétés de rétention en eau des sols.

Al Majou Hassan^{1,2}, Bruand Ary¹, Duval Odile³, Cousin Isabelle³

¹ Institut des Sciences de la Terre d'Orléans (ISTO), UMR 6113 CNRS - Université d'Orléans, 1A Rue de la Férollerie, 45071 Orléans Cedex 2, France (Hassan.Almajou@univ-orleans.fr)

² Département des Sciences du Sol, Faculté Agronomique, Université de Damas, PO Box 30621, Damas, Syrie

³ Unité de Science du sol, INRA, Centre de Recherche d'Orléans, BP20619, 45166 Olivet Cedex, France.

Introduction

Les modèles qui simulent les transferts couplés d'eau et de solutés dans les sols requièrent la connaissance des propriétés hydriques de leurs différents horizons. Ces propriétés ne sont généralement connues que pour un nombre restreint de sols en raison de la lourdeur des protocoles utilisés pour leur détermination. C'est pourquoi des outils de prédiction ont été développés. Ces outils, dénommés « fonctions de pédotransfert » (FPT), relient les propriétés hydriques à des propriétés du sol beaucoup plus aisément accessibles comme la teneur en argile, la teneur en carbone organique ou encore la densité apparente (Bouma, 1989 ; van Genuchten et Leij, 1992). Beaucoup de fonctions de pédotransfert ont été développées pour les propriétés de rétention en eau durant les trois dernières décennies. Les FPT ont été le plus souvent établies par régression multilinéaire et correspondent alors à autant de modèles empiriques décrivant de façon continue (FPTC) la relation pouvant exister entre les caractéristiques du sol (composition granulométrique teneur en carbone organique ou matière organique, densité apparente) et ses propriétés de rétention en eau. A côté de ces relations statistiques qui sont des fonctions de pédotransfert au sens strict, d'autres types d'outils ont aussi été développés. Il s'agit des « classes de fonctions de pédotransfert » (CFPT) qui permettent d'estimer les propriétés hydriques après avoir regroupé et classé les sols selon leur composition (Bruand *et al.*, 2003 et 2004 ; Wösten *et al.*, 1999).

Objectif

Dans cette étude, notre objectif est de discuter la validité de classes de fonction de pédotransfert (CFPT) et de fonctions de pédotransfert continues (FPTC) établies à partir de la base de données SOLHYDRO 1.0 qui est composée d'horizons issus de sols du territoire français, et de comparer les résultats obtenus avec ceux enregistrés avec des CFPT et FPTC développées à partir de la base de données européenne HYPRES (Wösten *et al.*, 1999).

Matériel et méthodes

La base de données SOLHYDRO 1.0 : La base de données SOLHYDRO 1.0 rassemble 320 horizons qui ont été prélevés dans des sols de type Cambisol, Luvisol, Planosol, Albeluvisol, Podzol et Fluvisol (ISSS Working Group R.B., 1998), ces sols étant localisés principalement dans le bassin de Paris. Pour chacun de ces horizons, la composition granulométrique, la densité apparente, la teneur en carbone organique, la teneur en CaCO₃ et la capacité d'échange cationique ainsi que les teneurs en eau volumiques aux 7 valeurs de potentiel variant de -10 hPa ($\theta_{1,0}$ à pF = 1,0) à -15000 hPa ($\theta_{4,2}$ à pF = 4,2), sont connues (Bruand *et al.*, 2004). La base SOLHYDRO 1.0 comprend 90 horizons de surface A ou L (de 0 à 30 cm profondeur) et 230 horizons de subsurface E, B et C (>30 cm profondeur). La base

de données de validation : Un ensemble de 107 horizons comprenant 39 horizons de surface A et L et 68 horizons de subsurface E, B et C a été constitué afin de comparer la qualité des prédictions effectuées avec les CFPT et FPTC développées à partir de SOLHYDRO 1.0 et de celles établies à partir de la base de données HYPRES (Wösten *et al.*, 1999). Les horizons appartiennent à des sols de type Cambisols, Luvisols et Fluvisols (ISSS Working Group R.B., 1998). Les sols échantillonnés sont situés dans le sud du bassin de Paris. Les caractéristiques physico-chimiques et les propriétés de rétention de l'eau ont aussi été déterminées avec les mêmes méthodes que celles utilisées pour SOLHYDRO 1.0.

Résultats et discussion

Excepté pour les CFPT développées avec la base européenne HYPRES, les biais obtenus sont faibles à très faibles ($-0,015 \leq EMP \leq 0,016 \text{ cm}^3.\text{cm}^{-3}$). Il n'y a pas, par conséquent, de différence sensible de qualité des fonctions de pédotransfert en terme de biais de prédiction en fonction des CFPT et FPTC utilisées. Les CFPT texturales développées avec la base de données nationale SOLHYDRO 1.0 qui sont de simples jeux de valeurs moyennes de teneur en eau volumique pour chaque classe de texture conduisent à des prédictions de qualité analogue à celle obtenue avec les autres CFPT et FPTC testées, celles-ci étant toutes plus sophistiquées et plus exigeantes quant au nombre et à la nature des caractéristiques de sols requises par la prédiction. Concernant cette fois la précision, des différences importantes apparaissent en fonction des CFPT et FPTC utilisées. La précision est supérieure avec les CFPT et FPTC développées avec la base de données SOLHYDRO 1.0 ($0,038 \leq ETP \leq 0,045 \text{ cm}^3.\text{cm}^{-3}$) à ce qu'elle est avec celles développées avec HYPRES ($0,051 \leq ETP \leq 0,060 \text{ cm}^3.\text{cm}^{-3}$). De telles précisions n'en demeurent pas moins faibles quelles que soient les bases de données utilisées.

Conclusion

Les résultats obtenus montrent par conséquent que de « simples » CFPT texturales qui ne sont que des jeux de teneur en eau volumique moyenne à 7 valeurs de potentiel et pour les 5 classes de texture, permettent une prédiction des propriétés de rétention en eau avec une qualité équivalente, voire dans certains cas même meilleure, à celle enregistrée avec des CFPT ou des FPTC plus sophistiquées. Concernant l'apport de la prise en compte couplée de la composition granulométrique et de la structure, les résultats obtenus dans cette étude ne montrent pas d'amélioration très sensible de la prédiction comme permettait de l'envisager les résultats enregistrés antérieurement par Bruand *et al.*, (2003). Nos résultats sont par ailleurs cohérents avec ceux enregistrés par Nemes *et al.*, (2003) qui ont montré que les prédictions obtenues avec des FPT établies à l'échelle d'un continent étaient de moindre qualité qu'avec celles obtenues avec des FPT établies à l'échelle d'un pays.

Références

- Bouma J., van Lanen H.A.J., 1987. Transfer functions and threshold values: from soil characteristics to land qualities. p 106–111. In: Beek K.J., P.A. Burrough and D.E. McCormack (eds.), Proc. ISSS/SSSA Workshop on Quantified Land Evaluation Procedures. Int. Inst. for Aerospace Surv. and Earth Sci., Publ. No 6, Enschede, The Netherlands.
- Bruand, A., Pérez Fernandez, P., Duval, O., 2003. Use of class pedotransfer functions based on texture and bulk density of clods to generate water retention curves. *Soil Use and Management*, 19, 232–242.
- Bruand, A., Duval, O., Cousin, I., 2004. Estimation des propriétés de rétention en eau des sols à partir de la base de données SOLHYDRO: Une première proposition combinant le type d'horizon, sa texture et sa densité apparente. *Etude et Gestion des Sols*, 11, 323–334.
- Nemes, A., Schaap, M.G., Wösten, J.H.M., 2003. Functions evaluation of pedotransfer functions derived from different scales of data collection. *Soil Science Society of America Journal*, 67, 1093–1102.
- Wösten, J.H.M., Lilly, A., Nemes, A., Le Bas, C., 1999. Development and use of a database of hydraulic properties of European soils. *Geoderma*, 90, 169–185.

Mise en évidence par traçage anionique de deux types de transfert hydrique dans des Alocrisols-Néoluvisols à caractère glossique (Fougères, 35)

Legout Arnaud¹, Nys Claude¹, et Dambrine Etienne¹

1: Biogéochimie des écosystèmes forestiers, INRA, 54280 Champenoux, legout@nancy.inra.fr

Introduction

Le traçage est une des techniques permettant d'étudier les transferts hydriques et/ou transport de solutés dans les sols. Dans un objectif de suivi d'un transfert hydrique dans le sol, le traçage classique ou anionique donne des résultats fiables (Rawlins *et al.*, 1997; Deurer *et al.*, 2003; Williams *et al.*, 2003). Le principe du traçage classique est relativement simple : un traceur est apporté à la surface du sol et la concentration du soluté traceur est suivi au cours du temps à un ou plusieurs endroits dans le sol (Williams *et al.*, 2003).

Dans les sols, une distinction est généralement faite entre les transferts hydriques lents au travers de la matrice de sol (écoulements matriciels) et les transferts plus rapides via des chemins privilégiés (écoulements préférentiels) (Williams *et al.*, 2003). On peut en fait parler d'écoulement préférentiel dans une situation où une grande partie du sol n'est pas concernée par la fraction d'eau en mouvement. Les écoulements préférentiels peuvent être causés par certaines propriétés hydrologiques des sols comme par exemple la présence de macro-pores (Beven & Germann, 1982), la présence de bio-pores créés par les racines (Bramley *et al.*, 2003) ou encore la présence de glosses (Diab *et al.*, 1988).

Dans cette étude, nous avons voulu tester l'hypothèse que deux types de transfert hydrique peuvent opérés dans les sols lessivés glossiques de la forêt de Fougères (35): i) les transferts rapides (écoulements préférentiels) qui s'opposent ii) aux transferts lents (matriciel).

Matériels et Méthodes

Le dispositif expérimental se situe en forêt Domaniale de Fougères (France, 35). La placette instrumentée, située dans une zone homogène de 5 ha, est un peuplement pur de Hêtre (*Fagus Sylvatica*) âgé de 90 ans. La placette présente une topographie plane. Les sols, développés sur granite (type de Vire) et limons éoliens décarbonatés, sont des Alocrisols-Neoluvisols à caractère glossique. La placette est équipée de lysimètres soumis à dépression (bougies poreuses), installés horizontalement et de façon aléatoire dans le sol aux profondeurs de -10, -30, -55, -80 et -120 cm. Des dispositifs de mesure de l'humidité volumique du sol (TDR Trime) sont installés aux mêmes profondeurs. La variabilité spatiale est prise en compte par de nombreuses répétitions. Une station météorologique située à 1 km de la placette d'étude est utilisée pour suivre la pluviométrie journalière au dessus du couvert forestier.

Le traceur a été apporté le 08/03/2006 au travers d'une lame d'eau de 31mm (4.4mm/h). De l'eau de ruisseau, pompée dans la forêt de Fougères a été enrichie en NaCl, CaCl₂ et MgCl₂, pour obtenir une concentration en chlorure de 616mg/l. L'application du traceur a été suivie de 3 rinçages à l'eau de ruisseau non enrichie, le 09/03/2006 (15mm, 5.6mm/h), le 10/03/2006 (15mm, 5.1mm/h) et le 14/03/2006 (13mm, 1.8mm/h). Un surpresseur et deux rampes oscillantes ont permis d'apporter les différentes lames d'eau en simulant une pluie sous le couvert arborescent.

Le pas de temps de prélèvement des solutions du sol a été initialement fixé à 6 heures puis est passé à 8, 12, 24 heures jusqu'à atteindre progressivement un pas de temps bimensuel. Pour chaque échantillon collecté la concentration en ions chlorure a été mesurée par colorimétrie (Traacs 2000, Bran et Luebbe). Les humidités volumiques horaires ont également été mesurées, ainsi que la pluviométrie journalière.

Résultats Discussion

Quelque soit la profondeur (de -10 à -120cm), plusieurs répétitions de bougies poreuses montrent une augmentation très rapide (en moins de 48 heures) des concentrations en chlorure suite à l'application du traceur. Dans ce cas, le traceur a été transféré très rapidement dans le profil de sol. Des écoulements préférentiels via la macro-porosité (Beven & Germann, 1982) et/ou via des bio-pores créés par les racines (Bramley *et al.*, 2003) et/ou via les gloses à partir de -55cm (Diab *et al.*, 1988) ont donc opérés. Les sols de la placette expérimentale étaient proches de la saturation lors de l'application du traceur. L'intensité de la pluie et l'humidité antérieure du sol étant déterminants dans le contrôle des écoulements préférentiels (Luxmoore *et al.*, 1990; Turton *et al.*, 1995), la quantité d'eau apportée lors de l'application du traceur et lors des rinçages a donc pu déclencher des écoulements préférentiels dans les sols de la placette expérimentale.

Par ailleurs, les autres répétitions de bougies poreuses (de -10 à -120cm) montrent une augmentation plus lente des concentrations en chlorure consécutive à l'application du traceur. Dans ce cas, le traceur a pu être transféré lentement dans le profil de sol, par la pression exercée par l'eau récemment infiltrée (Torres *et al.*, 1998). Les concentrations en chlorure des solutions de sol après l'application du traceur sont rarement supérieures à la moitié de la concentration initiale du traceur (Chlorure 616mg/l). Un phénomène de mélange entre les eaux anciennes et celles récemment infiltrées par diffusion/convection pourrait expliquer ce constat.

Conclusion

L'expérimentation de traçage a montré que deux types de transfert hydrique peuvent opérés dans les sols de la placette expérimentale de la forêt de Fougères (35) : i) un transfert lent via la matrice de sol, la pression exercée par l'eau récemment infiltrée chassant l'eau ancienne du sol et ii) un transfert rapide, une lame d'eau apportée sur le sol proche de la saturation déclenchant le fonctionnement d'écoulements préférentiels. Les paramètres pédologiques responsables de la forte variabilité spatiale des vitesses de transfert n'ont pas été identifiés. Le suivi du traceur à long terme se poursuit et une étude plus poussée de la variabilité spatiale des transferts est envisagée.

Références

- Beven, K. & Germann, P. 1982. Macropores and water flows in soil. *Water Resources Research*, **18**, 1311-1325.
- Bramley, H., Hutson, J. & Tyerman, S.D. 2003. Floodwater infiltration through root channels on a sodic clay floodplain and the influence on a local tree species *Eucalyptus largiflorens*. *Plant and Soil*, **253**, 275-286.
- Deurer, M., Green, S.R., Clothier, B.E., Botcher, J. & Duijnsveld, W.H.M. 2003. Drainage networks in soils. A concept to describe bypass-flow pathways. *Journal of Hydrology (Amsterdam)*, **272**, 148-162.
- Diab, M., Merot, P. & Curmi, P. 1988. Water movement in a glossaqualf as measured by two tracers. *Geoderma*, **43**, 143-161.
- Luxmoore, R.J., Jardine, P.M., Wilson, G.V., Jones, J.R. & Zelazny, L.W. 1990. Physical and chemical controls of preferred path flow through a forested hillslope. *Geoderma*, **46**, 139-154.
- Rawlins, B.G., Baird, A.J., Trudgill, S.T. & Hornung, M. 1997. Absence of preferential flow in the percolating waters of a coniferous forest soil. *Hydrological Processes*, **11**, 575-585.
- Torres, R., Dietrich, W.E., Montgomery, D.R., Anderson, S.P. & Loague, K. 1998. Unsaturated zone processes and the hydrologic response of a steep, unchanneled catchment. *Water Resources Research*, **34**, 1865-1879.
- Turton, D.J., Barnes, D.R.J. & Navar, J.J. 1995. Old and new water in subsurface flow from a forest soil block. *Journal of Environmental Quality*, **24**, 139-146.
- Williams, A.G., Dowd, J.F., Scholefield, D., Holden, N.M. & Deeks, L.K. 2003. Preferential flow variability in a well-structured soil. *Soil Science Society of America Journal*, **67**, 1272-1281.

Caractérisation de la fraction d'eau mobile dans un sol de Beauce

Coquet Yves¹, El Krimy Zahra¹, Mel Marie, Vachier Pierre¹, Labat Christophe¹

¹ UMR INRA/AgroParisTech Environnement et Grandes Cultures, Institut National de la Recherche Agronomique/Institut National des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement, BP 01, 78 850 Thiverval-Grignon, France. Yves.Coquet@agroparistech.fr

Introduction

Dans le cadre d'une étude sur la contamination de la nappe de Beauce par les pesticides, nous nous sommes intéressés aux propriétés de transport de solutés des sols de la Beauce Chartraine. Des travaux préalables, menés sur des sols similaires, avaient indiqué un transport de type convectif-dispersif, mais présentant une vitesse moyenne anormalement grande par rapport au flux hydrique moyen. Ce constat nous a amené à supposer l'existence d'un transport de type « eau mobile/eau immobile » (MIM) dans ces sols, où seulement une partie de la porosité remplie d'eau participerait au transport des solutés. Ce type de transport a été mis en évidence sur colonnes par van Genuchten et Wierenga dès 1976. Son concept de base est la partition de l'eau du sol en deux domaines :

- Un domaine mobile où l'eau circule et entraîne les solutés par convection et dispersion hydrodynamique.
- Un domaine immobile où l'eau est stagnante et où les solutés peuvent pénétrer ou sortir par diffusion moléculaire.

L'équation du transport de type MIM s'écrit donc :

$$\theta_m \frac{\partial C_m}{\partial t} + \theta_{im} \frac{\partial C_{im}}{\partial t} = \theta_m D_m \frac{\partial^2 C_m}{\partial z^2} - q \frac{\partial C_m}{\partial z}$$

où θ_m et θ_{im} sont les teneurs en eau volumiques mobile et immobile ($L^3.L^{-3}$), C_m et C_{im} ($M.L^{-3}$) les concentrations en solutés dans l'eau mobile et l'eau immobile, t le temps, D_m ($L^2.T^{-1}$) le coefficient de dispersion hydrodynamique dans le domaine mobile, z (L) la profondeur, q ($L.T^{-1}$) la densité de flux volumique d'eau. L'échange de solutés dans les deux domaines est décrit par la relation:

$$\theta_{im} \frac{\partial C_{im}}{\partial t} = \alpha (C_m - C_{im})$$

où α (T^{-1}) est le coefficient d'échange de soluté entre les domaines mobile et immobile.

Afin de pouvoir passer d'une description en régime permanent du transport de type MIM, tel que décrite ci-dessus, à une description en régime transitoire, il est nécessaire de pouvoir décrire l'évolution des paramètres MIM en fonction de l'état hydrique du sol.

L'objectif de ce travail était d'étudier l'évolution de la fraction d'eau mobile θ_m/θ en fonction du potentiel matriciel de l'eau dans un sol de Beauce Chartraine, où un transport de type MIM avait pu être mis en évidence (Alletto *et al.*, 2006).

Matériels et méthodes

Site expérimental. Nous avons réalisé les mesures sur les différents horizons d'un profil de sol situé dans une parcelle agricole de 25 ha en Beauce Chartraine, sur la commune de Ouarville. Le sol était un NEOLUVISOL de limon sur argile à meulière. La parcelle était cultivée en orge de printemps, avec un lit de semence (0-8 cm) et un horizon labouré non repris (8-28 cm). Sous la couche travaillée, nous avons trouvé un horizon illuvial BT peu marqué, surmontant un horizon B argileux (> 50 % d'argile). Le substrat correspondait à un horizon calcaire altéré très hétérogène.

Mesure de la teneur en eau mobile. La mesure de la teneur en eau mobile dans le sol a été réalisée selon la méthode initialement proposée par Clothier *et al.* (1992). Elle consiste, dans une première étape, à établir un régime permanent d'infiltration axisymétrique à partir d'un infiltromètre à disque. Une fois le régime permanent atteint, l'eau contenue dans l'infiltromètre est alors remplacée par une solution de KBr de concentration connue C_0 . Après avoir infiltré une lame de solution pendant un temps suffisamment court pour empêcher toute diffusion significative du Br^- du domaine mobile vers le domaine immobile, le sol situé sous l'infiltromètre est rapidement échantillonné. Le teneur en eau volumique de l'échantillon est ensuite mesurée au laboratoire, ainsi que sa concentration en Br^- après extraction à l'eau et dosage par HPLC.

La fraction d'eau mobile est alors simplement calculée à partir du rapport de la concentration en Br^- dans la solution du sol échantillonné, C , à celle de la solution infiltrée :

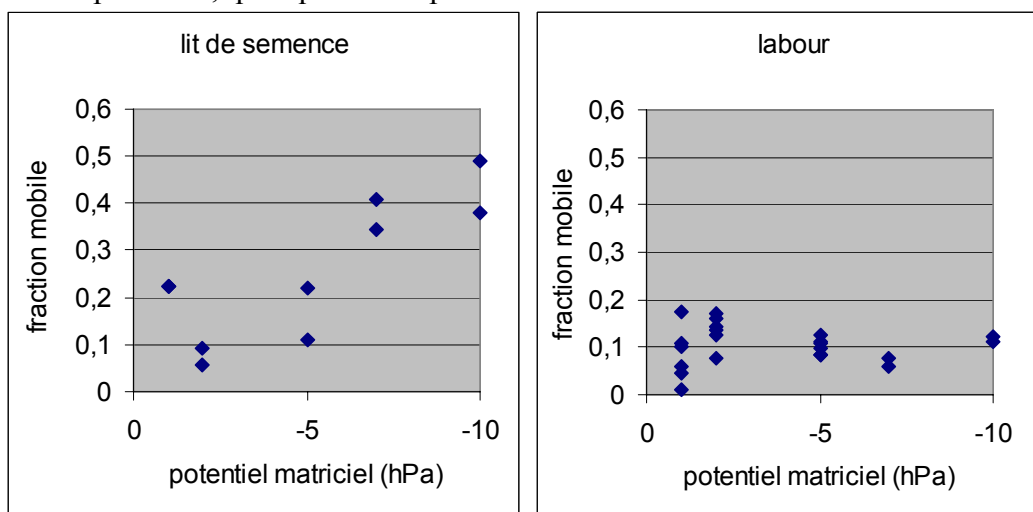
$$\theta_m / \theta = C / C_0.$$

La mesure a été répétée plusieurs fois par horizon et pour différents potentiels matriciels (-1, -2, -5, -7, -10 hPa).

Résultats et discussion

Les résultats montrent un comportement assez différencié entre les horizons.

La fraction d'eau mobile dans le lit de semence passe par un minimum aux alentours de 9 % au potentiel -2 cm, avant de croître jusqu'au potentiel -10 cm pour atteindre des valeurs autour de 40-50 %. Le labour a un comportement très différent avec une fraction d'eau mobile ne dépassant pas 20 %, quel que soit le potentiel.



Les horizons BT, B et C, quant à eux, ne présentent pas de tendance particulière en fonction du potentiel, mais ont une fraction d'eau mobile beaucoup plus variable et plus élevée, en moyenne (jusqu'à 70 % pour l'horizon B).

Ces résultats serviront de base à une modélisation du transport de type MIM des pesticides dans les sols de Beauce en régime naturel transitoire.

Références

- ALLETTO, L., Y. COQUET, P. VACHIER, C. LABAT (2006): Hydraulic conductivity immobile water content, and exchange coefficient in three soil profiles. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70, 1272-1280.
 CLOTHIER, B.E., M.B. KIRKHAM, J.E. MCLEAN (1992): In situ measurements of the effective transport volume for solute moving through soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56, 733-736.
 VAN GENUCHTEN, M. TH., P. WIERENGA (1976): Mass transfer studies in sorbing porous media: I. Analytical solutions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 40, 473-480.

Modélisation de la réhabilitation de sols forestiers suite à l'acidification atmosphérique

Moncoulon David¹, Leguédou Sophie², Martinson Liisa³, Probst Anne^{1,2}

1 : CNRS, UMR5563 — LMTG, 14 av. Edouard Belin, F-31 400 Toulouse, david.moncoulon@lmtg.obs-mip.fr

2 : CNRS, UMR5245 — ECOLAB, Av. de l'Agrobiopole, BP 32 607, F-31 326 Castanet-Tolosan, sophie.leguedois@ensat.fr et anne.probst@ensat.fr

3 : Lund University, Centre for Sustainability Studies, P.O. Box 170, SE-221 00 Lund, Suède, liisa.martinson@lucsus.lu.se

Introduction

Les activités humaines émettent dans l'atmosphère des polluants atmosphériques soufrés et azotés qui, en se déposant dans les écosystèmes terrestres, entraînent une acidification des sols. En France, l'acidification des sols due à des dépôts atmosphériques est sensible notamment dans le centre, le nord et le nord-est (Probst *et al.*, 1990). Les protocoles d'application de la convention sur la pollution atmosphérique transfrontalière à longue distance, dite convention de Genève, ont permis, depuis les années 1980, de réduire drastiquement les émissions de composés acidifiants, notamment les composés soufrés.

Les modifications de la composition chimique de la solution des sols suite à l'acidification ont des conséquences sur la santé des peuplements forestiers. Il a été montré que le pH et le rapport des concentrations $[Al]/[Cations\ Basiques(CB)]$ dans la solution du sol constituaient des indicateurs de toxicité pour la croissance des essences forestières (Sverdrup et Warfvinge, 1993).

Ainsi, dans l'optique d'évaluer la capacité de réhabilitation des écosystèmes suite à la diminution de la pollution atmosphérique acidifiante, nous avons modélisé l'évolution de la composition de la solution du sol pour différents écosystèmes forestiers sur une période allant du début de l'ère industrielle à l'échéance du protocole d'application actuel, soit 1880–2100.

Matériels et méthodes

Les simulations numériques ont été réalisées avec le modèle SAFE (Warfvinge *et al.*, 1993) qui a été conçu pour reproduire les effets à long terme de dépôts atmosphériques sur la chimie de la solution du sol. La modélisation a été conduite sur cinq sites choisis pour refléter la variabilité de la sensibilité des écosystèmes français vis-à-vis de l'acidification : (1) forêt de Hêtre sur ANDOSOL développé sur basalte (Massif Central) ; (2) Chêne pubescent sur BRUNISOL OLIGO-SATURE développé sur granite (Massif Central) ; (3) Charme sur LUVISOL podzolisé développé sur sable (Bassin Parisien) ; (4) Hêtre sur PODZOL développé sur grès (Vosges) ; (5) Pin maritime sur PODZOL développé sur sable éolien (Landes). Différentes sources ont été utilisées pour renseigner les données d'entrée nécessaires au modèle : la détermination des dépôts acidifiants à partir des émissions passées et futures selon la méthode utilisée par Schöpp *et al.* (2003) ; les mesures réalisées dans le cadre du Réseau National de suivi à long terme des ÉCOsystèmes FOREstiers pour les apports atmosphériques de Ca, Na, K, Mg et Cl ainsi que les paramètres pédologiques. Pour l'ensemble des sites, il a été considéré que le peuplement forestier avait été planté en 1800 et qu'il avait ensuite été géré en coupes régulières.

Résultats

Pour chacun des cinq sites modélisés, les évolutions du pH et du rapport $[Al]/[CB]$ de la solution du sol ont été représentées et comparées aux limites critiques définies pour la santé

des peuplements forestiers ($\text{pH} < 4,6$ et $[\text{Al}]/[\text{CB}] > 1,2$). Les simulations montrent que les dépôts acidifiants ont entraîné une diminution significative du pH dans les cinq sites. L'impact des dépôts sur le rapport $[\text{Al}]/[\text{CB}]$ est moins sensible du fait du pouvoir tampon lié à la libération des cations présents sur le complexe d'échange du sol. Au cours de la période étudiée, les seuils de toxicité ne sont jamais atteints pour les sites 1 et 2 ; ils sont toujours dépassés pour les sites 3 et 4 et uniquement pendant la période de plus forte émission pour le site 5. Pour les sites sensibles à l'acidification (3, 4 et 5), la comparaison avec l'évolution temporelle des dépôts montre que l'évolution de la chimie de la solution du sol suit les mêmes tendances mais avec un décalage temporel de 10 à 90 ans. Ce retard est plus important dans les horizons de sol profonds (voir Figure 1) et dépend des cations échangeables, du potentiel d'altération du matériau parental, des prélèvements par la végétation et des dépôts de cations basiques.

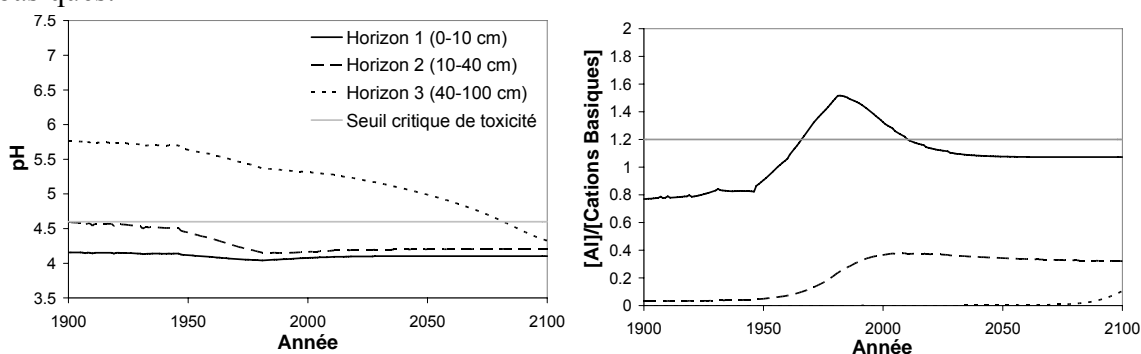


Figure 2 : Evolution temporelle des indicateurs de toxicité du peuplement forestier (pH et rapport des concentrations $[\text{Al}]/[\text{Cations Basiques}]$ de la solution du sol) pour le site 5.

Conclusion

Les résultats de ces simulations numériques montrent que les écosystèmes n'ont pas tous la même sensibilité aux processus d'acidification et que l'effet des dépôts acidifiants sur la chimie de la solution du sol n'est pas immédiat. Il existe un délai de réaction variable selon les caractéristiques chimiques du sol, l'altérabilité du matériau parental et la composition des dépôts atmosphériques. Pour certains écosystèmes, les valeurs des indicateurs de toxicité retenus (pH et rapport $[\text{Al}]/[\text{CB}]$) seront toujours au-delà des limites critiques à l'échéance du dernier protocole d'application de la convention de Genève, en 2010. La réhabilitation suite à l'acidification ne sera donc pas effective pour tous les écosystèmes forestiers français.

Remerciements

Les auteurs remercient l'ADEME, en particulier Laurence Galsomiès, pour les financements accordés pour les travaux sur les charges critiques ; Erwin Ulrich pour avoir fourni les données RENECOFOR ainsi que Jean-Paul Party pour son expertise.

Références

- Probst A, Massabuau J-C, Probst J-L, Fritz B. 1990. Acidification des eaux de surface sous l'influence des précipitations acides : rôle de la végétation et du substratum, conséquences pour les populations de truites. Le cas des ruisseaux des Vosges. *C.R. Acad. Sci. Paris*. 311:405–411.
- Schöpp W, Posch M, Mylona S, Johansson M. 2003. Long term development of acid deposition (1880-2030) in sensitive freshwater regions in Europe. *Hydrol. Earth. Sci. Syst.* 7:436–446.
- Sverdrup H et Warfvinge P. 1993. The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the $(\text{Ca}+\text{Mg}+\text{K})/\text{Al}$ ratio. Reports in Ecology and Environmental Engineering. Lund University, Department of Chemical Engineering.
- Warfvinge P, Falkengreen-Grerup U, Sverdrup H; 1993. Modelling long-term base cation supply to acidified forest stands. *Environmental Pollution*. 80:209–220.

Hydrophobie des matières organiques et conséquences sur les phénomènes d'hystérèse de la courbe de rétention en eau. Application aux supports de culture horticoles.

Michel Jean-Charles¹, Naasz Rémi^{1,2}, et Charpentier Sylvain¹

1: UMR A462 SAGAH INH-INRA-UA, 2 rue Le Nôtre, 49045 Angers, France ; jean-charles.michel@inh.fr; sylvain.charpentier@inh.fr

2 : Département des sols et Génie Agroalimentaire, Centre de Recherche en Horticulture, Université Laval, Sainte-Foy, Québec, G1K 7P4, Canada, remi.naasz.1@ulaval.ca

Introduction

Bien que l'hystérèse des propriétés hydriques soit largement constatée, l'origine de ces phénomènes demeure encore délicate à interpréter et est souvent reliée à un ou plusieurs critères tels que la non-uniformité géométrique des pores (effet 'bouteille d'encre'), la présence d'air piégé, les phénomènes de retrait/gonflement ou encore l'évolution de l'hydrophobie des matériaux, notamment lorsqu'il s'agit de matériaux à forte teneur en matière organique.

Ainsi, en se basant sur les systèmes horticoles hors sol utilisant la plupart du temps des supports de culture totalement organiques, l'objectif de ce travail a été d'estimer l'influence de leur mouillabilité sur leurs propriétés physiques, à partir des mesures d'angles de contact et de rétention en eau au cours d'un cycle de dessiccation/humectation, puis de formaliser ce comportement en réhumectation en intégrant la variation de la mouillabilité dans le modèle de Van Genuchten.

Matériels et méthodes

Les expérimentations ont été réalisées sur tourbe blonde (peu décomposée) et écorces de pin compostées qui représentent près de 90% des produits utilisés dans la fabrication des supports de culture sur le marché national, et qui présentent en outre des structures et comportements physiques très différents.

Les courbes de rétention en eau sont élaborées à partir de mesures sur table de succion (de 0 à -10 kPa) et chambre à pression (de -10 à -316 kPa), tandis que les angles de contact sont estimés par une méthode de remontée capillaire développée par Michel *et al.* (2001). L'ensemble des données $\theta(\Psi)$ et $\alpha(\Psi)$ (θ, Ψ, α étant respectivement la teneur en eau volumique, le potentiel de l'eau et l'angle de contact) est ensuite intégré dans le modèle de Van Genuchten (1980), en considérant (1) une approche multimodale (Durner, 1994; Priesack & Durner, 2006) de la porosité (c'est-à-dire plusieurs systèmes poraux); (2) une variation de l'angle de contact en relation avec la distribution porale (« mouillabilité des surfaces des pores »). L'équation de Van Genuchten peut s'exprimer alors sous la forme suivante :

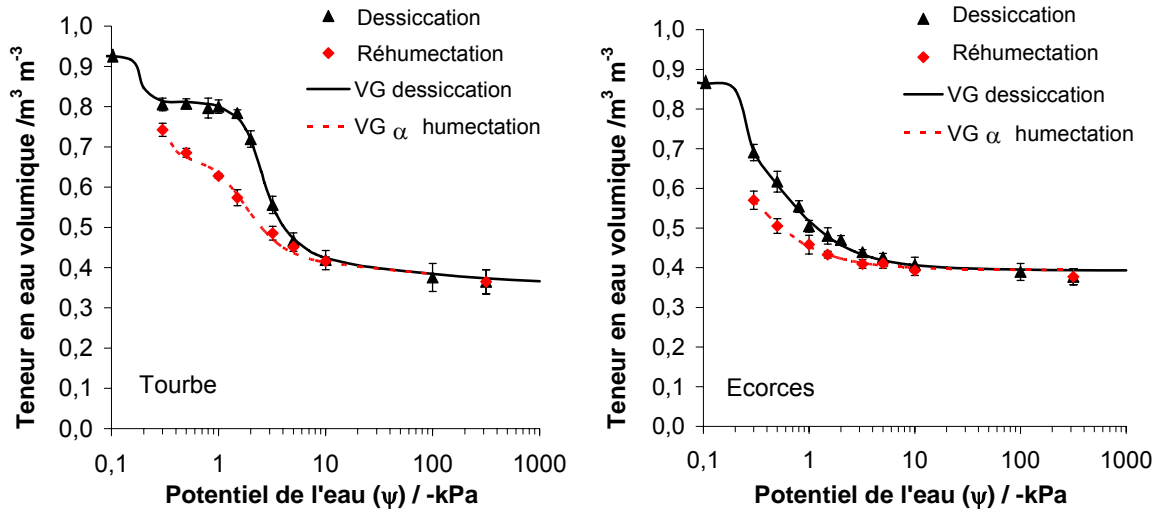
$$Se = \sum_{i=1}^k w_i \left(1 + \left(\frac{\psi}{\cos \alpha_i \cdot \psi_{ai}} \right)^{n_i} \right)^{-m_i}$$

avec : k le nombre de systèmes poraux ; w_i , ψ_{ai} , α_i , n_i et m_i étant respectivement la fraction de la porosité totale, le potentiel de l'eau au point d'entrée d'air, l'angle de contact, les paramètres d'ajustement du modèle pour chaque système poral i .

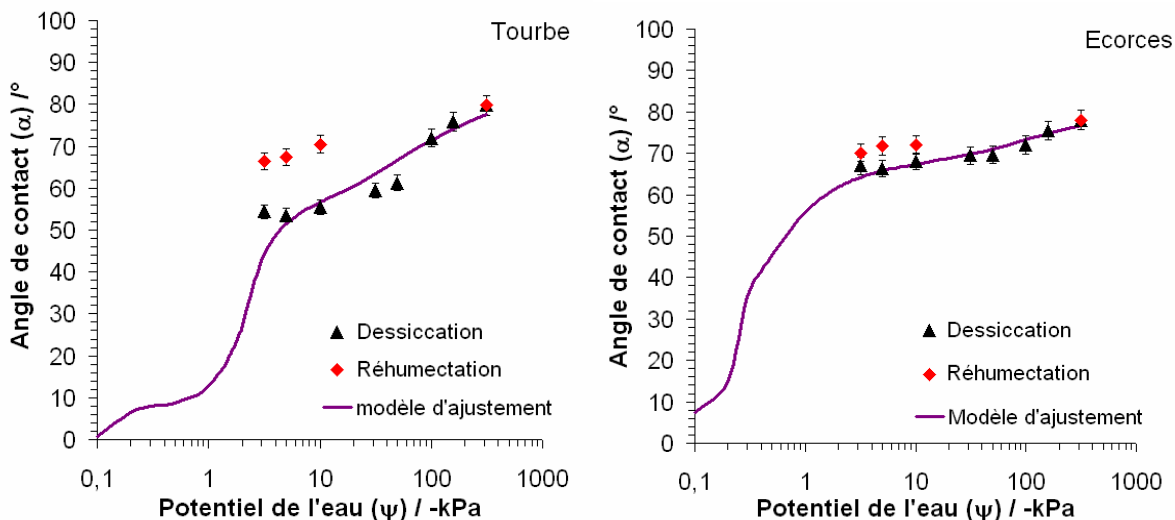
Résultats et discussion

Des comportements très différents entre les deux matériaux ont été obtenus au niveau de la courbe de rétention en eau, avec des phénomènes d'hystérèse marqués pour la tourbe à

l'inverse des écorces. L'hystérèse de la courbe de rétention est parfaitement ajustée en utilisant le modèle de van Genuchten-Durner modifié avec la prise en compte de l'angle de contact de chaque système poral.



De la même façon, l'évolution des angles de contact en fonction du potentiel de l'eau montrent des phénomènes d'hystérèse marqués pour la tourbe, contrairement aux écorces. De plus, l'intégration des angles de contact calculés pour chaque système poral à partir du modèle de Van Genuchten Durner modifié VG_{α} montre un très bon ajustement avec les valeurs d'angles de contact « apparents » mesurés par la méthode de remontée capillaire.



L'ensemble de ces résultats semblent indiquer que les propriétés de rétention en eau et les phénomènes d'hystérèse associés sont fortement influencés par l'évolution de la mouillabilité de ces matières organiques.

Intérêt de la spectrométrie proche infrarouge pour caractériser les propriétés physico-chimiques d'une gamme variée de sols

Brunet Didier¹, Szwarc Marc², Babre Daniel², Alary Karine², Barthès Bernard¹

1 : UR SeqBio (Séquestration du carbone et bio-fonctionnement du sol), IRD, BP 64501, 34394 Montpellier cedex 5 ; courriels : didier.brunet@mpl.ird.fr, barthes@mpl.ird.fr.

2 : US 49 Analyse (Laboratoire d'analyses physico-chimiques de sols, eaux, végétaux), CIRAD, TA 40/01, 2477 avenue Agropolis, 34398 Montpellier cedex 5 ; courriels : marc.szwarc@cirad.fr, daniel.babre@cirad.fr, karine.alary@cirad.fr.

Introduction

La spectrométrie proche infrarouge (SPIR) est une technique de caractérisation des matériaux d'après leur absorption dans le proche infrarouge. Elle comporte un étalonnage, qui construit une régression entre une propriété mesurée conventionnellement et l'absorbance à différentes longueurs d'onde du domaine proche infrarouge ; cette régression est ensuite utilisée pour prédire la propriété sur d'autres échantillons d'après leur spectre. Cette technique rapide et peu coûteuse connaît de nombreuses applications industrielles, et semble promise à un bel avenir en science du sol. Toutefois, son aptitude à caractériser les constituants minéraux reste incertaine. Par ailleurs, il semble que les étalonnages sur des jeux d'échantillons variés pourraient être médiocres. L'objectif du travail présenté était d'évaluer le potentiel de la SPIR pour déterminer 26 propriétés sur un jeu varié de sols tropicaux.

Matériels et méthodes

Les 436 échantillons étudiés proviennent de 40 pays d'Afrique, d'Amérique et d'Asie. Ils ont été prélevés à profondeur variable dans des sols rattachés à 13 groupes : Andosols, Cambisols, Ferralsols, Gleysols, Luvisols, Nitisols, Podzols, Vertisols, etc. Les analyses suivantes ont été réalisées sur ces échantillons : granulométrie cinq fractions (Arg, LF, LG, SF, SG) ; pH eau et KCl ; teneurs en C organique (méthode par oxydation sulfochromique sur sols carbonatés, CHN sinon) et N total (Kjeldahl) ; bases échangeables et CEC (méthode à l'acétate d'ammonium à pH 7) ; teneurs en Al et Fe totaux (fluorescence X), en Al extractible (acétate d'ammonium à pH 4,8) et en Fe libre (méthode de Tamm-Deb) ; teneurs en P total, P assimilable Olsen-Dabin, P assimilable Bray 2, P extrait à l'eau et P organique (différence entre extrait H₂SO₄ avant et après calcination).

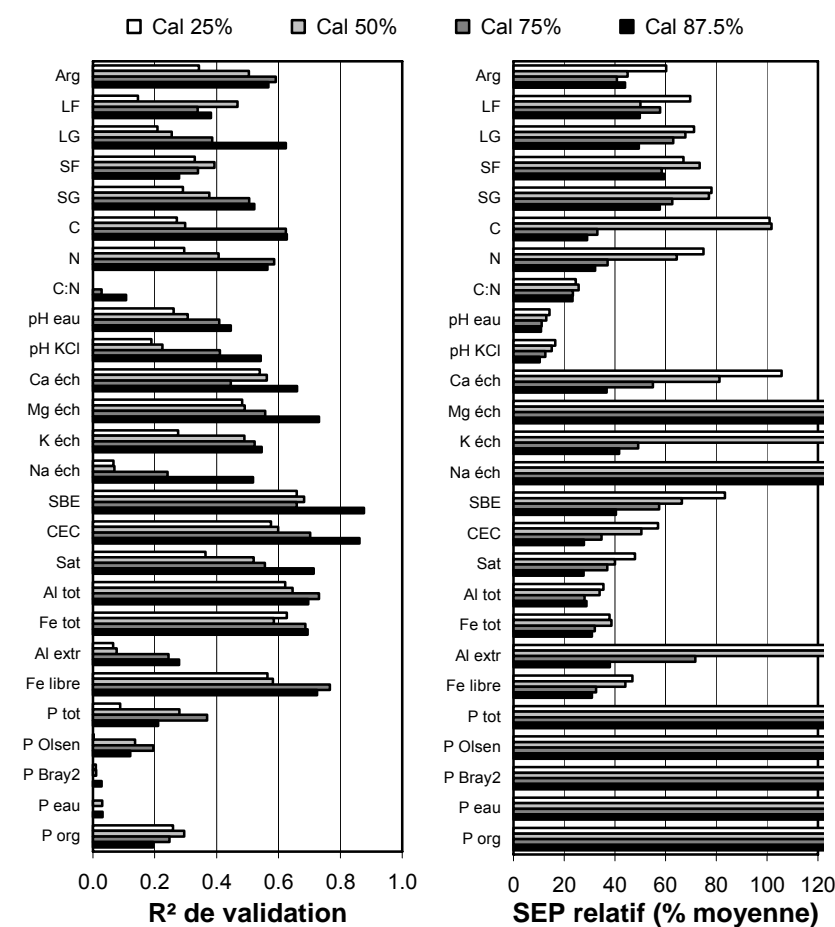
L'absorbance des échantillons a été déterminée entre 1100 et 2500 nm à l'aide d'un spectromètre Foss NIRSystems 5000 sur des aliquotes de 5 g environ séchées à l'air et tamisées à 2 mm. L'analyse de données a été réalisée avec le logiciel WinISI III, le jeu d'échantillons étant divisé en deux sous-jeux, l'un d'étalonnage et l'autre de validation. L'étalonnage a été réalisé par la méthode des moindres carrés partiels (PLS), qui exprime chaque propriété comme une combinaison linéaire de facteurs orthogonaux, eux-mêmes combinaisons linéaires d'absorbances ayant une covariance maximale avec la propriété ; le nombre optimal de facteurs à utiliser est celui optimisant une validation croisée effectuée au sein du sous-jeu d'étalonnage. L'étalonnage a été réalisé avec un effectif de 25, 50, 75 ou 87,5% du jeu total, mais toujours sur les échantillons les plus représentatifs spectralement (méthode des plus proches voisins). La qualité de l'étalonnage est évaluée en comparant prédictions et mesures (R^2 d'étalonnage, R^2_{cal} , et erreur standard de validation croisée,

SECV). L'étalonnage a ensuite été testé sur le sous-jeu de validation, la qualité de la validation étant évaluée par R^2 de validation (R^2_{val}) et l'erreur standard de prédiction (SEP).

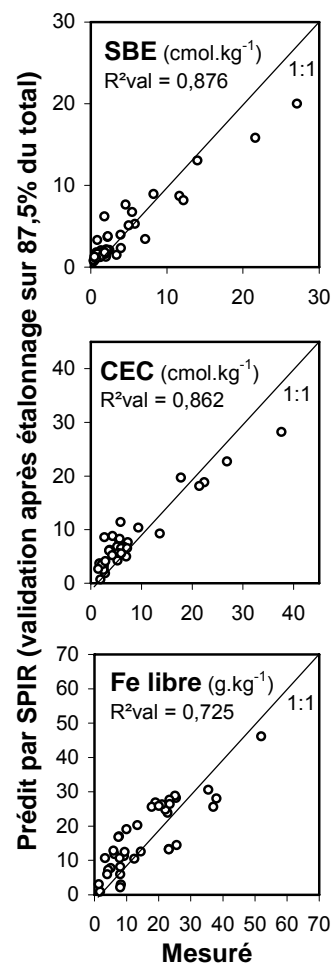
Résultats, discussion et conclusion

Malgré l'extrême diversité des échantillons étudiés ($0,3\% \leq \text{Arg} \leq 89\%$, $4 \leq \text{pH}_{\text{eau}} \leq 8$, $0,01\% \leq C \leq 24\%$), la SPIR prédit correctement plusieurs propriétés (cf. fig.) : CEC, taux de saturation (Sat), Al tot, Fe tot et Fe libre peuvent être estimés avec $R^2_{val} \geq 0,7$ et $\text{SEP} \approx 30\%$ de la moyenne ; Arg, C, N, Ca éch, K éch et somme des bases (SBE) avec $R^2_{val} \geq 0,55$ et $\text{SEP} \approx 40\%$. En revanche, P est mal prédit ($\text{SEP} > 100\%$). L'accroissement de l'effectif d'étalonnage améliore en général les prédictions (SECV et SEP diminuent, R^2 augmente), du fait de la diversité des échantillons ; mais un seuil d'étalonnage existe pour certaines propriétés, au-delà duquel étalonnage et validation ne sont pas améliorés (par exemple 75% pour Arg et Fe libre), du fait probablement d'une moindre variabilité de ces propriétés. Par ailleurs, la division du jeu total en deux jeux texturaux (Arg < ou > 30%), étalonnés et validés séparément, diminue la précision des prédictions pour quelques propriétés (Ca éch, Sat, Al tot, Fe tot) et n'a pas d'effet clair pour les autres (N, SBE et CEC mieux prédits sur le jeu argileux et moins bien prédits sur le jeu sableux que sur le jeu total ; le contraire pour Arg) ; ceci contraste avec la littérature, qui rapporte des prédictions plus précises sur jeux homogènes, suggérant que les jeux texturaux étudiés ici restent hétérogènes. Ce travail montre donc que, même en conditions atypiques en raison d'une extrême diversité, la SPIR prédit correctement certaines propriétés des sols, parfois malaisées à caractériser conventionnellement.

Statistiques de validation pour 26 propriétés et 4 effectifs d'étalonnage



Mesures vs. prédictions (SPIR) pour 3 propriétés



Caractérisation du chrome disponible par les cinétiques d'échange isotopique : application aux sols du massif de Niquelândia (Brésil)

Garnier J.¹, Quantin C.¹, Echevarria G.², Becquer T.³

¹ UMR 8148 IDES, Univ. Paris Sud, 91405 Orsay

² UMR 1120 ENSAIA-INPL-INRA, 54505 Vandoeuvre-lès-Nancy

³ UMR 137, IRD-Embrapa, 71619-970 Brasilia-DF, Brésil

Introduction

Le massif ultramafique de Niquelândia possède des sols caractéristiques aux teneurs en Eléments en Traces très élevées suscitant un fort intérêt pour l'exploitation minière (Co, Cr et Ni). Ces sols sont aussi le siège d'une végétation endémique et métallicole qui a su s'adapter au stress métallique. Parmi les métaux potentiellement phytotoxiques, le Cr y est particulièrement présent sous ses deux valences, Cr(III) et Cr(VI). Des extractions chimiques sur plusieurs sols caractéristiques du massif (Garnier *et al.*, 2006) ont permis de mettre en évidence une importante fraction facilement disponible sous la forme toxique Cr(VI). Caractériser les paramètres de contrôle d'échange du Cr(VI) dans ces sols permettrait d'identifier les facteurs contrôlant l'exposition des végétaux au stress en Cr(VI). Afin de répondre à cette question, des cinétiques d'échange isotopique (CEI) sur le Cr(VI) ont été réalisées pour la première fois. Cette méthode, qui a déjà montré son efficacité pour le P, le Cd, le Zn et le Ni, permet de caractériser la dynamique du stock de métal échangeable de la phase solide du sol et son pouvoir tampon vis-à-vis de la fraction en solution (Echevarria *et al.*, 1998). Il a été montré qu'indépendamment de leur comportement, les plantes prélèvent le métal à partir du pool isotopiquement échangeable (Massoura *et al.*, 2004). L'objectif de ce travail était de valider la méthode des CEI pour caractériser la disponibilité des ions chromates et si possible de comprendre les mécanismes la contrôlant. Pour cela, deux Ferralsols ultramafiques contenant des proportions variables de Cr(VI) ont été choisis.

Matériel et Méthodes

Les deux Ferralsols étudiés (8 et 9) sont riches en Cr et en Ni, notamment le sol 8 qui montre des teneurs supérieures à 1% dans les deux horizons profond(>60 cm). La minéralogie des horizons des deux sols est dominée par les oxydes de Fe (Goethite et Hématite) ainsi que par les spinelles (Magnetite et Chromite) et le quartz. L'hématite est plus présente dans le sol 9 que dans le sol 8. Des extractions séquentielles du Cr et du Fe ont été réalisées sur la terre fine de chacun des horizons des deux profils (Garnier *et al.*, 2006).

Les CEI ont été adaptées à l'étude de la disponibilité des ions chromate dans les sols. Le protocole utilisé pour le Ni (détails complets dans Echevarria *et al.*, 1998) a été utilisé en suivant les ions CrO_4^{2-} dans la solution du sol et en apportant des ions $^{51}\text{CrO}_4^{2-}$ comme traceurs de l'échange isotopique. Ces derniers sont injectés dans des suspensions terre/eau (rapport 1/10) et leur cinétique de disparition de la solution est suivie dans le temps après filtration. Cet isotope a été mesuré dans les solutions de sol extraites aux différents temps d'échange isotopique par comptage γ . Le taux de dilution maximal des ions marqués pour des temps infinis est en général compris comme le rapport de l'espèce considérée en solution sur la concentration totale de cette espèce dans la phase solide (*i.e.* $\text{CrVI}_S/\text{CrVI}_T$). Dans le cas des ions chromate, il a fallu estimer cette dernière par l'ensemble des fractions mobilisables de CrO_4^{2-} par la méthode d'extraction au KH_2PO_4 (sélective pour CrO_4^{2-}) car le Cr total du sol

comprend une majorité d'ions Cr^{3+} non impliqués dans l'échange isotopique avec les ions CrO_4^{2-} dans la solution du sol.

Résultats et discussion

Les compartiments isotopiquement échangeables sont très significatifs (Figure 1) et coïncident avec les fractions échangeables, liés aux oxydes de Mn et oxydes de Fe amorphes et confirment donc ceux obtenus par les extractions séquentielles (Garnier *et al.*, 2006). La prépondérance des compartiments échangeables en moins de 1 minute ou 24h montre le caractère très labile de l'association des ions CrO_4^{2-} avec les surfaces des colloïdes des sols. Ces ions sont donc extrêmement disponibles et les ions PO_4^{3-} , beaucoup plus fortement retenus par ces mêmes colloïdes, peuvent les chasser aisément.

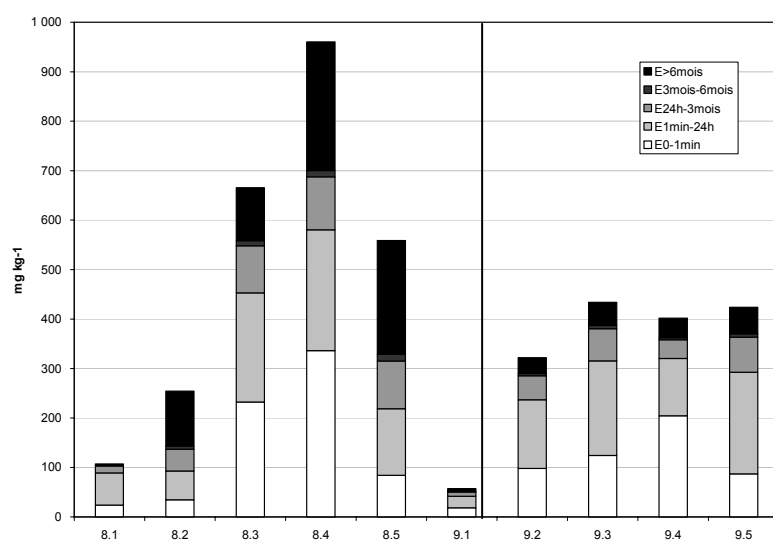


Figure 1 : Distribution des ions chromate dans les différents compartiments isotopiquement échangeables (CEI) pour deux ferralsols (sols 8 et 9) de Niquelândia, Brésil.

Conclusion

L'aspect cinétique de l'échange du métal entre la phase solide et la solution du sol est exploré par cette méthode, et permet donc d'avoir accès à la fraction disponible pour les organismes vivants. Moyennant quelques mises au point pour généraliser la méthode à d'autres contextes, les résultats permis par les CEI devraient permettre de mieux évaluer l'impact éventuel du Cr(VI) sur l'écosystème et de mieux comprendre la tolérance des végétaux et leur niveau d'adaptation aux forts niveaux de disponibilité de Cr(VI) ainsi qu'aux pouvoir tampons élevés observés dans ces sols.

Références

- Echevarria G., Morel J.L., Fardeau J.C. et Leclerc-Cessac E. 1998. Assessment of phytoavailability of nickel in soils. *J. Environ. Qual.* 27, 1064-1070.
- Garnier J., Quantin C., Martins E.S. et Becquer T. 2006. Solid speciation and availability of chromium in ultramafic soils from Niquelândia, Brazil. *J. Geochem. Expl.* 88, 206-209.
- Massoura S. T., Echevarria G., Leclerc-Cessac E., Morel J. L. 2004. Response of excluder, indicator and hyperaccumulator plants to nickel availability in soils. *Aust. J. Soil Res.* 42, 933-938.

Utilisation de la spectrométrie dans le proche infrarouge (SPIR) pour déterminer la source végétale de la matière organique des sols.

Ertlen Damien¹, Schwartz Dominique¹, Brunet Didier²

1 : UMR 7011, CNRS/ULP, Laboratoire Image et Ville, 3, rue de l'Argonne 67000

Strasbourg, damien.ertlen@lorraine.u-strasbg.fr

2 : UR SeqBio, IRD, ENSAM - Bâtiment 12, 2, place Viala, 34060 Montpellier Cedex 2,

brunet@mpl.ird.fr

Introduction

Le but des travaux présentés ici est de mettre au point une nouvelle méthode fondée sur les propriétés de la spectrométrie dans le proche infrarouge (SPIR), permettant d'identifier la source végétale dont sont issues les matières organiques des sols (MOS).

Depuis 40 ans, la SPIR a connu de nombreux développements dans l'analyse des matières végétales. Ces développements concernent aussi bien les aspects quantitatifs (mesures d'abondance) que qualitatifs (caractérisation de types de matières organiques) (Ben Gera et Norris, 1968 ; Hruschka et Norris, 1982 ; Wetzell, 1983 ; Roggo et al., 2003). La SPIR est aujourd'hui largement répandue dans différents secteurs de l'industrie pour contrôler la qualité de produits pharmaceutiques, agricoles, industriels et plus généralement de tous les composés organiques (Fourty et al., 1996 ; Burns and Ciurczak, 2001, Coûteaux et al., 2003). En effet, l'absorbance dans cette bande spectrale peut être définie comme « l'empreinte digitale » des matières organiques (Palmborg et Nordgren, 1996). Nous présentons ici les premiers tests effectués sur les horizons de surface de sols alsaciens recouverts par différents types de végétations, prairiaux ou forestiers.

Matériel et méthode

150 échantillons ont été prélevés dans le massif du Rossberg (Vosges haut-rhinoises) à une profondeur moyenne de 2 cm dans l'horizon A1 d'alocrisols : 60 proviennent de prairies, 40 de forêts mixtes, 45 de hêtraies sapinières et 30 de hêtraie pure. Les échantillons ont été séchés à 40°, puis tamisés à 2 mm. Les données historiques disponibles attestent d'une stabilité des peuplements végétaux supérieure au temps moyen de résidence des MOS (TMR = 56 ± 32 BP pour l'horizon de surface). Nous disposons ainsi de références solides sur l'origine végétale de la MOS à confronter aux mesures spectrales

La mesure est effectuée tous les deux nanomètres sur la bande spectrale 1100-2500 nanomètres. Elle est effectuée sur une faible quantité de sol (10 g) et, étant non destructive, elle peut être répétée de nombreuses fois. Deux répétitions sont effectuées pour chaque échantillon. Le spectre de réflectance est transformé en absorbance suivant la formule $A = \log(1/R)$ (où R est la réflectance) puis moyenné tous les dix nanomètres pour obtenir un spectre composé de 140 mesures. La dérivée seconde des spectres est calculée afin d'accentuer les différences spectrales. La moyenne des dérivés est calculée pour chaque groupe de végétation afin d'obtenir 4 « signatures » caractéristiques des 4 peuplements étudiés. Afin de synthétiser les différences de signatures, une Analyse en Composante Principale (ACP) est effectuée avec 150 observations (échantillons) et les 140 variables (bandes spectrales). L'analyse est ensuite répétée avec un nombre restreint de variables, sélectionnées parmi les plus discriminantes.

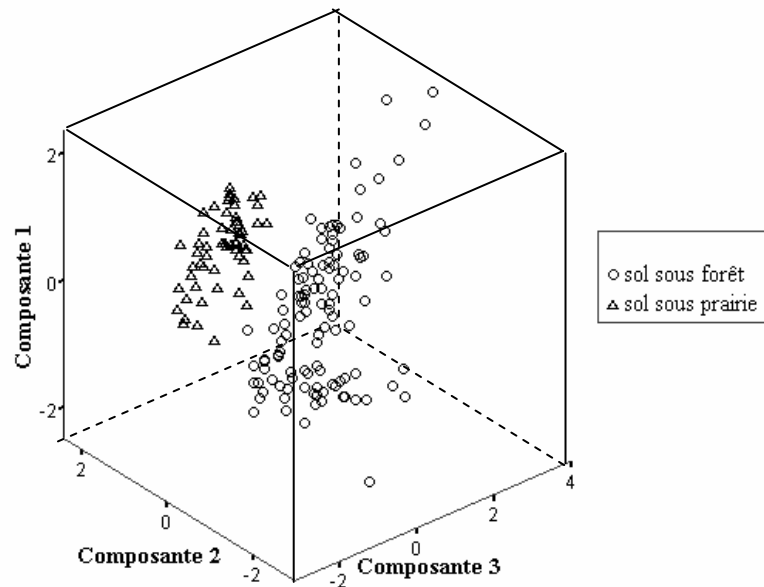


Fig.1 :Les scores factoriels d'une ACP réalisée sur une sélection de bandes spectrales

Résultats

Dans un premier temps l'observation des dérivées et des « signatures » révèle les bandes spectrales les plus discriminantes. De manière générale la seconde moitié du spectre (1800-2500) est plus discriminante avec des zones clef autour de 1900, 2080-2200, 2230, 2370. Le pic autour de 1900 est écarté pour sa relation connue avec l'eau (Russell, 2003).

Les trois premiers facteurs de l'ACP réalisée sur l'ensemble du spectre expliquent 82,6 % de la variance (respectivement 53,1 % ; 19,7 % et 8,7 %). Ce pourcentage atteint 94 % lorsque le nombre de variable est réduit à 22 (2080-2270 et 2370-2380 nm). Les scores factoriels permettent de discriminer très clairement le couvert forestier de la prairie et les différents types de forêt entre eux (Fig. 1).

Conclusion

L'examen par la SPIR de sols identiques sous des peuplements variés révèle des signatures spectrales différentes. De nouveaux tests concernant des peuplements similaires mais des sols et des situations géographiques plus variées à l'échelle de l'Alsace vont être effectués pour confirmer ces résultats préliminaires.

Les premiers résultats sont très positifs et permettent d'estimer que la mise au point de cette méthode a des chances raisonnables d'aboutir. Les applications pourraient en être très variées, dans le domaine de l'étude de la dynamique des MOS, du fonctionnement des écosystèmes, de la paléoécologie et des paléoenvironnements, de l'archéologie des paysages...

Ben Gera I. et Norris K.H., 1968. J. Food Sci, 33, 64

Burns and Ciurczak, 2001. Handbook of near-infrared analysis. 2^{ème} ed., M. Dekker, Inc., 814

Coûteaux, M.M., Berg,B., Rovira, P., 2003. Soil Biol. & Biochem, 35, 1587-1600

Fourty Th.et al., 1996. Remote Sens. Environ., 56, 104-117

Hruschka et al.1982. Appl. Spectrosc., 36, 3, 261-265(5)

Palmborg C. et Nordgren A. 1996. Soil Biol. and Biochem., 28, 711-720.

Roggo, Y.et al., 2003. J. Mol. Struct., 654: 253-262.

Russell C.A., 2003. Soil sci. plant anal., 34, 11-12, 1557-1572

Wetzel, 1983. Anal. Chem, 55, 12, 1165A-1176A

THEME 10 : ANALYSE ET MODELISATION
AFFICHES

Amélioration de la détermination des caractéristiques de rétention en eau dans les horizons hétérogènes par l'utilisation de l'approche additive

Anthony Frison¹, Isabelle Cousin¹, Hervé Gaillard¹, Sophie Cornu¹

¹ INRA, Unité de Science du Sol, 2163 Avenue de la Pomme de Pin, BP 20619, 45166 Orléans, anthony.frison@orleans.inra.fr

Introduction

De nombreuses méthodes expérimentales permettant de déterminer les propriétés hydrodynamiques en régime insaturé à l'échelle de l'horizon sont des méthodes de laboratoire basées sur l'hypothèse d'une homogénéité de la structure de l'échantillon étudié. Cependant, cette condition n'est pas remplie dans le cas des horizons hétérogènes composés d'une juxtaposition de différents Volumes Pédologiques Élémentaires (VPE) d'une taille inférieure à celle de l'horizon et considérés comme homogènes. L'estimation des propriétés hydrodynamiques dans le cas des horizons hétérogènes reste difficile. Dans le cas de la propriété de rétention en eau, la connaissance de la distribution tridimensionnelle des différents VPE n'est pas nécessaire. En effet, la teneur en eau à un potentiel donné est une variable scalaire et les valeurs de teneurs en eau de chaque VPE peuvent être simplement ajoutées pour obtenir une valeur de teneur en eau équivalente pour l'horizon. Ross et Smetten (1993) ont théoriquement démontré qu'une addition pondérée des teneurs en eau de différents VPE permettait de calculer la rétention en eau de tout l'horizon. Nous avons donc testé cette approche additive afin de déterminer la teneur en eau effective à l'échelle de l'horizon en comparant les données expérimentales obtenues par la méthode de Wind (1968) _méthode utilisée pour alimenter la base de données SOLHYDRO, partie française de la base de données européenne HYPRES_ et les données obtenues par l'approche additive (échelle des VPE).

Matériels et méthodes

Site d'étude

Le sol étudié est un Luvisol dégradé développé sur des loess quaternaires du plateau de l'Yonne. L'horizon d'intérêt est un horizon de transition E&BT situé entre 35 et 60 cm de profondeur qui est caractérisé par la juxtaposition de VPE dégradés limono - argileux de couleur claire et de volumes résiduels argilo - limoneux de couleur ocre et noire. Ces VPE ont une taille pluri centimétrique.

Mesures de rétention en eau

La courbe de rétention en eau de chaque VPE (séparé à la main selon leurs couleurs à partir de blocs non perturbés) a été déterminée en utilisant la méthode des presses à membranes. Neuf potentiels allant de la saturation au point de flétrissement permanent ont été étudiés. Les mesures ont été réalisées sur 15 VPE à chaque point de teneur en eau. A la fin de l'expérience, une vérification de l'homogénéité du volume a été réalisée afin d'éliminer ceux montrant trop d'hétérogénéité. Ensuite, nous avons ajusté le modèle de courbe proposé par van Genuchten (1980) à l'aide du programme RETC à partir des données ponctuelles mesurées afin de déterminer les paramètres d'ajustement d'un modèle continu.

La courbe de rétention à l'échelle de l'horizon a été déterminée selon deux méthodes :

- En premier, nous avons utilisé la méthode par évaporation de Wind (Wind, 1968) dans des cylindres prélevés (non perturbés et contenant les deux types de VPE) et mesuré ainsi à la fois la teneur en eau moyenne et le potentiel de pression exercé sur différents capteurs à différentes hauteurs dans l'échantillon.

- La deuxième méthode consiste à calculer la courbe de rétention en eau à l'échelle de l'horizon à partir des mesures réalisées à l'échelle du VPE. Pour chaque valeur de potentiel, nous avons calculé une teneur en eau effective en utilisant l'équation suivante :

$$\theta_{eff}(h) = \sum_{i=1}^N \omega_i \cdot \theta_i(h)$$

Avec h , potentiel de pression ; $\theta_{eff}(h)$, teneur en eau effective ; $\theta_i(h)$, teneur en eau du VPE i ; ω_i , coefficient de pondération (= la proportion volumique) du VPE i ; N , nombre de VPE.

Résultats et discussion

A l'échelle du VPE

Les volumes ocre ont une teneur en eau plus forte pour des valeurs de succion élevée. Par contre, les volumes clairs retiennent plus d'eau à des valeurs de succion faible (Figure 1). Hormis le potentiel où les deux courbes de rétention en eau des VPE se croisent, les teneurs en eau entre les deux volumes sont statistiquement différentes montrant ainsi l'hétérogénéité de la propriété de rétention en eau de l'horizon E&Bt.

A l'échelle de l'horizon

Les courbes de rétention en eau calculées à partir des VPE montrent des valeurs de rétention en eau inférieures aux mesures directes sur cylindres quel que soit le potentiel. Ce résultat n'est pas surprenant pour des potentiels proches de la saturation sachant que dans les mesures réalisées sur les VPE, la macroporosité inter et intra VPE n'est pas prise en compte dans les calculs. La prise en considération des macropores comme un nouveau VPE dans l'équation d'additivité permet d'augmenter la valeur de teneur en eau proche de la saturation sans toutefois atteindre les valeurs obtenues par la méthode de Wind. Pour des potentiels inférieurs à -1m, l'ajustement comprenant les macropores ne modifie pas la courbe de rétention en eau. La méthode de Wind surestime donc les teneurs en eau pour des potentiels supérieurs à 1 m, confirmant les mesures réalisées par Wendroth (1993).

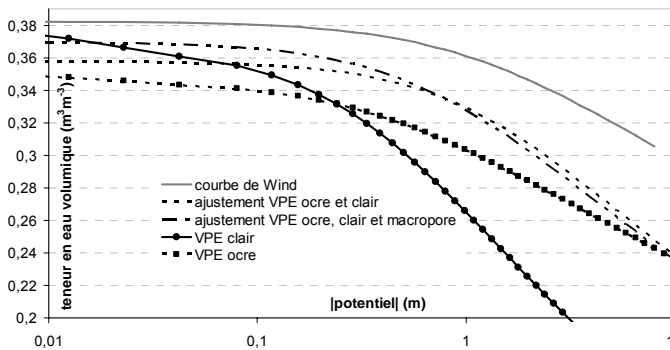


Figure 1 : courbes de rétention en eau à l'échelle de l'horizon et à l'échelle des VPE

Les deux méthodes utilisées afin d'obtenir une courbe de rétention en eau effective d'un horizon hétérogène ne sont donc pas complètement satisfaisantes car certains macropores ont dû être négligés. De plus, le volume du cylindre utilisé pour les mesures par la méthode de Wind n'est probablement pas le volume élémentaire représentatif de l'horizon. Ce point est particulièrement important quand on sait que c'est le volume de sol utilisé pour représenter l'horizon dans de nombreuses bases de données).

Conclusion

Nous avons démontré que l'estimation de la rétention en eau à l'échelle de l'horizon et pour des horizons hétérogènes restait un problème. Pour des valeurs de succion élevée, nous recommandons d'utiliser l'approche additive afin de déterminer la courbe de rétention en eau d'un horizon hétérogène. Pour des valeurs de succion faible, la meilleure stratégie est de prendre en compte la macroporosité dans l'équation d'additivité. Nous proposons d'utiliser l'équation d'additivité pour déterminer les courbes de rétention en eau d'horizons hétérogènes pour agrémenter les bases de données SOLHYDRO ou HYPRES. Cette méthode différente de la méthode standard de Wind habituellement utilisée donne les meilleurs résultats.

Ross, P.J., and K.R.J. Smetten. 1993. Describing soil hydraulic properties with sums of simple functions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57:26-29
 Van Genuchten, M.Th., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44:892-898
 Wendroth, O., W. Ehlers, J.W. Hopmans, H. Kage, J. Halbertsma, and J.H.M. Wösten. 1993. Reevaluation of the evaporation method for determining hydraulic functions in unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57:1436-1443

Spéciation du chrome dans les sols ultramafiques de Niquelândia (Brésil) : apport de la spectroscopie XAS

**Garnier Jérémie¹, Quantin Cécile¹, Montargès-Pelletier Emmanuelle², Vantelon
Delphine³, Becquer Thierry⁴**

¹ UMR 8148 IDES, Univ. Paris Sud, 91405 Orsay

² UMR 7569 LEM, INPL-CNRS, 54501 Vandoeuvre lès Nancy

³ SOLEIL-SLS, 5232 Villigen, Suisse

⁴ UMR 137, IRD-Embrapa, 71619-970 Brasilia, Brésil

Introduction

La connaissance de la spéciation et de la compartimentation des métaux dans les sols est essentielle afin d'évaluer précisément leur bio disponibilité et les risques associés pour les écosystèmes. Des méthodes chimiques indirectes (extractions sélectives séquentielles ou parallèles) sont couramment utilisées, mais leur sélectivité est souvent critiquée. La spectroscopie XAS permet de connaître directement la spéciation des métaux dans les sols et de rendre compte de la variabilité à l'échelle de quelques microns. Dans cette présentation, la spéciation du chrome est analysée dans deux sols ultramafiques tropicaux, qui diffèrent par la quantité de chrome disponible obtenue par extraction chimique.

Matériels et méthodes

La distribution du chrome, sa spéciation et sa disponibilité ont été étudiées dans deux Ferralsols (TOP8 et 9), du massif ultrabasique de Niquelândia, état du Goiás, Brésil (S14°18-E48°23, Garnier et al., 2006). La compartimentation des métaux a été étudiée indirectement par extractions sélectives séquentielles. Cette approche a été complétée par des études minéralogiques classiques par DRX et MEB-EDS. Par ailleurs, des blocs non perturbés de 6x8 cm ont été prélevés dans l'ensemble des horizons des deux sols, imprégnés par une résine et des lames minces ont été réalisées. Des lames « représentatives » des horizons 8.4 (70 cm de prof.) et 9.5 (150 cm de prof.) ont été étudiées. La distribution et la spéciation du chrome ont été analysées par μ XRF et μ XAS, sur la ligne LUCIA (SLS, PSI, Villigen, Suisse – Flank et al., 2006).

Résultats et discussion

Les teneurs en Fe et Al sont particulièrement élevées dans les deux sols étudiés, ainsi que celles en Cr, qui varient de 5000 à 12000 mg.kg⁻¹, et augmentent avec la profondeur.

Les observations en MEB et les résultats obtenus par des approches de spéciation indirectes (extractions sélectives séquentielles) montrent que 70% environ du Cr est associé aux oxydes de fer réductibles et une fraction moins importante, variant de 5 à 30%, est associée à la fraction dite résiduelle contenant les spinelles. Alors que Cr est présent dans des minéraux stables, la quantité de Cr(VI) échangeable dans les deux sols, et notamment dans le sol 8, sont particulièrement élevées. En effet, le Cr(VI) échangeable atteint 960 mg.kg⁻¹ dans l'horizon 8.4 et 423 mg.kg⁻¹ dans l'horizon 9.5.

Les résultats obtenus sur LUCIA confirment cette spéciation, et permettent d'identifier des oxydes de manganèse dans l'échantillon 8.4, présentant la plus grande fraction de Cr(VI) échangeable. Ces phases n'avaient pas pu être mises en évidence par les techniques classiques en raison de leur faible concentration et/ou de leur pauvre degré de cristallinité. Les oxydes de Mn ne contiennent pas de Cr, mais ils sont impliqués dans la dynamique de cet élément. En effet, les oxydes de Mn sont les seuls oxydants naturels du Cr présents dans les sols (Fendorf and Zasoski, 1992).

L'ensemble de ces résultats montre un contrôle de la dynamique du chrome, et donc de son impact sur l'écosystème, par les oxydes de fer, amorphes et bien cristallisés, et également par les oxydes de manganèse, seuls oxydants naturels du Cr dans les sols.

Références

- Fendorf S. and Zasoski R.J., 1992. Chromium(III) oxidation by d-manganese oxide (MnO₂). 1. Characterization. *Environ. Sci. Technol.*, 26, 79-85.
- Flank, A.-M., Cauchon, G., Lagarde, P., Bac, S., Janousch, M., Wetter, R., Dubuisson, J.-P., Idir, M., Langlois, F., Moreno, T., and Vantelon, D. (2006) LUCIA, a microfocus soft XAS beamline. *Nucl. Instr. and Meth. in Phys. Res. B*, 246, 269-274.
- Garnier J., Quantin C., Martins E.S., Becquer T., 2006. Solid speciation and availability of chromium in ultramafic soils from Niquelândia, Brazil. *J. Geochem. Expl.*, 88, 206-209

Compartimentation et disponibilité du chrome dans les sols ultramafiques du massif de Niquelândia, Brésil

Garnier Jérémie¹, Quantin Cécile¹, Martins Eder S.², Becquer Thierry³

¹ UMR 8148 IDES, Univ. Paris Sud, 91405 Orsay

² Embrapa Cerrados, 73301-970 Planaltina-DF, Brésil

³ UMR 137, IRD-Embrapa, 71619-970 Brasilia-DF, Brésil

Introduction

Les sols développés de roches ultrabasiques (péridotite, pyroxénite) sont riches en métaux, particulièrement Ni et Cr. La dynamique de Ni et son impact sur les écosystèmes sont relativement bien connus, alors que pour le Cr les connaissances sont plus limitées. Cr est présent dans les sols sous deux formes : Cr(III) qui est un micro nutriment, et Cr(VI) qui est un puissant oxydant et toxique. Dans les sols ultrabasiques, des teneurs atteignant 15000 mg.kg⁻¹ ont été reportées (Oze et al., 2004), mais, bien plus que sa teneur totale, c'est la fraction échangeable de Cr qui est reliée à sa toxicité. Il est donc essentiel de déterminer à la fois les quantités de Cr dans le sol, sa compartimentation et sa spéciation, afin d'évaluer au mieux son impact sur les écosystèmes ultrabasiques. Les objectifs de l'étude présentée ici étaient donc de déterminer la compartimentation et la spéciation de Cr dans des sols d'une toposéquence représentative du massif ultrabasique de Niquelândia, Brésil, en couplant des approches minéralogiques et chimiques.

Matériels et méthodes

Quatre fosses pédologiques (TOP7, 8, 9 et 5) ont été creusées le long d'une topo séquence représentative du massif ultrabasique de Niquelândia, état du Goiás, Brésil (S14°18-E48°23), et les sols décrits et échantillonnés, ainsi que des échantillons de saprolite, pyroxénite et chromite.

Des analyses en DRX ont été réalisées sur poudres totales. Les analyses élémentaires totales ont été réalisées après dissolution complète des échantillons finement broyés (Garnier et al., 2006). Cr(III) et Cr(VI) échangeables ont été déterminés après extraction avec KCl 1M et KH₂PO₄ 0,1M, respectivement (rapport 1/25, m/v). La compartimentation des métaux a été étudiée par des extractions sélectives séquentielles, qui permet de distinguer 7 fractions géochimiques (Quantin et al., 2002).

Résultats et discussion

La minéralogie des sols est dominée par les oxydes de fer (hématite et goéthite), les spinelles (chromite et magnétite), et le quartz. Le profil supérieur (TOP7) contient également des phyllosilicates (nontronite nickelifère) et des pyroxènes. Les teneurs en Fe et Al sont particulièrement élevées dans les sols TOP8 et 9, les teneurs en Fe étant inférieures dans les sols 7 et 5. Les caractéristiques morphologiques, minéralogiques et chimiques des sols permettent de considérer les sols 8 et 9 comme des Ferralsols et les sols 7 et 5 comme des Cambisols (FAO, 1998).

La teneur en chrome (Cr) des sols est particulièrement élevée, variant de 5000 à 12000 mg.kg⁻¹, et augmentant avec la profondeur. Les extractions sélectives séquentielles montrent que la majorité du Cr est associée aux oxydes de fer bien cristallisés (70%), une fraction

moins importante (5 à 30%) étant associée à la fraction résiduelle renfermant les spinelles. La fraction échangeable de Cr est importante, très largement supérieure à celle mesurée dans d'autres sols ultrabasiques, et augmente avec la profondeur (0-1000 mg.kg⁻¹). Cette fraction représente 0 à 1,9% Cr_{tot} pour Cr(III) et 0 à 10,3% Cr_{tot} pour Cr(VI). Le chrome échangeable est donc majoritairement sous sa forme hexavalente, toxique. Le ΔpH (pH_{KCl}-pH_{H2O}) des sols est positif et augmente avec la profondeur, indiquant que la capacité d'échange anionique est supérieure à la capacité d'échange cationique en profondeur. De plus, une forte corrélation existe entre ΔpH et Cr échangeable.

L'ensemble de ces résultats montre un contrôle de la dynamique du chrome, et donc de son impact sur l'écosystème, par les oxydes de fer, amorphes et bien cristallisés.

Références

- Garnier J., Quantin C., Martins E.S., Becquer T., 2006. Solid speciation and availability of chromium in ultramafic soils from Niquelândia, Brazil. *J. Geochem. Expl.*, 88, 206-209
- Oze, C., Fendorf, S., Bird, D.K., Coleman, R.G., 2004. Chromium geochemistry of Serpentine soils. *International geology review*, Vol.46, p. 97-126.
- Quantin, C., Becquer, T., Rouiller, J.H., Berthelin, J., 2002. Redistribution of Metals in a New Caledonia Ferralsol after Microbial Weathering. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 66:1797-1804.

ATELIERS

Le futur de la Science du Sol :

Alain Ruellan⁹

Le futur de la science du sol peut être réfléchi selon deux approches :

- une approche finalisée : l'étude des sols en fonction des besoins, évolutifs, des sociétés humaines (besoins alimentaires, besoins environnementaux, besoins urbains et industriels...);
- une approche plus fondamentale : l'étude du milieu sol en tant que tel, pour lui-même ; ce qu'il est, comment il fonctionne, comment il se forme et se transforme, quel est son rôle dans le fonctionnement de la planète Terre ; comment les sociétés humaines deviennent des acteurs majeurs de son évolution... ; les résultats de cette approche fondamentale doivent faciliter les recherches finalisées.

A la lecture du livre récemment édité par Alfred E. Hartemink¹⁰ on est frappé par l'importance prise par la première approche : pour la majorité des 55 auteurs de ce livre, c'est en terme de services à rendre aux sociétés humaines que l'avenir de la science du sol doit être pensé et construit. En revanche, donner la priorité à la découverte de ce que sont les couvertures pédologiques, de ce que sont les systèmes pédologiques, c'est un choix qui n'est proposé qu'assez rarement. Alors, ceci veut-il dire que la pédosphère n'a pas encore acquis (ou a reperdu ?), parmi les scientifiques concernés mais aussi, plus largement, parmi les citoyens, le statut de milieu naturel identifié méritant des recherches autonomes et spécifiques, au même titre que la lithosphère, l'hydrosphère, l'atmosphère, la biosphère... qui font chacune l'objet de l'attention de sciences bien définies ? Cette question est essentielle pour l'avenir.

1 - Du fait de la diversité des propositions présentées, le contenu du livre édité par A.E. Hartemink est riche, intéressant. Et pourtant, il faut l'avouer, on n'y trouve rien de très original, de très nouveau. Les propositions des uns et des autres sont bien argumentées, complémentaires ; mais ce sont surtout des besoins d'aujourd'hui qui sont proposés comme étant ceux du futur. La "science du sol – fiction" n'a pas encore trouvé ses auteurs...!!!

Ce qui frappe, cependant, c'est une certaine autosatisfaction : on est content de ce que la science du sol a réalisé pour le bien-être des sociétés humaines et on programme le futur en fonction de ce bilan considéré comme positif. Et pourtant...!!! A titre d'exemple je citerai l'affirmation, fréquente dans ce livre, que la science du sol aurait contribué à l'augmentation de la production agricole mondiale. Est-ce bien vrai ? On peut, en effet, considérer les choses autrement : ce n'est pas tellement la science du sol mais bien plutôt les sciences agronomiques qui ont permis, depuis une cinquantaine d'années, l'augmentation de la production agricole ; le drame est que cette augmentation s'est faite en dégradant les sols et en dégradant tout ce qui est lié au sol (l'eau, l'atmosphère, la vie ...) : de fait, les spécialistes en science du sol se sont montrés incapables de convaincre leurs collègues agronomes qu'il fallait, pour mieux produire sans dégrader les milieux, qu'ils tiennent aussi compte de la complexité et de la diversité des sols et des autres milieux naturels. Tout au cours du 20^{ème} siècle, l'intensification de l'agriculture, et de bien d'autres occupations humaines, s'est faite contre les sols et non pas avec eux, grâce à eux.

La faiblesse de la recherche fondamentale en science du sol est, j'en suis persuadé, en grande partie à l'origine de ce peu de considération qu'ont les agronomes, mais aussi les urbanistes, les aménageurs, les architectes, les écologistes... vis-à-vis du sol. Et ce peu de considération finit par se répercuter sur l'ensemble de la société : ainsi peut-on expliquer, du moins

⁹ ruellan@agropolis.fr

¹⁰ Alfred E. Hartemink "The Future of Soil Science", 170 pages, Editions IUSS, 2006, alfred.hartemink@wur.nl

partiellement, les difficultés qu'il y a à introduire le sol parmi les découvertes prioritaires que devraient faire les enfants...

2 – Ce qui manque dans le livre édité par A.E. Hartemink, ce sont donc, essentiellement, des propositions concrètes concernant le futur de la science du sol fondamentale : que doivent être les objectifs majeurs, prioritaires, de la recherche fondamentale en science du sol ?

Le sol est un milieu naturel, un corps naturel rempli de vies. La science du sol doit donc être, à la fois, une science naturelle et une science de la vie, se donnant comme objectif central la connaissance du milieu sol vivant : ce qu'il est, dans l'espace et dans le temps, à toutes les échelles spatiales et temporelles ; ce que sont ses relations, ses interactions avec les autres milieux (lithosphère, hydrosphère, atmosphère, biosphère ... anthroposphère) ; ce que sont ses fonctions. Les principales pistes de recherche à privilégier me semblent devoir être les suivantes :

- + Les couvertures pédologiques, dans leurs continuités et discontinuités spatiales et temporelles, sont peu connues : quelles sont les unités pédologiques dynamiques ? Quelles sont leurs distributions spatiales ? Quelles sont les étapes de leur évolution ? Quelles sont les causes des hétérogénéités internes aux couvertures pédologiques ?
- + Les couvertures pédologiques évoluent, se transforment en permanence : on le sait. Beaucoup des mécanismes d'évolution des sols sont connus et mesurés. Cependant les vitesses restent, pour la plupart, inconnues : à quelles vitesses, diversifiées, se construisent et se détruisent les diverses caractéristiques (morphologiques, minéralogiques, biologiques, physiques, chimiques...) des différents types de couvertures pédologiques ? À quelles vitesses les sols se construisent-ils à partir des roches ? À quelles vitesses les horizons lessivés en argile prennent-ils naissance, se transforment-ils... ? L'érosion est connue et mesurée ; il n'en est pas de même pour les fronts de transformation qui traversent les couvertures pédologiques (fronts biologiques, fronts d'appauvrissements et d'enrichissements en tel ou tel constituant, fronts de transformations structurales...). Les vitesses pédologiques sont, selon les cas, de l'ordre de la seconde ou de l'ordre du millénaire.
- + La grande richesse biologique des sols est à défricher : la diversité biologique et la diversité des fonctions biologiques. L'altération biologique des roches, la genèse biologique des minéraux et des structures des sols, les cycles des gaz à effet de serre... telles sont quelques-unes des recherches à intensifier.
- + Depuis que l'Homme utilise les sols, des relations se sont établies entre les systèmes pédologiques et les systèmes sociaux : ces relations doivent être mieux connues. Par ailleurs, l'homme, depuis quelques décennies, devient, progressivement mais rapidement, le principal moteur de l'évolution des couvertures pédologiques. Du fait des changements atmosphériques et climatiques d'origine anthropique toutes les couvertures pédologiques sont maintenant influencées par les activités humaines. Quels sont ces changements qui concernent les constituants, la morphologie des sols, leur dynamique et les flux, minéraux et biologiques, hydriques et gazeux ?

3 – Alors, que doit faire l'IUSS, International Union of Soil Science ?

J'ai été Président de l'ISSS (International Society of Soil Science, devenue IUSS pendant ma Présidence) de juillet 1994 à août 1998. C'est pendant cette période que furent initiées et développées les réorganisations administratives et scientifiques de l'actuelle IUSS.

Dès ma prise de fonction à Acapulco, lors de la session de clôture du 15^{ème} Congrès Mondial de Science du Sol, j'ai attiré l'attention de l'Assemblée sur les nécessaires identité et

autonomie de la science du sol : "First, let's remain ourselves. Soil is an environment in itself, which deserves to be studied as such. Soil scientists should not always have to account for the relation of the soil to its possible uses. We still have to do a lot of fundamental research to get a better knowledge of the soil systems and their dynamics. We have to accelerate the implementation of this research, both in the field and in the laboratories"*.

Cette préoccupation fut celle de ma présidence ; elle fut celle du 16^{ème} Congrès Mondial à Montpellier; elle fut celle de la construction de l'actuelle structuration scientifique de l'IUSS.

Les identités du sol et de la science du sol doivent continuer à être au coeur des préoccupations prioritaires de l'IUSS. Nous devons nous situer, en tant que science autonome, par rapport aux autres sciences fondamentales et par rapport aux utilisateurs des sols donc des résultats de la science du sol.

Ceci veut dire que, de mon point de vue, l'IUSS doit prendre position :

- Pour l'existence, dans les universités et dans les instituts de recherche, d'unités autonomes de recherche et d'enseignement supérieur en science du sol : c'est à partir de ces unités spécialisées que pourront, en outre, se constituer d'éventuelles unités de recherches pluridisciplinaires à caractère plus finalisé. Mais il n'y a pas de pluridisciplinarité réussie sans bons spécialistes disciplinaires : ces spécialistes, il faut les former dans des équipes spécialisées monodisciplinaires (sachant que la "monodisciplinarité" scientifique de la science du sol est déjà largement "pluridisciplinaire"...).

- Pour le développement de l'éducation au sol dans les écoles primaires et secondaires ; il s'agit d'éveiller l'intérêt des enfants pour le sol et ses fonctions et, pourquoi pas, de faire naître des vocations, des passions. Une science coupée de toute base populaire a peu d'avenir : il est urgent que la science du sol construise sa base populaire.

- Pour que soit identifié, reconnu et certifié le métier de spécialiste en Science du Sol : ce spécialiste peut être, selon les cas, chercheur, enseignant, ingénieur, technicien (voir à ce sujet le travail entrepris par l'AFES, Association Française pour l'Etude du Sol).

* Ruellan, A. – "Editorial". ISSS Bulletin, 86, 1994/2, p.4

L'enseignement de la Science du Sol Où en sommes-nous après la réforme LMD ?

Walter Christian

*INRA - Agrocampus Rennes, UMR SAS, 65 rue de St Briec, 35042 Rennes,
christian.walter@agrocampus-rennes.fr*

La place de la Science du Sol dans l'enseignement est un thème récurrent des Journées Nationales de l'Etude des Sols. La situation actuelle est néanmoins particulière, car la réforme LMD a profondément modifié les cursus universitaires et il s'avère difficile d'établir un simple inventaire des formations incluant de façon significative le sol. A partir d'une enquête préalable auprès des adhérents de la liste de diffusion de l'AFES, l'objectif de cet atelier est en premier lieu de dresser un panorama de la situation actuelle en matière d'enseignement :

- quelles sont les formations existantes ?
- sur quelles thématiques principales portent-elles ?
- que vise l'enseignement relatif aux sols ?
- quels sont les flux d'étudiants ?

Sur la base de ce bilan et d'une comparaison avec la situation internationale, cet atelier cherchera à dégager des priorités et des moyens d'action pour améliorer la situation actuelle et pour répondre pleinement aux objectifs liés à l'éducation de la future directive européenne sur les sols.

L'Année Internationale de la Planète Terre (2007-2009)

COMITE NATIONAL FRANCAIS POUR L'ANNEE INTERNATIONALE DE LA PLANETE TERRE

D. VASLET, Président, D.VASLET@BRGM.FR
J.-Y. REYNAUD, Secrétaire, JYR@MNH.NFR



L'Année Internationale de la Planète Terre (2007-2009) a pour but d'assurer une utilisation plus grande et plus efficace par la société des connaissances accumulées par les 400.000 géoscientifiques en Sciences de la Terre dans le Monde. Les Nations unies ont proclamé 2008, année majeure de ce triennium, *Année Internationale* (abrégé IYPE pour « International Year of Planet Earth »).

L'objectif ultime, qui s'exprime dans le sous-titre : « **les géosciences au service de l'Humanité** », est de contribuer à l'amélioration de la qualité de vie des générations futures.

De nombreux renseignements sont disponibles sur le site : www.yearofplanetearth.org

Un site français est en cours d'élaboration : www.anneplaneteterre.com

L'Année Internationale de la Planète Terre est une initiative de l'Union Internationale des Sciences Géologiques (IUGS) et de l'UNESCO. Elle est soutenue par cinq unions en géosciences

- l'Union Internationale des Sciences Géologiques (IUGS) ;
- l'Union internationale de Géographie (IGU) ;
- l'Union internationale des Sciences du Sol (IUSS) ;
- l'Union International de la Géodésie et de la Géophysique (IUGG) ;
- l'Union Internationale pour l'étude du Quaternaire (INQUA) ;
- de nombreuses organisations, sociétés savants et services géologiques.

31 pays dans le monde ont déjà établi des comités nationaux pour l'Année Internationale de la Planète Terre et une vingtaine de comités nationaux supplémentaires sont en cours de préparation (49 comités nationaux prévus mi-2007)

Fonctionnement :

L'« Année » prévoit deux grands programmes basés sur les géosciences :

- **un programme scientifique**, multidisciplinaire, global et sociétal ;
- **un programme de sensibilisation du public**, destiné à générer une vaste prise de conscience de l'importance des géosciences et leur impact sociétal.

Le programme scientifique portera sur 10 grands thèmes multidisciplinaires :

- la Terre et la santé – *construire un environnement sain* ;
- le climat – *climats anciens, climats futurs* ;
- les eaux souterraines – *pour un usage durable* ;
- l'océan – *la Planète Bleue* ;
- les sols – *l'épiderme de la Terre* ;
- la Terre profonde – *de la croûte au noyau* ;
- les mégapoles – *aller plus loin, construire autrement* ;
- les risques naturels – *minimiser les risques, maximiser la prévention* ;
- les ressources – *vers un usage durable* ;
- la Terre et la vie- *l'origine de la diversité*.

Des brochures sur chacun de ces thèmes sont disponibles sur le site www.yearofplanetearth.org

Le programme de sensibilisation du public vise à attirer davantage l'attention sur la pertinence des Sciences de la Terre vis-à-vis de la société, et propose des appels d'offre, avec une approche partant de la base.

En France, **L'Année Internationale de la Planète Terre (2008) ouvrira officiellement à Paris au siège de l'Unesco, en février 2008**, lors d'une 'conférence au sommet qui invitera des politiques, des décideurs, des scientifiques et des industriels à exposer leurs points de vue sur la relation entre les géosciences et les problèmes sociétaux, ainsi que les solutions ou les remèdes qu'ils proposent.

3000 jeunes du monde entier seront présents avec lesquels ils seront conviés à débattre

Le Comité National Français (CNF-IYPE) se compose :

- d'un **comité d'organisation** qui met en œuvre les initiatives, leur valorisation et leur communication, contribue à la recherche de financements, assure les relations entre acteurs, organismes et financeurs. Il s'appuie en particulier, sur la Fédération Française de Géologie (FFG) regroupant les associations scientifiques professionnelles et les cinq comités nationaux des unions scientifiques internationales en géosciences représentées au Conseil international des unions scientifiques (ICSU)

- le CNFG : Comité National Français de Géologie ;
- le CNFGG : Comité National Français de Géodésie et Géophysique ;
- le CNFG : Comité National Français de Géographie ;
- l'AFES : Association Française pour l'Etude des Sols ;
- le CNF-INQUA : Comité National Français pour le Quaternaire.

- d'un **comité stratégique** définit les objectifs des activités, les grandes lignes de l'agenda, les stratégies de financement et de communication, la position du Comité français vis-à-vis de consortium de l'Année Internationale, et valide ou invalide les propositions du comité d'organisation.

Le comité national français axe ses messages sur:

- **la sensibilisation aux géosciences ;**
- **le patrimoine ;**
- **le développement durable,**
- à destination des scientifiques, des scolaires (lycées et Collèges) et du grand public.

Expressions d'intérêts et initiatives françaises

Concernant le programme scientifique, la majeure partie des actions françaises, va consister en la valorisation des résultats scientifiques déjà acquis, dans le cadre de l'Année. De nombreux colloques, conférences, expositions, publications etc. concernant des résultats scientifiques en relation avec les 10 thématiques du programme scientifique pourront porter le label « Année Internationale de la Planète Terre » et faire figurer dans leurs valorisations des exposés, débats, publications, expositions relatives à l'Année.

Concernant le **programme de sensibilisation du public**, un appel à expression d'intérêt lancé dès septembre 2006, a recueilli à ce jour plus de 100 projets originaux dont 53 sont déjà validés par le comité stratégique et se sont vus attribuer une labellisation.

L'appel à expression d'intérêt, ouvert en permanence, est disponible sur le site www.e-geologie

Les projets déjà labellisés concernent :

- des expositions et des événements avec visuel prépondérant ;
- des conférences, des exposés, des débats ;
- des excursions géologiques et des visites guidées sur le terrain ;
- des sites web, DVD, cd-rom, vidéos, films ;
- des animations scolaires ;
- des ouvrages, périodiques, articles, émissions philatéliques ;
- des émissions de télévision, de radio, des spectacles

Les acteurs et promoteurs, sont des associations, des géoscientifiques, des organismes (universités, instituts, EPIC, EPST), des musées, des industriels etc.

Les financements sont encore partiels et à compléter auprès des services de l'état, des collectivités, de mécènes industriels, commerciaux, bancaires etc.

Contacts

Site Web (provisoire) : www.e-geologie.org

Stratégie thématique de l'Union Européenne pour la protection des sols

King Dominique¹, Carré Florence²

1 : UR Science du Sol, INRA Orléans, 2163 Av. de la Pomme de Pin, Ardon, BP20619, 45166 Olivet cedex, France - dominique.king@orleans.inra.fr

2 : Land Management & Natural Hazards Unit, Institute for Environment & Sustainability, TP280, Joint Research Centre, 21020 Ispra (Va), Italie – florence.carre@jrc.it

Au cours de l'atelier, nous présenterons en détail la stratégie en faveur de la protection des sols, nous discuterons des forces et des faiblesses de cette stratégie selon nos différents points de vue et nous tenterons d'envisager les conséquences pour les différents domaines socio-économiques impliqués : agriculture, industrie, recherche, collectivités territoriales, etc.

Actions développées par la Commission Européenne

Dans le cadre du 6^{ème} programme sur l'environnement, la Commission Européenne a décidé d'inscrire la protection des sols parmi ses 7 stratégies thématiques prioritaires. Dans une communication d'avril 2002, la Commission rappelle le rôle déterminant des sols pour les sociétés et identifie huit menaces pesant sur la durabilité des sols : l'érosion, la diminution des teneurs en matières organiques, la contamination (locale et diffuse), l'imperméabilisation (i.e. le recouvrement des sols par les infrastructures), le tassement, la diminution de la biodiversité, la salinisation, les inondations et glissements de terrain.

La communication a reçu un avis favorable des autres institutions européennes (parlement, conseil...). La Commission a pu ainsi organiser à partir de février 2003 une large consultation des parties intéressées. Elle a réuni environ 400 experts qui, répartis en groupes de travail, ont produit des rapports sur l'état des sols en Europe avec toute une série de recommandations pour prévenir et restaurer leurs dégradations. Cette consultation a ensuite été élargie au grand public via une enquête lancée sur internet. Les conclusions de cette consultation ont débouché sur une proposition d'action communautaire qui a reçu un accord favorable des Etats membres en novembre 2004.

En septembre 2006, la Commission propose officiellement une « *stratégie de protection des sols européens* ». Elle est fondée sur 3 composantes : (1) une directive cadre établissant des principes communs aux différents pays, (2) une nouvelle communication expliquant les objectifs de la stratégie, les actions à mener, le calendrier pour les 10 années à venir et (3) une analyse d'impact contenant une évaluation économique, sociale et environnementale de la dégradation des sols et des mesures à prendre pour les protéger.

Tous les documents cités sont disponibles sur le site de la Commission¹¹. Cela constitue une littérature abondante avec, certes, quelques répétitions... Il faut toutefois souligner la qualité des travaux qui ont été soutenus par le Bureau Européen des Sols et le Centre Commun de Recherche d'Ispra. L'implication politique de l'ensemble des pays de l'Union Européenne représente un événement majeur pour l'utilisation et la préservation des sols dans le futur.

¹¹ <http://ec.europa.eu/environment/soil/index.htm>

La proposition de directive cadre

Parmi les différents scénarios envisagés, la Commission a retenu la mise en place d'un cadre législatif souple. Ce scénario devrait permettre d'établir un socle européen commun tout en laissant des marges de manœuvre suffisantes aux Etats membres. La directive propose ainsi un cadre pour la « *protection des sols et la préservation de leur capacité à remplir chacune des fonctions écologiques, économiques, sociales et culturelles* ». Il est à noter que la directive ne s'intéresse pas seulement aux fonctions agronomiques mais aussi à toutes les autres fonctions des sols : stockage de l'eau, filtration et transformation de substances, réservoir de carbone, vivier de biodiversité, conservation du patrimoine culturel... Parmi les menaces sur les sols, la directive en retient prioritairement cinq : l'érosion, la diminution de la matière organique, le tassement, la salinisation et les glissements de terrain. Pour limiter l'imperméabilisation, la directive suggère aux Etats membres de prendre des « *mesures appropriées* ». Enfin, la contamination fait l'objet d'un chapitre particulier à propos de la seule contamination locale.

En ce qui concerne les cinq menaces retenues, il est demandé aux Etats membres de réaliser un zonage des risques de dégradation pour chacune d'entre elles et d'établir en parallèle un programme de mesures destinées à lutter contre ces dégradations. En ce qui concerne la contamination locale, il est demandé de faire un inventaire des sites et de proposer une stratégie d'assainissement à l'échelle nationale. Un élément important sur les sites contaminés est l'obligation par le propriétaire de remettre, en cas de vente, un rapport aux autorités compétentes sur l'état des sols.

La sensibilisation et la participation du public sont incluses dans ce projet de directive mais sans précision sur les mesures concrètes à mettre en œuvre. En revanche, il est demandé aux Etats membres de communiquer régulièrement leurs informations à la Commission qui devra préparer une « *tribune* » d'échange sur le zonage des menaces et sur le recensement des sites contaminés. Enfin, des précisions complémentaires sont fournies sur le calendrier de transposition par les Etats membres, la mise en place des structures de suivi, le réexamen régulier de la directive, les sanctions éventuelles, etc.

Discussions, calendrier

L'avantage de la mise en place de la stratégie thématique est d'avoir désormais un lieu pour confronter des points de vue et organiser une politique centrée sur les sols. En effet, la Commission place les sols comme un compartiment de l'environnement à part entière, au même titre que l'eau ou l'air. Les objectifs affichés concernent en premier lieu la protection des sols et la valorisation des fonctions qu'ils assurent au service de la société.

La politique européenne repose sur un principe de subsidiarité qui demande à chaque Etat membre de décliner sur son territoire les objectifs prioritaires énoncés au niveau européen. Face à la très grande diversité des sols et à la multiplicité des sources de dégradation, ce principe s'applique tout particulièrement à la directive sur la protection des sols. Cela représente un risque de dispersion des mesures, voire de lenteur dans la transposition de cette directive par les Etats membres. Notons que le calendrier actuel prévoit cette transposition en 2010 avec un rendu des zonages en 2015 et l'application des mesures en 2018 ! Il reste donc encore beaucoup de travail mais il faut considérer que le processus est désormais en marche. La sensibilisation et la formation des personnes impliquées et du grand public seront des points déterminants pour le déploiement des mesures sur le terrain.

Atelier sur les Anthrosols

Christophe SCHWARTZ

INPL(ENSAIA)/INRA, Laboratoire Sols et Environnement, UMR 1120
2, avenue de la forêt de Haye, BP 172, 54505 Vandœuvre-lès-Nancy

Malgré les forts enjeux agronomiques et environnementaux qu'ils représentent, les sols urbains sont encore très mal connus et peu étudiés par les pédologues. Ces sols particuliers sont souvent dominés par la présence de matériaux techniques qui peuvent en affecter la pédogenèse et le fonctionnement. S'ils sont potentiellement plus pollués que les autres sols, ils peuvent toutefois être cultivés pour des raisons paysagères, de requalification de sites dégradés par phytoremédiation ou de production alimentaire (agriculture péri-urbaine, maraîchage, jardinage). Ils représentent une gamme de situations très diverses qui dépendent de la composition et de l'organisation de leurs matériaux parents. Ces matériaux sont souvent très complexes et issus des nombreuses transformations et apports de l'Homme. Leur évolution est conditionnée par le facteur humain qui impose des cinétiques de transformation très rapides, sans commune mesure avec celles d'une pédogenèse naturelle. L'hétérogénéité spatiale des sols qui en résulte est alors une caractéristique forte. Néanmoins, il existe un continuum depuis les « sols naturels » jusqu'aux « Technosols » ou sols construits en tout ou partie par des procédés du génie pédologique au sein duquel les propriétés fondamentales des sols semblent rester les mêmes.

Hétérogénéité des sols très anthropisés

Une difficulté majeure à lever dans le futur pour une étude valable des sols urbains est leur très grande hétérogénéité tant horizontale que verticale (Morel *et al.*, 1999). Au sein d'un même horizon, l'hétérogénéité peut-être considérable. Alors la notion de terre, matériau constitutif de l'horizon, prend un sens différent. Ceci pose des questions méthodologiques cruciales au pédologue : quel profil observer ? quelle profondeur ? quel volume de terre pour constituer un échantillon représentatif ? De plus, cette hétérogénéité varie très rapidement sous l'influence des activités humaines. Les sols urbains recèlent aussi des indices de l'histoire des villes et contiennent localement ou de façon dispersée des déchets et des substances minérales ou organiques à caractère polluant (Schwartz *et al.*, 2001). Sous l'influence des actions anthropiques et de l'évolution pédogénétique, ces pollutions peuvent évoluer rapidement et s'avérer dangereuses pour la santé humaine et les ressources naturelles. Leur localisation, identification et évolution (potentialité de transformation et de transfert) doivent faire l'objet d'investigations approfondies pour orienter éventuellement des stratégies de dépollution.

Evolution des sols très anthropisés

A l'évidence, la caractéristique fondamentale qui distingue les sols urbains des autres sols est l'influence marquée et prédominante du facteur « homme » par rapport aux autres processus classiquement décrits. Les activités humaines vont agir sur la nature des roches mères ou plus justement des substrats des sols urbains et sur leur évolution pédogénétique (Morel *et al.*, 2005). L'acteur principal des premiers stades de la formation des sols urbains est l'Homme qui (1) *transforme* (altération), par mélange, compactage ou aération des couches de matériaux, (2) *excave* (transport) les matériaux des sols conduisant à leur tronçage partiel ou total et (3) *apporte* (accumulation) des matériaux exogènes terreux ou techniques. La cinétique des transformations et de l'évolution des matériaux sous l'influence humaine est très rapide en comparaison de celle des processus pédogénétiques naturels. Une autre caractéristique des sols urbains est la très grande fréquence des modifications d'usages en fonction de l'évolution historique des villes. Un exemple est la déprise industrielle qui conduit souvent à la requalification de sites autrefois utilisés par des industries lourdes vers un usage résidentiel ou récréatif. Si les processus anthropiques d'évolution sont dominants, ils n'excluent pas une superposition des processus naturels. Ces derniers sont certes plus lents, mais interviennent à partir du moment où le substrat transformé par l'Homme reste en place sans être soumis à une anthropisation supplémentaire.

Nécessité d'une classification des sols très anthropisés

L'inventaire des principales classifications existantes met en évidence l'intérêt et les limites de certaines approches choisies pour aider à classer les sols développés dans un contexte urbain. Beaucoup de classifications, conscientes de l'importance des phénomènes d'anthropisation et de leurs spécificités, placent les sols profondément modifiés par l'homme dans un groupe à part, au plus haut niveau. Dans le Référentiel Pédologique Français (Baize et Rossignol, 1995), les auteurs regroupent sous le vocable d'Anthroposols, les sols d'origine naturelle tellement transformés par des processus anthropo-génétiques que le *solum* originel n'est plus reconnaissable ou bien a acquis de nouvelles morphologies et propriétés qui ne permettent plus son rattachement à d'autres références (Anthroposols transformés) et des sols entièrement fabriqués par l'homme, suite à des apports de matériaux artificiels (Anthroposols artificiels) ou terreux (Anthroposols reconstitués). Au niveau international, le terme d'Anthrosol a été introduit dans la légende de la carte mondiale des sols pour désigner les sols dans lesquels les activités humaines ont causé de profondes modifications aux horizons originels. Le comité WRB 2006 prend également mieux en compte les sols très anthropisés. Le nouveau groupe de référence des Technosols rassemble tous les sols dont les propriétés et la pédogenèse sont dominées par la présence de matériaux artificiels ou de matériaux transportés par l'Homme (WRB, 2006).

Vers une pédologie revisitée

Si la plante a une place prépondérante dans la gestion des villes en raison de sa fonction paysagère, son support « sol » reste encore considéré de manière très marginale. La gestion des surfaces très anthropisées est alors amenée à prendre en compte un nombre croissant de paramètres afin d'en décrire et d'en estimer la qualité. Une meilleure connaissance des Anthroposols est indispensable afin de préciser leur nature, leur diversité, leurs propriétés, leur fonctionnement et leur aptitude à remplir des fonctions. Quel peut alors être le rôle des pédologues dans ce contexte très éloigné, *a priori*, de ceux bien appréhendés des milieux ruraux et forestiers ? Dans une première approche, ces sols peuvent être étudiés avec les mêmes outils que ceux de la pédologie classique, en veillant à développer une méthodologie qui soit adaptée à leur spécificité. Si des conditions climatiques contrastées, des roches mères et des situations topographiques variées conduisent à une diversité très large et bien décrite des « sols naturels », des questionnements scientifiques récents visent à savoir si les sols urbains échappent à cette analyse ou non ?

Les recherches sur les sols très anthropisés qui constituent un champ spécifique de la Science du Sol ont connu un essor notable durant les dernières années. De nouvelles contributions ont ainsi été exposées lors des premiers colloques internationaux SUTMA sur les sols anthropisés. En France, un GIS Sols Urbains, puis un GIS sur les Friches Industrielles (GISFI) ont été créés, regroupant des disciplines très variées préfigurant l'avenir de la gestion des sols urbains et des sites industriels dégradés. Ce doit en effet être un champ multidisciplinaire où la Science du Sol doit s'associer par exemple au Génie Civil, à l'Histoire, à l'Archéologie, aux Sciences de la Santé et aux Sciences Humaines et Sociales. A l'avenir, une approche intégrée et harmonisée aux niveau international devrait permettre de construire les bases d'un référentiel commun pour une meilleure connaissance et une gestion raisonnée des sols très anthropisés. Il s'agit de pouvoir disposer, à terme, de véritables cartes de sols afin de contribuer à mieux gérer l'espace urbain et péri-urbain.

Références

- Baize D., Rossignol J.P., 1995. Anthroposols, in Référentiel Pédologique. AFES, INRA, 95-98.
- Morel J.L., Schwartz C., Florentin L., De Kimpe C., 2005. Urban soils. *In* Encyclopedia of Soils in the Environment, Elsevier Ltd, 202-205.
- Morel, J.L., Florentin, L., et Schwartz, C. 1999. Définition, diversité et fonctions des sols urbains. Comptes Rendus de l'Académie d'Agriculture, 85, 2, 141-152.
- Schwartz, C., Florentin, L., Charpentier, D., Muzika, S., et Morel, J.L. 2001. Le pédologue en milieux industriels et urbains, I. Sols d'une friche industrielle. *Etude et Gestion des Sols*, 8, 2, 135-148.
- USS Working Group WRB, 2006. World reference base for soil resource 2006. *FAO*, 132 p.

L'hydropédologie : discussion autour d'une discipline émergente

Cousin Isabelle¹, Leguédois Sophie²

1 : INRA, Unité de Science du Sol, Centre d'Orléans, BP 20619, F-45166 Olivet Cedex

2 : CNRS, UMR 5245 ECOLAB, ENSAT-INP, BP 32607, F-31326 Castanet-Tolosan Cedex

Contexte

Les interactions complexes entre l'eau et le sol placent la compréhension du fonctionnement hydrologique de la couverture pédologique à l'interface de trois disciplines complémentaires : la pédologie, la physique du sol et l'hydrologie. La description du sol et de sa structure — qualitative mais très précise — produite par le pédologue cartographe, constitue rarement une donnée utilisable dans les modèles de transfert. De façon corollaire, la complexité du système sol est souvent négligée dans les modèles où prévaut généralement l'hypothèse d'homogénéité de la structure du sol et de ses propriétés de transfert. Très récemment, une école de pensée entraînée par J. Bouma et H. Lin (pédologues spécialistes de la structure des sols et de leurs propriétés, néerlandais et américain respectivement) a fait émerger l'idée d'une réconciliation entre la communauté des physiciens du sol — et plus largement des hydrologues en général — et celle des pédologues. Il s'agit de célébrer le mariage tardif du naturaliste et du physicien, au motif que les connaissances sur les transferts au sein de la couverture pédologique s'enferment actuellement dans une impasse, entre modèles numériques de plus en plus complexes mais impuissants à décrire la réalité, et bases de données sur les sols de plus en plus complètes et précises mais largement sous-employées. Cette valorisation du corpus des connaissances du pédologue-cartographe en hydrologie s'appuie sur des observations simples et anciennes dont la figure 1 offre un exemple particulièrement significatif. L'hydropédologie, discipline émergente, se fonde ainsi sur une description holistique du sol — et plus généralement de la Zone Critique — qui entend intégrer des connaissances (et donc accueillir des scientifiques) de l'ensemble des disciplines des biosciences et des géosciences (Lin *et al.*, 2005 ; Lin *et al.*, 2006 Wilding & Lin, 2006 ; Bouma, 2006).

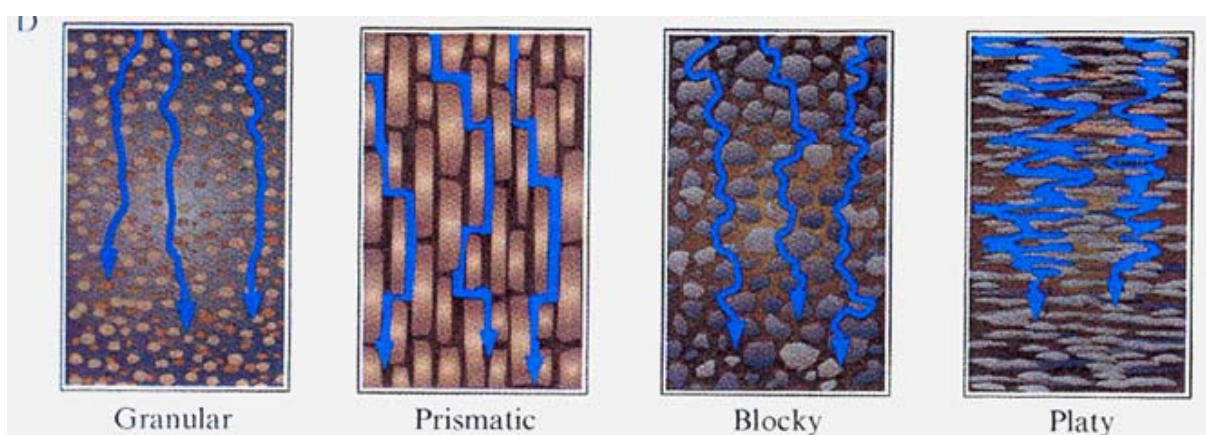


Figure 1 : Description qualitative du passage de l'eau dans un horizon de sol en fonction de sa structure (Lin *et al.*, 2005).

Quelques points de discussion pour une table ronde

Après une brève présentation de l'intérêt de l'approche multidisciplinaire de l'hydropédologie, nous nous proposons de débattre collectivement autour des points suivants :

- liens existants ou à établir entre des approches typologiques de description des sols (profil et surface) et les modèles (locaux et spatialisés) des transferts dans ou sur les sols ;
- établissement de fonctions de pédotransfert : intérêt et limites des démarches actuelles, propositions collectives, valorisation des données existantes, bases de données ;
- questions de recherche à traiter dans le cadre de l'hydropédologie : analyse des transferts préférentiels, transferts latéraux de subsurface, caractérisation de la variabilité temporelle et spatiale des propriétés des sols, interactions entre structure des sols et transferts hydriques, etc ;
- recensement des partenaires potentiellement intéressés dans la communauté française ;
- intégration possible dans l'enseignement en Science du Sol ;
- et tout autre problématique se rapportant au sujet.

Littérature

- Bouma, J., 2006. Hydropedology as a powerful tool for environmental policy research. *Geoderma*, 131(3-4): 275-286.
- Lin, H., Bouma, J., Pachepsky, Y.A., Western, A., Thompson, J., van Genuchten, M.T., Vogel, H.J. and Lilly, A., 2006. Hydropedology: Synergetic integration of pedology and hydrology. *Water Resources Research*, 42: 1-13.
- Lin, H., Bouma, J., Wilding, L., Richardson, J., Kutilek, M. and Nielsen, D., 2005. Advances in Hydropedology. *Advances in Agronomy*, 85: 1-89.
- Wilding, L.P. and Lin, H., 2006. Advancing the frontiers of soil science towards a geoscience. *Geoderma*, 131(3-4): 257-274.

« Sols et Formations Superficielles : définir la limite ou la supprimer ? »

Bourrié Guilhem¹, Eimberck Micheline² et Jamagne Marcel²

1 : INRA, UR 1119 Géochimie des Sols et des Eaux, F 13545 Aix-en-Provence, France, bourrie@aix.inra.fr

2 : INRA, US 1106 Infosol, F 45166 Olivet, France, micheline.eimberck@orleans.inra.fr, marcel.jamagne@wanadoo.fr

Introduction :

Les relations entre sols et formations superficielles (F.S.) sont étroites : les sols se développent dans tous les types de F.S. (Dewolf et Bourrié, 2007). Leur étude, leur utilisation, leur protection constitue un tout.

1) Relations génétiques entre sols et formations superficielles : définir ou supprimer la limite ?

Dans le cas des F.S. autochtones, les sols sont directement liés aux altérites sous-jacentes ; l'altération transforme la « roche saine » en « altérite à structure conservée » à travers le « front d'altéroplassation ». La F.S. se transforme ensuite en sol à travers un « front de transformation », le « front de pédoplassation ».

Dans le cas des F.S. subautochtones, la dynamique gravitaire des versants remet en mouvement la matière.

Dans le cas des allochtones, le transport fluviatile, glaciaire ou éolien recycle les sols et les F.S.

Dans le cas des F.S. ou des horizons pédologiques consolidés (cuirasses ferrugineuses ou bauxitiques, croûtes calcaires, silcrettes, halocretes), l'apport de matière dissoute par les nappes, la concentration par évaporation induisent ou démantèlent sols et F.S.

Dans le cas des F.S. anthropiques, les Anthrosols se développent dans les F.S.

2) La bioturbation et le passage de la structure lithologique à la structure pédologique : à quelle vitesse ?

L'acquisition d'une structure pédologique à partir d'une structure lithologique est encore mal connue. L'enfoncement progressif du sol dans l'altérite est limité par l'accessibilité des racines et de la faune, en fonction du développement de conditions aérobies liées à la porosité en profondeur, qui favorisent l'humectation-dessiccation et la bioturbation. Le développement de traceurs et de modèles est nécessaire pour quantifier ces processus.

3) Les relations cartographiques entre sols et F.S. : quelle échelle privilégier ?

Lorsqu'on considère les regroupements effectués depuis les cartes de sols à très grande échelle jusqu'aux cartes à petite échelle, on voit successivement dominer l'influence des conditions locales de drainage, puis celle des formes du relief, puis la nature de la roche, puis les grandes zones bioclimatiques. Aux échelles moyennes, les Unités Cartographiques de Sols sont regroupées par exemple dans des « pédopaysages », fortement définis par la nature des F.S. et les formes du relief (Jamagne et Eimberck, 2007).

4) Quel intérêt des sols « peu évolués » ?

La pédogenèse, si on l'oppose à la morphogenèse, ne s'exprime pleinement que si on lui laisse le temps, c'est à dire si les conditions deviennent stables. Ceci conduit à négliger les sols rajeunis en permanence par l'érosion ou par l'enfouissement. Les dynamiques de versants

et les dynamiques de transport fluvial, glaciaire ou éolien sont alors considérées comme hors du champ de la pédologie. Reste que la dynamique externe peut justement être mesurée le mieux là où elle est active, en liaison avec les forçages climatique et tectonique. De nouveaux outils, comme les isotopes cosmogéniques, permettent de mesurer les vitesses d'érosion, d'enfouissement et de déplacement latéral des « stone lines » (Bourlès *et al.*, 2007). Ne faut-il pas alors réhabiliter les sols « peu évolués » d'érosion ou d'apport ?

5) Les relations dynamiques entre sols et F.S. : quels forçages et quels décalages ?

Les variations climatiques interviennent souvent avant que la pédogenèse ait atteint un état stationnaire en équilibre avec le climat et la végétation. La règle est le sol polycyclique ou polyphasé. Les sols sont donc des archives paléoclimatiques complexes, des palimpsestes. Leur étude permet cependant, en association avec les connaissances tirées des archives glaciaires et sédimentaires, de mesurer les décalages temporels entre les variations climatiques, les changements de végétation et les réorientations de la pédogenèse. La connaissance de la distribution des sols et des F.S. permet aussi d'identifier les sources de matériaux sédimentaires, organiques ou minéraux remobilisés par l'érosion et triés par le transport, ce qui est indispensable pour reconstituer plus finement les paléo-environnements continentaux.

6) Les F.S., les sols et la « zone critique » : est-ce une nouvelle frontière ?

Les F.S. jouent un rôle aquifère important, qu'elles soient meubles ou fracturées. Les sols sont développés dans les F.S. et le couvert végétal enraciné dans les sols possède une partie aérienne structurée. Le concept de « zone critique » englobe tout le volume allant de la roche saine à la canopée incluse, et il faut peut-être l'étendre jusqu'à la couche limite atmosphérique. Ce concept est intéressant pour établir les bilans de matière et d'énergie et définir les interactions, puisque dans ces conditions le couvert végétal est entièrement compris dans le système.

7) Les sols, les F.S. et le changement climatique actuel : quels facteurs de la pédogenèse sont affectés ? Quelles méthodes d'aménagement global ?

Le changement climatique affecte globalement les paramètres climatiques, température et précipitations, dans leurs valeurs moyennes et leurs fluctuations. Mais l'élévation eustatique du niveau marin relèverait le niveau de base des fleuves, provoquant l'alluvionnement et l'extension des sols hydromorphes et des milieux laguno-lacustres dans les plaines alluviales et à l'interface littoral-océan. Or, il s'agit des surfaces cultivables les plus accessibles et fertiles, et les plus peuplées. C'est là que s'étendent les villes et les infrastructures de communication. L'aménagement global doit considérer l'ensemble sols et F.S. comme un système dynamique. La protection des sols et des F.S. doit être pensée comme un tout.

Références :

- Dewolf, Y. & Bourrié, G. (coord.) 2007. Les formations superficielles – Genèse – Typologie – Classification – Paysages et environnement – Ressources et risques. Ellipses, Paris (à paraître).
- Bourlès, D., Braucher, R. & Siame, L. 2007. Les nucléides cosmogéniques produits in situ : applications en géomorphologie quantitative et évolution des paysages. In : Dewolf et Bourrié (coord.) op. cit.
- Jamagne, M. et Eimberck, M. 2007. – Evolution des sols sur versants – Morphogenèse et pédogenèse. In : Dewolf et Bourrié (coord.) op. cit.
- Masson, M. 2007. Formations superficielles et aménagement global. . In : Dewolf et Bourrié (coord.) op. cit.

La biodiversité des sols Un enjeu pour les chercheurs mais également pour les sociétés

Antonio BISPO

*ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie),
Département Gestion Biologique et Sols,
2, Square Lafayette,
BP 90406 F-49004 Angers Cedex 01
antonio.bispo@ademe.fr*

Contexte scientifique

Le type de sol détermine dans une large mesure les écosystèmes terrestres rencontrés dans une région, dont certains ont une grande valeur écologique (ex : zones humides, tourbières) mais la plus grande quantité et variété de vie se trouve dans le sol lui-même et non sur le sol. En effet, le sol est l'habitat d'une quantité et d'une variété immense d'organismes possédant tous des caractéristiques génétiques uniques. Ainsi, il est estimé par exemple que pour 1 à 1,5 tonne(s) de biomasse vivant sur le sol d'une prairie (herbe et bétail) correspondent jusqu'à 25 tonnes de biomasse (ex : bactéries, vers de terre) vivant dans les 30 premiers centimètres du sol. Par ailleurs, un gramme de sol peut contenir jusqu'à 600 millions de bactéries appartenant à 15 000 à 20 000 espèces différentes...

Les organismes du sol sont non seulement abondants en termes de nombre, de diversité et de biomasse mais ils assurent un rôle essentiel dans le maintien des propriétés physiques et biochimiques nécessaires à la fertilité des sols. Il est connu (et reconnu) que les « habitants » du sol sont notamment responsables :

- de la formation et de l'entretien de la structure des sols (ex: les vers de terre sont dits des « organismes ingénieurs » du sol qui organisent en partie la structure du sol),
- de la décomposition, transformation et transport de la matière organique en lien avec les cycles biogéochimiques (ex : la fertilité est maintenue par la minéralisation de la matière organique et la fourniture d'éléments nutritifs),
- du devenir des polluants organiques et métalliques dans le sol (ex : les microorganismes du sol permettent de dégrader les contaminants organiques et de réguler la mobilité des éléments en traces),
- du fonctionnement global des écosystèmes terrestres (ex : les microorganismes assurent des symbioses racinaires garantissant une meilleure productivité végétale) et des chaînes trophiques (ex : les organismes du sol sont consommés par des vertébrés supérieurs),
- des émissions/séquestrations de gaz à effet de serre.

La diversité des espèces biologiques du sol ainsi que son rôle est actuellement très largement inconnu ce qui fait dire à certains chercheurs que le sol que nous foulons tous les jours est encore "un continent inexploré". En effet, la diversité des espèces biologiques des sols, leurs interactions et leurs rôles exacts sont actuellement méconnus. La perte de certaines espèces ou des fonctions qu'elles assurent pourrait gravement compromettre la durabilité des sols. En complément, les effets du changement climatique sur les organismes du sol sont peu explorés alors que certaines espèces peuvent être menacées par l'augmentation de la température du sol et/ou par l'installation d'espèces plus tolérantes. Pour toutes ces raisons, l'étude de la biodiversité des sols constitue un enjeu de recherche pour les prochaines années.

Contexte politique

Dans sa communication de 2002 intitulée «Vers une stratégie thématique pour la protection des sols» (COM(2002) 179), la Commission Européenne a défini les huit principales menaces qui pèsent sur les sols dans l'Union européenne. Il s'agit de l'érosion, de la diminution des teneurs en matières organiques, de la contamination, de la salinisation, du phénomène de tassement du sol, de l'appauvrissement de la biodiversité des sols, de l'imperméabilisation des sols, des inondations et des glissements de terrain. La perte de biodiversité des sols y est clairement identifiée comme une menace pour les sols et leur durabilité.

Suite à cette communication, entre 2003 et 2005, plusieurs groupes de travail européens se sont constitués et ont travaillé sur des propositions permettant de réduire les impacts sur les sols (la biodiversité des sols a été intégrée dans le rapport concernant la matière organique). L'ensemble des rapports réalisés dresse un état des lieux des sols en Europe et recommande différentes mesures visant à protéger les sols (<http://ec.europa.eu/environment/soil/index.htm#publications>). C'est suite à ce travail qu'a été présentée, en septembre 2006, le projet de Directive cadre pour la Protection des Sols.

Si en l'état actuel ce projet ne recommande aucune action spécifique sur la biodiversité des sols, celle-ci est néanmoins citée à de nombreuses reprises dans le projet de directive et dans les différents documents l'accompagnant. La directive ne propose pas d'action spécifique sur la biodiversité des sols car elle estime que les connaissances scientifiques actuelles sur ce sujet sont trop limitées. Elle reconnaît néanmoins l'importance du sujet vis-à-vis des engagements internationaux et européens (ex : convention sur la diversité biologique et stratégie européenne de réduction du déclin de la biodiversité). La Commission Européenne espère par ailleurs que les actions décrites dans le projet directive cadre (ex : réduire l'érosion et la contamination des sols, réhabiliter les sols pollués, favoriser l'augmentation de la matière organique des sols) contribueront, d'une part à l'amélioration de la qualité des sols et d'autre part, à une protection de la biodiversité des sols.

En parallèle, afin de combler les lacunes dans la connaissance du fonctionnement biologique du sol et de définir des mesures spécifiques à la biodiversité des sols, la Commission Européenne entend accélérer les recherches sur les sols. Ainsi, il est prévu que des appels à projets dédiés à la biodiversité des sols soient lancés dans le cadre du 7^{ème} PCRD. Ces recherches devront permettre de comprendre la contribution de la biodiversité des sols aux services écosystémiques et de contribuer au soutien des initiatives en cours dans le cadre de la convention sur la diversité biologique.

Un atelier pour quoi faire ?

Conscient de ce contexte assez favorable pour l'étude de la biodiversité des sols, cet atelier sera l'occasion de débattre des aspects suivants :

La biodiversité des sols : est-ce seulement une question de recherche ?

Quelles méthodes pour évaluer la biodiversité des sols ?

A-t-on des référentiels pour interpréter les résultats de biodiversité des sols ?

Comment relier la biodiversité des sols à des services écosystémiques ?

Quel est le coût de la perte de biodiversité ?

Peut-on amender le projet de directive ?

SEANCE DE CLOTURE

L'importance des recherches coloniales dans le développement de la pédologie française.

Feller Christian¹, Blanchart Eric¹

Présentée par Poss Roland

1 : Institut de Recherche pour le Développement (IRD), UR 179 SeqBio, ENSAM, 2 Place Viala, 34060 Montpellier cedex 1, France : christian.feller@ird.fr, eric.blanchart@ird.fr

En guise d'introduction

Dès 1900, une très importante et systématique campagne de prélèvements de sols est organisée à Madagascar et 500 échantillons de sols seront analysés à Paris par le fameux chimiste Müntz et son collègue Rousseaux, un événement unique pour l'époque. Ceci fonde en quelque sorte la naissance de la pédologie coloniale française, mais est aussi exemplaire par rapport à l'ensemble de la science du sol métropolitaine de la fin du 19^{ème} siècle. On peut aussi signaler qu'en 1881, un planteur de la Martinique, Octave Hayot, avait publié, à compte d'auteur, un écrit passé absolument inaperçu dans l'histoire de la pédologie française où il compare les altérations en milieu tropical et tempéré, et les sols qui en résultent, et qui sont bien différents. Ces deux exemples illustrent le rôle des anciennes colonies françaises dans le développement de la Pédologie en général. Mais c'est à partir du début du 20^{ème} siècle que les recherches dans les territoires d'outre-mer contribueront fortement au développement de la Pédologie française. Nous prendrons l'exemple de Madagascar.

La pédologie française tropicale de 1900 à 1940 : le cas de Madagascar

Le grand précurseur pour les études d'altération des roches en milieu tropical est Lacroix, célèbre géologue et minéralogiste français qui a dirigé la chaire du Muséum National d'Histoire Naturelle pendant 43 ans. Selon Aubert (1941), ses premières études sur les sols latéritiques de Madagascar datent de 1902 et il définit la « latérite » comme « le produit de décomposition de toutes les roches silicatées alumineuses, caractérisé au point de vue chimique par la prédominance des hydroxydes d'aluminium et de fer, avec, généralement de l'oxyde de titane après élimination plus ou moins complète des autres éléments de la roche fraîche : alcalis, chaux, magnésie et silice ». Au dessus de la roche, Lacroix distingue deux « zones » (horizons) dans les latérites : la « zone de départ » qui a conservé la structure initiale de la roche mais avec un début d'altération minérale, et la « zone de concrétion », où les phénomènes se complètent provoquant une individualisation des hydrates de fer et d'aluminium et un enrichissement en produits, en même temps que se termine l'élimination des éléments alcalins et alcalino-terreux et de la silice latéritiques. Dans certains cas, le processus de « concrétionnement » va jusqu'à l'apparition d'une véritable cuirasse ferrugineuse. Lacroix observe qu'à Madagascar, à la différence de la Guinée ou du Soudan, les cuirasses ferrugineuses sont rarement présentes, et il suggère de nommer ces sols des « argiles latéritiques » plutôt que des « latérites s.s. ». Dans tous les cas, la transformation de la roche primitive en sol rouge ou latérite est très progressive et peut se développer sur de très grandes épaisseurs.

Entre 1926 et 1939, Besairie et Decary étudient les différents types de sol de Madagascar, leurs propriétés et leurs distributions. Ils observent : des latérites et des argiles latéritiques sur les roches cristallines, des sols argileux, des sols noirs, des latérites sur les roches volcaniques, des sols sableux et argileux sur les produits de décalcification des roches calcaires altérées. Besairie est particulièrement actif et, dès 1937 dessine la première « esquisse » d'une carte des sols à Madagascar avec une classification des sols en partie pédogénétique.

Henri Erhart, un jeune géologue français, présente sa thèse sur les sols de Madagascar en 1926 : « L'influence de l'origine géologique et des facteurs extérieurs sur la formation et la valeur agricole des sols latéritiques de l'est de Madagascar ». La thèse est suivie de 1926 à 1929 par des applications pratiques de ses recherches et un important travail d'inventaire des sols. Et c'est en grande partie sur la base de ses recherches à Madagascar que, quelques années plus tard, Erhart publiera le premier traité français de « Pédologie » en 2 volumes, le premier (1935) intitulé « Pédologie Générale », le second (1937) « Pédologie agricole », dans lesquels les exemples empruntés à Madagascar sont très nombreux. Erhart décrit en détail l'ensemble des horizons du sol de manière beaucoup plus approfondie que Lacroix, et signale aussi que la morphologie du profil peut refléter des processus pédologiques passés et pas uniquement les actuels, un concept tout à fait nouveau pour les sols tropicaux.

De 1926 à 1936, de nombreuses études pédologiques seront publiées dans d'autres territoires coloniaux français (cf. Aubert, 1941). Autour de 1937, l'idée émerge de la création d'un institut scientifique spécialisé pour la "mise en valeur" de l'empire colonial.

Georges Aubert, la création de l'ORSTOM et le développement de la pédologie française dans les régions méditerranéennes et tropicales

En 1937, se tient à Paris une exposition internationale incluant un congrès sur « La recherche Scientifique dans les territoires d'outre-mer ». Un jeune « pédologue » de 24 ans, Georges Aubert, présente une courte communication de quatre pages (passée relativement inaperçue) sur les recherches pédologiques qu'il serait bon d'entreprendre dans les colonies françaises (Aubert, 1938, pp. 256-259) que l'on pourrait résumer ainsi :

- entreprendre une prospection systématique des sols tropicaux à différentes échelles
- élaborer une classification à caractère pédogénétique impliquant donc une analyse des processus, mais aussi...
- nécessité d'une recherche permanente et *in situ* des sols d'outre-mer, et avec une présence permanente de pédologues spécialisés,
- nécessité d'un laboratoire central en France, moderne et bien équipé, mais aussi de laboratoires outre-mer répartis dans différentes zones climatiques méditerranéennes et intertropicales,
- nécessité de développer un important système de formation à l'étude des sols des régions chaudes pour des étudiants français et étrangers.

Un impressionnant programme de recherche pour plusieurs générations futures !

Qu'est-il arrivé finalement ?

A la fin de 1943, le gouvernement français décide la création d'un « Office de la Recherche Scientifique Coloniale » (ORSC). Il est alors proposé à G. Aubert de créer la section de Pédologie : celle-ci naîtra en 1944 et G. Aubert en sera le directeur jusqu'en 1975, l'ORSC étant devenu ORSTOM en 1953 puis IRD (Institut de Recherche pour le Développement) en 1998. Aubert prendra finalement sa retraite (sur le papier seulement) en 1980, et décèdera en 2006, à l'âge de 93 ans. En 1974, l'ORSTOM édite un petit livret - « 30 ans de Pédologie » - qui est la plus belle illustration que le projet de G. Aubert de 1937 était pratiquement accompli 37 ans plus tard, avec :

- une classification française des sols (CPCS, 1967), très détaillée pour les sols tropicaux, et plus de 1000 cartes pédologiques couvrant 4.500.000 km² des régions méditerranéennes et tropicales,
- plus de 300 pédologues français et étrangers (35 pays) formés par l'ORSTOM durant ces 30 années.

Enfin, en 1981, un numéro spécial des "Cahiers ORSTOM, série Pédologie" (1980-1981) est dédié à G. Aubert.

INDEX DES AUTEURS

- Ababou R., 375
Ahoua E., 63
Akpa-Vinceslas M., 177, 207, 209, 373.
Alary K., 413
Alexis Marie A., 171
Allard T., 95
Alletto L., 291
Ambrosi J.P., 91, 105, 227
Amoura M., 117
Ancil F., 243
Andrianarisoa K.S., 367
Angers D., 217
Annabi M., 181
Argant J., 311
Arrouays D., 147
Aubert M., 71, 207, 373
Aveline A., 293
Ba Abibou, 159
Babre D., 413
Bacconnet C., 285
Bacholle C., 51
Bah B., 123, 145, 151, 379
Bailleul C., 209, 357,
Baize D., 23, 63, 129, 147, 253, 261
Balabane M., 177, 213
Balesdent J., 175, 191
Barbin V., 323,
Bardy M., 79, 95
Baret F., 131,
Barnéoud C., 389,
Barray S., 339, 347
Barriuso E., 241, 245, 249
Barthès B., 413,
Basile-Doelsch I., 191,
Bataillard P., 39,
Beaudet L., 53, 55
Béchet B., 37, 43
Becquer T., 415, 423, 425
Bekro Y.A., 63
Belkhodja M., 395
Benizri E., 361
Benmakhlof D., 363
Benoit P., 241, 245, 349
Bensaoud A., 57, 65
Benslama M., 117, 343
Bermond A., 233
Bertrand I., 167
Besson A., 133
Betelu S., 229
Bienvenu P., 267
Biron P., 205
Bispo O., 443
Blanchart E., 445
Bobachev A., 137
Bock L., 115, 123, 145, 151, 215, 379
Bodineau G., 175, 241, 245
Bogdan I., 299, 303
Boivin P., 401
Boizard H., 179, 281, 295
Bollinger JC, 225
Bonnaud P., 81
Bonté P., 127
Bordas F., 225
Bornet F., 287
Borschneck D., 191
Bottner P., 165
Boudiaf Nait Kaci M., 363
Boularbah A., 35
Bourdais-Massenet M., 105
Bourennane H., 129, 133, 135, 261, 321
Bourrié G., 89, 113, 263, 441
Bouvet M., 41
Braudeau E., 399
Bravin M., 235, 271
Bréhéret J.G., 311
Brêthes A., 71, 299, 371
Bril H., 99
Brochard E., 267
Bruand A., 403
Brun J.J., 71, 163
Brunet D., 413, 417
Bueno G., 95
Bueno M., 247
Buquen G., 143
Bur T., 141, 221
Bureau F., 71, 177, 207, 373
Cacovean H., 299, 303
Cambier P., 245
Caner L., 81, 83
Cannavacciuolo M., 293
Cantelli D., 103
Canut A., 141
Carcaillet C., 309
Caria G., 245
Carlut J., 93
Caron J., 217
Carpena J., 267
Carré F., 435
Carter M., 197
Cassagne N., 163
Castermant J., 263
Castetbon A., 229
Caubel V., 53, 54
Cécillon L., 163
Chabbert B., 167
Chabbi A., 85, 159, 193, 199
Champdavoine V., 147
Chanet M., 285, 305
Chaplain V., 281, 283
Chaplot V., 199
Chappelaz C., 235
Charpentier S., 411
Chaussod R., 173
Chenu C., 85, 177, 187, 203, 205, 213, 345, 393
Chéry P., 33
Chevalier R., 373
Chevallier T., 189, 201
Chopin E., 239
Chotte J.L., 189
Clapa D., 101
Cluzeau D., 359
Cognigni A., 91
Cohen N., 349
Colinet G., 123, 145, 151, 379
Collin Bellier C., 147
Colmar A., 327
Conus I., 227
Coppin Y., 51
Coquet Y., 137, 291, 407
Cornu J.Y., 237

- Cornu S., 75, 77, 109, 129, 421
Cosentino D., 187, 203
Coucheney E., 345
Couhert J.P., 285
Courtemanche P., 137
Cousset M., 161
Cousin I., 77, 133, 135, 137, 287, 295, 403, 421, 439
Credoza A., 221
Cristescu A., 185, 387
Crosaz Y., 61
Croué J.P., 193
Cui K., 289
Cui Y.J., 281, 283
Dabas M., 133, 285
Dakhel N., 231
Damas O., 57
Dambrine E., 367, 405
D'Amico Michele E., 103
Daniell T., 345
Daoud Y., 363
Darboux F., 317, 319, 331
Dardenne P., 379
Dârja M., 101
Daroussin J., 77
Dauchot-Dehon M., 115
David F., 173
de Junet A., 191
Debrick A., 241
Decaëns T., 207
Défossez P., 281, 283, 289, 371
Delannoy E., 239
Deleporte P., 375
Denaix L., 33, 223, 237, 247
Denezon O.D., 63
Derenne S., 79, 95, 191
Derridj A., 363
Desaire S., 355
Deschamps M., 241, 245
Dessogne J.B., 269, 323
Dhôte J.F., 369
Di-Giovanni C., 311
Dignac M.F., 249
Dinger F., 61
Dorigny A., 133, 137
Dorioz J.M., 251
Dubascoux S., 265
Duda M., 297
Dufour J., 135
Dumitriu I.C., 185, 387
Duparque A., 179
Duponnois R., 341
Dupouey J.L., 367
Dupré B., 223
Dur J.C., 357
Durbe G., 73
Duval O., 269, 287, 331, 403
Echevarria G., 415
Eimberck M., 23, 441
El Khalil H., 35
El Krimy Z., 407
Elsass F., 257
Elsass P., 257
Engels P., 115
Ertlen D., 417
Faivre P., 251, 309, 335
Fandeur D., 91
Fangeta B., 325
Feder F., 89
Feller C., 445
Feret J.B., 131
Fialin M., 91
Floch A., 267
Florentin L., 29
Follain S., 127
Forgeard F., 127
Foucaud Lemercier B., 143
Fourmont A., 311
Fox D., 319
François D., 41
Francou C., 175, 183
Fripiat C., 149
Frison A., 421
Fritsch E., 79, 91, 95
Gaaloul N., 377
Gaillard H., 421
Galleguillos M., 235, 271
Gallien J.P., 39
Gandois L., 391
Gangneux C., 357
Garnier J., 415, 423, 425
Garnier P., 187
Gautronneau Y., 293
Gay-Ovejero I., 311
Gégout J.C., 369
Gelhay D., 371
Génot V., 379
Gherman E., 193
Giot G., 137
Girardin C., 205
Girondelot B., 39
Giteau J.L., 293
Goepf S., 31, 97
Gourdon M.H., 251
Grand E., 161
Gregorich Ed., 197
Grialou M., 141
Grira M., 377
Grosbellet C., 53, 55
Guérin V., 39
Guillotin M.L., 173
Guirese M., 141, 221, 255
Gury M., 29
Gus P., 297
Hailong Wang, 211
Hallaire V., 359
Hallet P., 203
Hanusa P., 325
Hecho I., 265
Hedde M., 177, 207
Hennebert P., 277
Heroult J., 247, 265
Hervé J.C., 369
Hinschberger F., 311
Hinsinger P., 235, 271
Horen H., 93, 275
Houot S., 173, 175, 181, 183, 241, 245, 273
Hubert A., 211
Hubert F., 83
Hulpiau A., 149
Ibncherif H., 117
Isbérie C., 65
Itard Y., 129
Jabiol B., 23, 71
Jacquemet V., 193
Jacquot S., 331
Jamagne M., 441
Janots D., 93
Jaulin A., 245
Jocteur-Monrozier L., 251
Jolivet C., 141, 261
Josière O., 77
Joussein E., 99
Juillot F., 75, 91
Julien J.L., 179
Julitta F., 103
Keller C., 227, 267
Khanchoul K., 313
King D., 129, 133, 147, 435

- Knicker H., 169
Kombélé F., 383, 385
Kouassi J.K., 63
Kubiniok J., 35
Kuhn N., 317
Labat C., 245, 407
Laboudigue A., 39
Lacroix D., 115, 215
Lagacherie P., 131
Larabi B., 235
Lashermes G., 173
Lassabatère L., 43
Laval K., 209, 339, 347, 355, 357
Lavaud A., 193
Laveuf C., 75
Le Bissonnais Y., 327, 331
Le Bris A.L., 143
Le Hecho I., 265
Le Roux Y., 29
Le Villio-Poitrenaud M., 175, 245
Lebugle F., 331
Leclerc B., 51
Leclercq C., 179
Lecomte H., 145
Leenhardt D., 125
Lefebvre M.P., 137, 287
Lefevre Y., 371
Lefort C., 29
Legout A., 405
Legrain X., 123, 145, 151, 379
Legras M., 357
Legret M., 37, 41, 43
Legros J.P., 69
Legros S., 191
Leguédois S., 317, 409, 439
Lejeune J.L., 149
Lelay C., 135
Lemaire G., 199
Léonard J., 295
Lepage M., 341
Lepelletier P., 339, 357
Lerch T., 249
Lespes G., 247, 265
Lévêque F., 371
Lheureux S., 295
Liewig N., 257
Linères M., 173
Lions Julie, 39
Liviu H., 101
Lopez V., 393
Lucas O., 355
Macaigne P., 243
Macaire J.J., 311
Machet J.M., 363
Machinet GE, 167
Madeira-Netto J., 131
Magesan G.N., 211
Malam Issa O., 323
Mambani P., 383, 385
Manoucherih N., 233
Marcoen J.M., 115, 149
Mareschal L., 81
Marguerie D., 127
Marian M., 315, 333
Marié X., 57, 65
Marin B., 239, 269, 323
Marionneau A., 285, 305
Mariotti A., 169, 249
Marol C., 191
Martins Eder S., 425
Martinson L., 409
Mary B., 171, 173, 179
Masion A., 191
Mathieu L., 115
Mel M., 407
Meslier C., 135
Metzger L., 173
Michaud A., 235, 271
Michel J.C., 203, 411
Miège C., 161
Millet M., 257
Mkougafoko R., 239
Moëne-Loccoz Y., 251
Moeys J., 137
Moldovan I., 303
Moncoulon D., 409
Moni C., 85, 199
Monsérié M.F., 47
Montagne D., 77
Montargès-Pelletier E., 423
Montenach D., 273
Moraru P., 303
Moreau A., 421
Morel J.L., 29, 41, 47
Morice S., 321
Morvan T., 173.
Mouas Bourbia S., 363
Mougin C., 209, 339, 354
Moukandi-Nkaya G.D., 375
Mourier B., 309
Munoz M., 223
Naasz R; 411
Nasimento NR do, 95
Nasr H., 377
Néel C., 99
Nicolardot B., 173
Nicoullaud B., 133, 135, 137
Niknahad H., 361
Nunan N., 345
Nys C., 127
Olivi L., 91
Oroian E., 101
Ould S., 363
Ouvrard S., 45
Pacurar I., 297
Pansu M., 165
Parat C., 229
Parent L.E., 243
Pareuil P., 225
Parnaudeau V., 173
Pascal A., 323
Pasquier C., 133, 135, 137
Peccoux A., 231
Péchet N., 169
Peigné J., 293
Pellerin S., 234
Pelosi C., 351
Peltre C., 181
Pepin-Donat B., 161, 325
Pérès G., 359
Perette Y., 161
Perrier N., 105, 227
Perrin A.S., 391
Peschard D., 121
Pétraud J.P., 183
Pinto P., 369
Piron D., 359
Piutti S., 361
Plassart P., 347
Poitrenaud M., 175, 183, 245
Pokiovsky O., 391
Ponge J.F., 71
Pop A., 303
Potin-Gautier M., 229, 265
Poulenard J., 161, 251, 309, 327
Previtali F., 103
Prigent-Combaret C., 251
Probst A., 73, 221, 391
Probst J.L., 73, 141, 391

Proix N., 245
Quantin C., 105, 415, 423, 425
Quetin P., 251
Raepsaet C., 39
Rampon J.N., 175, 241, 245
Ranger J., 81, 371
Rasse D., 205
Recous S., 167
Redon P.O., 223
Reguieg Yssaad H., 395
Remini B., 313
Renat J.C., 49
Renaux B., 269
Revel J.C., 141, 254
Revil A., 263
Richard G., 281, 283, 287, 289, 295
Righi D., 81
Rivière L.M., 107
Robbez-Masson J.M., 131
Robin J.G., 319, 341
Roger-Estrade J., 281
Rose J., 227
Rossignol J.P., 23, 57, 147
Roudaut J.P., 121
Ruellan A., 429
Rumpel C., 85, 159, 169, 193, 199
Rusu T., 297, 303
Saffih-Hdadi K., 171, 281, 283
Salomon D., 335
Salpeteur Y., 129
Salvador-Blanes S., 321
Samouëlian A., 109
Sanon A., 341
Sappin-Didier V., 223
Sauvage C., 49
Sauvage H., 177
Sawadogo H., 215
Schaub A., 273
Scheiner J.D., 255
Scheurer O., 121
Schwartz Christophe, 29, 35, 41, 49
Schwartz D., 31, 97, 417
Séré Geoffroy, 49
Sivry Y., 223
Slezack-Deschaumes S., 361
Slim N., 377
Solia S., 383
Soubrand-Colin M., 93, 99, 275
Spichiger R., 341
Spiga Y., 313
Sylla S., 341
Templier J., 191
Tessier D., 281, 283, 339
Texier S., 251
Thioulose J., 341
Thuriès L., 173
Tireche S., 357
Tita I., 185, 387
Toucet - Louri J., 189, 201
Trap J., 373
Trément F., 311
Trevisan D., 251
Tricaud A., 173
Trinsoutrot-Gattin I., 209
Trolard F., 89, 113, 263
Trosset L., 335
Tsaki H., 115
Turpault M.P., 81
Vachier P., 407
Van der Lee J., 39
Vandenbergh C., 149
Vantelon D., 423
Vaslet D., 133, 433
Verger M., 135
Vieublé -Gonod L., 349
Vignet M., 33
Villemin G., 47
Villette C., 173
Virto I., 213, 393
Visset L., 311
Voltz M., 125
Walter C., 127, 143, 327, 432
Watteau F., 47
Weissen F., 145
Woignier T., 201
Zaher H., 217
Zanache H., 117, 343
Zanella A., 71
Zeller B., 367
Zombré N.P., 215

LISTE DES PARTICIPANTS

AL MAJOU Hassan

ISTO-CNRS
1 A rue de la Férollerie
45071 ORLEANS CEDEX 2

ALEXIS Marie

INRA INA-PG - BIOEMCO
Bât EGER
78850 THIVERVAL-GRIGNON

ALLETTO Lionel

Ecole d'Ingénieurs de Purpan
75 rue du Toec
BP 57611
31076 TOULOUSE CEDEX 3

ALONGO LONGOMBA Sylvain

Faculté d'Agronomie
53 Guest-House, Plateau Medical
Province Orientale
BP 1232 - KISANGANI
CONGO

ALVAREZ Gaël

ENITAC
Site de Marmilhat
BP 35
63370 LEMPDES

ANDRIANARISOA Kasaina Sitrika

INRA
UR Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers
54042 NANCY CEDEX

ANGERS Denis

Agriculture et Agroalimentaire Canada
SRDC
2560 Bd Hochelaga
STE FOY - QUEBEC
Canada

ANTONI Véronique

INRA, Unité Infosol
2163 avenue de la Pomme de Pin
BP 20619 - Ardon
45166 OLIVET CEDEX

AUBRON Isabelle

82 rue de Lancrel
61000 ALENCON

BA Abibou

CNRS - BIOEMCO
Bât EGER
Campus Inra Inapg
78850 THIVERVAL-GRIGNON

BACHOLLE Christophe

DIVERGENT
Centre de transfert UTC
66 avenue de Landshut
BP 50149
60200 COMPIEGNE

BAH Boubacar Billo

Faculté des Sciences Agronomiques
Unité Sol-Ecologie-Territoire
Laboratoire de Géopédologie
27 avenue du Maréchal Juin
5030 GEMBLOUX BELGIQUE

BAIZE Denis

INRA, Unité de Science du Sol
2163 avenue de la Pomme de Pin
BP 20619 - Ardon
45166 OLIVET CEDEX

BALESDENT Jérôme

INRA, UR Géochimie des Sols et Eaux
Europôle méditerranéen de l'Arbois
Bât Laënnec - BP 80
13545 AIX EN PROVENCE CEDEX 4

BARDOUX Gérard

INRA INA-PG - BIOEMCO
Bât EGER
78850 THIVERVAL-GRIGNON

BARDY Marion

ENSCP
BIOEMCO - IMPMC - UMR 7590
11 rue P. et M. Curie
75231 PARIS CEDEX 05

BARNEOUD Christian

GRAPE
Valparc/Valentin Est
25048 BESANCON CEDEX

BARRIUSO Enrique

INRA - EGC, Equipe Sol
Bât EGER
78850 THIVERVAL-GRIGNON

BARTHÈS Bernard

IRD, UR SeqBio
911 avenue Agropolis
BP 64501
34394 MONTPELLIER CEDEX 5

BATAILLARD Philippe

BRGM
Sce Env. et Procédés Unité Site et Sols pollués
BP 36009
3 avenue C. Guillemin
45060 ORLEANS CEDEX 2

BEAUDET Laure

Institut National d'Horticulture
UMR SAGAH
2 rue Le Nôtre
49045 ANGERS CEDEX 01

BECHET HARMAND Béatrice

LCPC, Centre de Nantes
Div. Eau et Environnement
route de Bouaye
BP 4129
44341 BOUGUENAIS CEDEX

BENOIT Pierre

INRA - UMR - EGC
Bât EGER
78850 THIVERVAL-GRIGNON

BENSLAMA Mohamed

Université Badji Mokhtar
Laboratoire de Biologie Végétale et Environnement
dép. Biologie
ANNABA ALGERIE

BERGHEAUD Valérie

INRA - EGC, Equipe Sol
Bât EGER
78850 THIVERVAL-GRIGNON

BERMOND Alain

AGRO PARIS TECH
16 rue C. Bernard
75231 PARIS CEDEX 05

BESSON Arlène

INRA, Unité de Science du Sol
2163 avenue de la Pomme de Pin
BP 20619 - Ardon
45166 OLIVET CEDEX

BILE Gnanzou Raymond

INRA, UR Géochimie des Sols et Eaux
Europôle méditerranéen de l'Arbois
Bât Laënnec - BP 80
13545 AIX EN PROVENCE CDEX 4

BISPO Antonio

ADEME, dep. Gestion Biologique et Sols
2 square Lafayette
BP 90406
49004 ANGERS CEDEX 01

BLUM Winfried

ECSSS
UNIV. OF NATIONAL RESOURCES AND
APPLIED LIFE SCIENCES
Peter Jordan Strasse 82
1190 VIENNE Autriche

BODINEAU Guillaume

INRA - UMR - EGC
Bât EGER
78850 THIVERVAL-GRIGNON

BOIFFIN Jean

INRA
42 rue Georges Morel
49000 ANGERS

BOIVIN Pascal

IRD - EIL
150 Route de Presinge
1254 JUSSY
SUISSE

BOIZARD Hubert

INRA MONS
2 chaussée Brunehaut
Estrée Mons - BP 50136
80203 PERONNE

BORDAS François

UNILIM
123 avenue Albert Thomas
87060 LIMOGES

BOTTINELLI Nicolas

INRA UMR SAS
65 route de Saint-Brieuc
CS 84215
35042 RENNES CEDEX

BOUDIAF NAIT KACI M

Laboratoire Ressources Naturelles - UMMTO
dép. des Sciences Agronomiques
ALGERIE

BOULMANE Mohamed

Centre de Recherches Forestières
BP 763
AGDAL
RABAT MAROC

BOULONNE Line

INRA, Unité Infosol
Domaine de Limère
BP 20619 - Ardon
45166 OLIVET CEDEX

BOURENNANE Hocine

INRA, Unité de Science du Sol
2163 avenue de la Pomme de Pin
BP 20619 - Ardon
45166 OLIVET CEDEX

BOURGEOIS Serge

INA-PG
Dép. SAFEE
AGRO PARIS TECH
BP 1
78850 THIVERVAL-GRIGNON

BOURRIE Guilhem

INRA, UR Géochimie des Sols et des Eaux
Europole méditerranéen de l'Arbois
Bat Laënnec BP 80
13545 AIX EN PROVENCE CEDEX 4

BRAHAM Aymen

Institut National d'Horticulture
UMR SAGAH
2 rue Le Nôtre
49045 ANGERS CEDEX 01

BRAUDEAU Erik

IRD - ENSAM
2 Place Viala
Bât 12
34090 MONTPELLIER CEDEX 5

BRAVIN Matthieu

INRA - AGRO M
UMR 1222 Rhizosphère & Symbiose
2 Place Viala
34060 MONTPELLIER CEDEX 1

BRETHES Alain

Office National des Forêts
D.T. Centre Ouest
100 bd de la Salle
BP 18
45760 BOIGNY SUR BIONNE

BUQUEN Gaelle

Agrocampus Rennes, UMR SAS
4 rue Stang Bihan
29000 QUIMPER

BUR Thomas

CNRS - INPT UPS / UMR 5245
ECOLAB
1 avenue de l'Agrobiopole
31326 CASTANET TOLOSAN

BUREAU Fabrice

Université de Rouen
UPRES EA 1293
Place Emile Blondel
Bat IRESE A
76821 MONT ST AIGNAN

CACOVEAN Horea-Lucian

Université des Sciences Agricoles
3-5 Manastur
400372 CLUJ-NAPOCA
ROUMANIE

CAM Catherine

Chambre Agriculture Poitou Charentes
Agropole
BP 50002
86550 MIGNALOUX BEAUVOIR

CAMBIER Philippe

INRA PESSAC
Route de Saint Cyr
78026 VERSAILLES

CANER Laurent

Université de Poitiers
UMR 6532 HYDRASA
40 Av. du Recteur Pineau
86022 POITIERS CEDEX

CANNAVACCIUOLO Mario

ESA
55 rue Rabelais
BP 30748
49007 ANGERS CEDEX 01

CANUT Aurore

CNRS - INPT UPS / UMR 5245
ECOLAB
1 Av de l'Agrobiopole
31326 CASTANET TOLOSAN

CARRÉ Florence

Jrc Land Management & Natural Hazards Unit
Via Fermi 1
21020 ISPRA
ITALIE

CASTERMANT Julien

INRA, UR Géochimie des Sols et des Eaux
Europole méditerranéen de l'Arbois
Bat Laënnec BP 80
13545 AIX EN PROVENCE CDEX 4

CATILLON Jean

12 rue Eustache Deschamps
51000 CHALONS EN CHAMPAGNE

CAUBEL Virginie

Institut National d'Horticulture
UMR SAGAH
2 rue Le Nôtre
49045 ANGERS CEDEX 01

CAUZID Clément

Institut National d'Horticulture
25 rue Marivaux
72000 LE MANS

CECILLON Lauric

CEMAGREF
UR Ecosystèmes Montagnards
2 rue de la Papeterie
BP 76
38402 ST MARTIN D HERES CEDEX

CHABBI Abad

INRA UEFE - PCBB
Les Verrines
86600 LUSIGNAN

CHALHOUB Maha

INRA - EGC, Equipe Sol
Bât EGER
BP 1
78850 THIVERVAL-GRIGNON

CHANET Myriam

CEMAGREF
UR Tech. et Syst. d'info. pour les agrosystèmes
24 avenue des Landais
BP 50085
63172 AUBIERE CEDEX

CHAPLAIN Véronique

INRA PESSAC
Route de Saint Cyr
78026 VERSAILLES

CHARPENTIER Sylvain

Institut National d'Horticulture
UMR SAGAH
2 rue Le Nôtre
49045 ANGERS CEDEX 01

CHENU Claire

INRA INA-PG - BIOEMCO
Bât EGER
78850 THIVERVAL-GRIGNON

CHEVALLIER-BARRETEAU Tiphaine

IRD, UR SeqBio
911 avenue Agropolis
BP 64501
34394 MONTPELLIER CEDEX 5

CHOPIN Edith

Université Reims
GEGENA EA 3795
2 esplanade Roland Garros
51100 REIMS CEDEX 2

CHÉRY Philippe

ENITA-B
1 Cours du Général de Gaulle
33175 GRADIGNAN CEDEX

CLEMENT Jean-Pierre

OFEV
3003 BERN
SUISSE

COLINET Gilles

Faculté des Sciences Agronomiques
Laboratoire de Géopédologie
Passage des Déportés 2
5030 GEMBLOUX BELGIQUE

COLMAR Anne

Agrocampus Rennes, UMR SAS
65 rue de Saint Brieuc
CS 84215
35042 RENNES CEDEX

CONSTANTIN Julie

INRA
Unité Agro. Laon-Reims-Mons
rue Fernand Christ
02007 LAON CEDEX

COQUET Yves

INA-PG
Dép. SAFEE
AGRO PARIS TECH
BP 01
78850 THIVERVAL-GRIGNON

CORNU Sophie

INRA, Unité de Science du Sol
2163 avenue de la Pomme de Pin
BP 20619 - Ardon
45166 OLIVET CEDEX

CORNU Jean-Yves

INRA BORDEAUX
71 avenue E. Bourleaux
BP 81
33883 VILLENAVE D'ORNON

COUCHENEY Elsa

INRA INA-PG - BIOEMCO
UMR 7618
Bât EGER
78850 THIVERVAL-GRIGNON

COUSIN Isabelle

INRA, Unité de Science du Sol
2163 avenue de la Pomme de Pin
BP 20619 - Ardon
45166 OLIVET CEDEX

CROSAZ Yves

GEOPHYTE
Le Polychrome
144 rue de la Ganterie
38530 PONTCHARRA

CUI Kai

INRA
Unité Agro. Laon-Reims-Mons
rue Fernand Christ
02007 LAON CEDEX

CURMI Pierre

ENESAD
26 Bd Docteur Petitjean
BP 87999
21000 DIJON

D'AMICO Michele

Universita Di Milano Bicocla
P.ta scienza 1
Z0126 MILAN
ITALIE

DAKHEL Nathalie

Ecole d' Ingénieurs de Chanhin
Route de Duillier
1260 NYON
SUISSE

DAMAS Olivier

CIRAD
Le Bouchu
Guadeloupe
97119 VIEUX HABITANTS

DARBOUX Frédéric

INRA, Unité de Science du Sol
2163 avenue de la Pomme de Pin
BP 20619 - Ardon
45166 OLIVET CEDEX

DE JUNET Alexis

IRD
BP 172
97492 STE CLOTILDE
LA REUNION

DEFOSSEZ Pauline

INRA
Unité Agro. Laon-Reims-Mons
rue Fernand Christ
02007 LAON CEDEX

DEGEN Claudia

AGRIDEA
Jordils 1
1006 LAUSANNE
SUISSE

DENAIX Laurence

INRA, UMR 1220 TCEM
71 avenue E. Bourleaux
BP 81
33883 VILLENAVE D ORNON

DESAIRE Styvie

ESITPA
Laboiraire BIOSOL
13 rue du Nord
76000 ROUEN

DESSOGNE Jean-Baptiste

Université Reims
GEGENA EA 3795 - CREA
2 esplanade Roland Garros
51100 REIMS

DEXTER Anthony

INRA, Unité de Science du Sol
2163 Av. de la Pomme de Pin
BP 20619 - Ardon
45166 OLIVET CEDEX

DOUBLET Jérémy

INRA -EGC, Equipe Sol
Bât EGER
BP 1
78850 THIVERVAL-GRIGNON

DRON Christian

Préfecture Ile De France
DRIAF - SRPV
10 rue du Séminaire
94516 RUNGIS CEDEX

DUBASCOU Stéphane

Université de Pau - LCABIE
UMR CNRS 5034
avenue de l'Université
64000 PAU

DUCOMMUN Christophe

Institut National d'Horticulture
2 rue Le Nôtre
49045 ANGERS CEDEX 01

DUMITRIU Ion-Christian

Université Pitesti
Pitesti Arges
rue TG Din Vale n 1
PITESTI
ROUMANIE

DUPARQUE Annie

AGRO TRANSFERT
Ressources et territoires
2 chaussée Brunehaut
80200 ESTREE-MONS

DUPONT Jacky

Chambre Agriculture Du Cher
BP 10
18230 ST DOULCHARD

DUVAL ODILE

INRA, Unité de Science du Sol
2163 avenue de la Pomme de Pin
BP 20619 - Ardon
45166 OLIVET CEDEX

EIMBERCK Micheline

INRA, Unité Infosol
2163 avenue de la Pomme de Pin
BP 20619 - Ardon
45166 OLIVET CEDEX

EL KHALIL Hicham

ENSAIA-INPL
Laboratoire Sols et Env.
2 avenue de la foret de Haye
BP 172
54505 VANDOEUVRE LES NANCY CEDEX

ELSASS Françoise

CNRS ULP, Equipe Géoparticules
Centre de Géochimie de la Surface
1 rue Blessig
67084 STRASBOURG CEDEX

ERTLEN Damien

CNRS ULP - UMR 7011
Laboratoire Image et Ville
3, rue de l'Argonne
67000 STRASBOURG

EVEILLARD Philippe

UNIFA
Le Diamant A
92909 PARIS LA DEFENSE

FAIVRE Pierre

Université de Savoie
UFR CISM
73376 LE BOURGET DU LAC CEDEX

FANDEUR Dik

IMPC
Université Paris 6 -7
UMR CNRS 7590
PARIS

FORT Jean-Luc

Chambre Agriculture Poitou Charentes
Agropole
BP 50002
86550 MIGNALOUX BEAUVOIR

FRANÇOIS Denis

LCPC, Centre de Nantes
route de Bouaye
BP 4129
44341 BOUGUENAIS CEDEX

FRIPPIAT Céline

Faculté des Sciences Agronomiques
Passage des Déportés, 2
5030 GEMBLoux
BELGIQUE

FRISON Anthony

INRA, Unité de Science du Sol
2163 avenue de la Pomme de Pin
BP 20619 - Ardon
45166 OLIVET CEDEX

FRISTCH Emmanuel

IRD IMPMC
UMR 7590
Université. Paris 6/7 IPGP
Case 115, 4 place Jussieu
75252 PARIS CEDEX 05

GAALOUL Nouredine

INRGREF
rue Hedy Karray
BP 10
2080 ARIANA
TUNISIE

GAIGNARD Jean-Luc

INRA
42 rue Georges Morel
49071 BEAUCOUZE CEDEX

GANDOIS Laure

CNRS - INPT UPS / UMR 5245
ECOLAB
1 avenue de l'Agrobiopole
31326 CASTANET TOLOSAN

GANGNEUX Christophe

ESITPA
Laboratoire BIOSOL
13 rue du Nord
76000 ROUEN

GARNIER Jérémie

Université Paris Sud
UMR IDES
Bat 504
91405 ORSAY CEDEX

GEGOUT Jean-Claude

AgroParisTech ENGREF
LERFOB - UMR INRA ENGREF 1092
14 rue Girardet
54042 NANCY CEDEX

GENOT Valérie

Faculté des Sciences Agronomiques
Laboratoire de Géopédologie
5030 GEMBOUX - BELGIQUE

GIRARDIN Cyril

INRA INA-PG - BIOEMCO
Bât EGER
78850 THIVERVAL-GRIGNON

GOEPP Stéphanie

CNRS ULP - UMR 7011
Faculté de Géographie et d'Aménagement
3, rue de l'Argonne
67000 STRASBOURG CEDEX

GRAND Emmanuel

INRA SAVOIE
UMR CARTEL
CISM
Equipe Bassin Versant
73376 LE BOURGET DU LAC CEDEX

GROSBELLETT Claire

Institut National d'Horticulture
UMR SAGAH
2 rue Le Nôtre
49045 ANGERS CEDEX 01

GUIX-HEBRARD Noelle

ENITAC
Site de Marmilhat
BP 35
63370 LEMPDES

GURY Michel

Université Henri Poincaré Nancy I
G2R -Science du sol
BP 239
54506 VANDOEUVRE LES NANCY CEDEX

HEDDE Mickael

Université de Rouen
UFR Sciences et Techniques
ECODIV
UPRES EA 1293
76821 MONT ST AIGNAN CEDEX

HENNEBERT Pierre

IRH
11bis rue Gabriel Péri
BP 286
54515 VANDOEUVRE LES NANCY CEDEX

HEROULT Julien

LCABIE - Université de Pau
UFR SCIENCES
avenue de l'université
64000 PAU

HOREN Hélène

Laboratoire de Géologie ENS
UMR 8538
24, rue Lhomond
75005 PARIS

HOUOT Sabine

INRA -EGC, Equipe Sol
Bât EGER
78850 THIVERVAL-GRIGNON

HUBERT Antoine

ENSIS ENV. & FORESTS
private bag 3020
Te Papa Tipu Innovation Park
Rotorua NEW ZEALAND

HUBERT Fabien

Université de Poitiers
UMR 6532 HYDRASA
Bat des Sciences Nat.
40 Av. du Recteur Pineau
86022 POITIERS

JABIOL Bernard

ENGREF
LERFOB
Equipe Ecologie Forestière
CS 14216
54042 NANCY CEDEX

JAILLAIS Marie

CAS
7 rue A. Fleming
49066 ANGERS CEDEX 02

JOLY Bertrand

INRA, Unité Infosol
2163 avenue de la Pomme de Pin
BP 20619 - Ardon
45166 OLIVET CEDEX

JOUSSEIN Emmanuel

Université de Limoges
Laboratoire GRESE
123 avenue Albert Thomas
87060 LIMOGES CEDEX

JULIEN Pierre

AGRIDEA
Jordils 1
1006 LAUSANNE
SUISSE

JULITTA Francesca

Universite de Milano-Bocca
Pza Della Scienza 1
Z0126 MILAN
ITALIE

KELLER Catherine

CNRS
CEREGE
Europôle Méditerranéen de l'Arbois
BP 80
13545 AIX EN PROVENCE CDEX 4

KHANCHOUL Kamel

Université d'Annaba
Bloc 34 - n 332
Sidi Amar
ANNABA
ALGERIE

KING Dominique

INRA
2163 avenue de la Pomme de Pin
BP 20619 - Ardon
45166 OLIVET CEDEX

KOUAKOU Kouassi Joseph

Université Abobo-Adjame
UFR SN
LBAPV
ABIDJAN
COTE D IVOIRE

LACARCE Eva

INRA, Unité Infosol
2163 avenue de la Pomme de Pin
BP 20619 - Ardon
45166 OLIVET CEDEX

LACASSIN Jean-Claude

Société du Canal de Provence
Le Tholonet - CS 70064
13182 AIX EN PROVENCE CDEX 5

LAGACHERIE Philippe

INRA ENSAM
UMR 1221 - LISAH
2 Place Viala
34060 MONTPELLIER CEDEX 1

LARCHE Jean-François

ENITA-B
1 Cours du Général de Gaulle
33175 GRADIGNAN CEDEX

LASHERMES Gwenaëlle

INRA - UMR - EGC, Equipe Sol
Bât EGER
78850 THIVERVAL-GRIGNON

LAVAL Karine

ESITPA
Laboratoire Biosol
13 rue du Nord
76000 ROUEN

LAVAUD Aurélien

INRA UEFE
PCBB
Les Verrines
86600 LUSIGNAN

LAVEUF Cédric

INRA, UR 0272, Science du Sol
2163 avenue de la Pomme de Pin
BP 20619 - Ardon
45166 OLIVET CEDEX

LE BRIS Anne-Laure

Agrocampus Rennes, INRA SAS
65 rue de Saint Brieuc
CS 84215
35042 RENNES CEDEX

LEFEBVRE Marie-Pierre

INRA
2163 avenue de la Pomme de Pin
BP 20619 - Ardon
45166 OLIVET CEDEX

LEFORT Clémence

ENSAIA-INPL
Laboratoire Sols et Env.
2 avenue de la forêt de Haye
BP 172
54505 VANDOEUVRE LES NANCY CEDEX

LEGOUT Arnaud

INRA NANCY
Unité BEF
54280 CHAMPENOUX

LEGRAIN Xavier

Faculté des Sciences Agronomiques
Laboratoire de Géopédologie
avenue Maréchal Juin 27
5030 GEMBLoux
BELGIQUE

LEGRAS Marc

Laboratoire Biosol
13 rue du Nord
76000 ROUEN

LEGRET Michel

LCPC, Centre de Nantes
route de Bouaye
BP 4129
44341 BOUGUENNAIS CEDEX France

LEGROS Jean-Paul

AFES
1 bis rue de Verdun
34000 MONTPELLIER

LEGUEDOIS Sophie

CNRS - INPT UPS / UMR 5245
ECOLAB
1 avenue de l'Agrobiopole
31326 CASTANET TOLOSAN

LENFANT Alain

61 rue des trois rois
44000 NANTES

LERCH Thomas

INRA - UMR - EGC
Bât EGER
Campus Inra-Inapg
78850 THIVERVAL-GRIGNON

LESPEDES Gaétane

LCABIE - Université de Pau
UFR SCIENCES
avenue de l'Université
64000 PAU

MACAIGNE Peggy

Université de Laval
Dép. Génie Civil
Faculté des Sciences et de Génie
G1K 7P4 - QUEBEC
Canada

MACAIRE Jean-Jacques

UFR Sciences et Techniques
UPRES EA 2100 GÉEAC
Parc de Grandmont
37200 TOURS

MACHINET Erwan

INRA
Unité Agro. Laon-Reims-Mons
2 Esplanade Roland Garros
BP 224
51686 REIMS CEDEX 2

MALAM ISSA Oumarou

Université de Reims
GEGENA EA 3795
2 Esplanade Roland Garros
51100 REIMS

MARIAN Madalina-Cristina

Universite Pitesti
Pitesti Arges
rue TG Din Vale n 1
PITESTI
ROUMANIE

MARIAN George-Florian

Universite Pitesti
Pitesti Arges
rue TG Din Vale n 1
PITESTI
ROUMANIE

MARIN Béatrice

Université de Reims
GEGENA EA 3795 - CREA
2 esplanade Roland Garros
51100 REIMS

MARTIN Manuel

INRA, Unité Infosol
2163 avenue de la Pomme de Pin
BP 20619 - Ardon
45166 OLIVET CEDEX

MASSOT Capucine

Institut National d'Horticulture
UMR SAGAH
2 rue Le Nôtre
49045 ANGERS CEDEX 01

MATHEU Clément

Le Staneux
12 rue Firmin Tarrade
87130 CHATEAUNEUF LA FORET

MENASSERI AUBRY Safya

Agrocampus Rennes
65 rue de Saint Briec
CS 84215
35042 RENNES CEDEX

MICHAUD Aurélie

INRA - ENSAM, Agro M
UMR 1222 Rhizosphère & Symbiose
2 Place Viala
34060 MONTPELLIER

MICHEL Jean-Charles

Institut National d'Horticulture
UMR SAGAH
2 rue Le Nôtre
49045 ANGERS CEDEX 01

MONI Christophe

INRA INA-PG - BIOEMCO
Bât EGER
78850 THIVERVAL-GRIGNON

MONSÉRIÉ Marie-France

ENSAIA-INPL
Laboratoire Sols et Env.
2 avenue de la forêt de Haye
BP 172
54505 VANDOEUVRE LES NANCY CEDEX

MONTAGNE David

Université de Limoges
Laboratoire GRESE
123 avenue Albert Thomas
87060 LIMOGES CEDEX

MONTENACH Denis

INRA
Sce d'expérimentation agronomique et viticole
28 rue de l'Herrlisheim
BP 20507
68021 COLMAR

MORARU Paula

Université de Sciences Agricoles
et Médecine Vétérinaire
3-5 Manastur
400372 CLUJ-NAPOCA
ROUMANIE

MORICE Sylvie

I.R. Biologie de l'insecte
CNRS UMR 6035
Fac. Sciences & Tech. Parc Grandmont
avenue Monge
37200 TOURS

MORLAT René

INRA
42 rue Georges Morel
49071 BEAUCOUZE CEDEX

MORVAN Xavier

INRA, Unité Infosol
2163 avenue de la Pomme de Pin
BP 20619 - Ardon
45166 OLIVET CEDEX

MOUKANDI N'KAYA Guy

ENSP
Université Marien Ngouabi
BP 69
BRAZZAVILLE
CONGO

MOULIN Joël

Chambre Agriculture de l'Indre
24 rue des Ingrains
36022 CHATEAUROUX CEDEX

MOURIER Brice

INRA SAVOIE
UMR CARRTEL - CISM
Equipe Bassin Versant
73376 LE BOURGET DU LAC CEDEX

NEDELEC Hervé

Chambre Agriculture Poitou Charentes
Agropole - BP 50002
86550 MIGNALOUX BEAUVOIR

NEEL Catherine

Université de Limoges
Laboratoire GRESE
123 avenue Albert Thomas
87060 LIMOGES CEDEX

NICOULAUD Bernard

INRA, Unité de Science du Sol
2163 avenue de la Pomme de Pin
BP 20619 - Ardon
45166 OLIVET CEDEX

NIKNAHAD Hamid

INRA
Unité Agro. Laon-Reims-Mons
rue Fernand Christ
02007 LAON CEDEX

NORMAND Etienne

CNRS - BIOEMCO
Bât EGER
Campus Inra Inapg
78850 THIVERVAL-GRIGNON

NUNAN Naoise

INRA INA-PG - BIOEMCO
Bât EGER
78850 THIVERVAL-GRIGNON

OLIVIER Romain

Institut National d'Horticulture
UMR SAGAH
2 rue Le Nôtre
49045 ANGERS CEDEX 01

OUVRARD Stéphanie

ENSAIA-INPL
Laboratoire Sols et Env.
2 avenue de la forêt de Haye
BP 172
54505 VANDOEUVRE LES NANCY CEDEX

PACURAR Ioan

Université de Sciences Agricoles
et Médecine Vétérinaire
3-5 Manastur
ROUMANIE

PAILLAT Christiane

Institut National d'Horticulture
2 rue Le Nôtre
49045 ANGERS CEDEX 01

PANSU Marc

IRD, UR SeqBio
911 avenue Agropolis
BP 64501
34394 MONTPELLIER CEDEX 05

PARAT Corinne

LCABIE - Université de Pau
UFR SCIENCES
avenue de l'Université
64000 PAU

PAREUIL Priscilla

Université de Limoges
Faculté des Sciences et Techniques
123 avenue Albert Thomas
87060 LIMOGES CEDEX

PELOSI Céline

INRA INA-PG - UMG D'AGRONOMIE
Bât EGER
BP 01
78850 THIVERVAL-GRIGNON

PELTRE Clément

INRA - EGC, Equipe Sol
EGC EQUIPE SOL
BP 1
78850 THIVERVAL-GRIGNON

PENEL Jean-Pierre

Chambre Agriculture de Vaucluse
Site Agroparc
84912 AVIGNON CEDEX 9

PERES Guénola

Université de Rennes I
CNRS UMR 6553 ECOBIO
Beauvais
35380 PAIMPONT

PERETTE Yves

EDYTEM - UMR 5204 CNRS
Savoie Technolac
Campus scientifique
73376 LE BOURGET DU LAC CEDEX

PERRIN Anne-Sophie

CNRS - INPT UPS / UMR 5245
ECOLAB
1 avenue de l'Agrobiopole
31326 CASTANET TOLOSAN

PIRON Denis

Université de Rennes I
UMR 6553 ECOBIO
Station Biologique
35520 PAIMPONT

PLASSART Pierre

ESITPA
Laboratoire BIOSOL
13 rue du Nord
76000 ROUEN

POSS Roland

IRD - AGRO M
2 Place Viala
Bât 12
34060 MONTPELLIER CEDEX

POTIN GAUTIER Martine

LCABIE - Université de Pau
UFR SCIENCES
avenue de l'université
BP 1155
64000 PAU

POULENARD Jérôme

INRA SAVOIE
UMR CARTEL - CISM
Equipe Bassin Versant
73376 LE BOURGET DU LAC CEDEX

QUANTIN Cécile

Université Paris Sud
UMR IDES
Bat 504
91405 ORSAY CEDEX

RAT Didier

MAPAR
DGFAR
78 rue de Varenne
75349 PARIS CEDEX SP

REGUIEG Yssaad Houcine

Université Mostaganem
MOSTAGANEM
ALGERIE

REYNAULT Jean-Yves

Muséum National d'Histoire Naturelle
Dép. Histoire de la Terre
43 rue Buffon
CP 48
75005 PARIS

RICHARD Guy

INRA, Unité de Science du Sol
2163 avenue de la Pomme de Pin
BP 20619 - Ardon
45166 OLIVET CEDEX

RIVIERE Louis-Marie

CFTT IPS France
7 rue Alexandre Fleming
49066 ANGERS CEDEX 02

ROCHDI Aicha

Laboratoire des Sciences de l'environnement et du
développement
Faculté des Sciences et Techniques
BP 577
SETTAT MAROC

ROSSIGNOL Jean-Pierre

Institut National d'Horticulture
UMR SAGAH
2 rue Le Nôtre
49045 ANGERS CEDEX 01

ROUABHIA Abdelkader

Centre Universitaire de Tebessa
BP34-A 12004 Nahda Poste
12000 TEBESSA ALGERIE

ROUSSEAU Marie-France

INRA - EGC, Equipe Sol
Bât EGER
BP 1
78850 THIVERVAL-GRIGNON

RUELLAN Alain

2 boulevard Berthelot
34000 MONTPELLIER

RUMPEL Cornelia

INRA INA-PG - BIOEMCO
Bât EGER
78850 THIVERVAL-GRIGNON

RUSU Teodor

Université des Sciences Agricoles
3-5 Manastur
400372 CLUJ-NAPOCA
ROUMANIE

SAFFIH-HDADI Kawtar

INRA REIMS
2 esplanade Roland Garros
BP 224
51686 REIMS CEDEX 2

SALOME Clémence

INRA INA-PG - BIOEMCO
Bât EGER
78850 THIVERVAL-GRIGNON

SALOMON D.

INRA SAVOIE
UMR CARTEL - CISM
Equipe Bassin Versant
73376 LE BOURGET DU LAC CEDEX

SALVADOR BLANES Sébastien

Laboratoire GEEAC
Faculté Sciences et Techniques
Université François Rabelais
Parc de Grandmont
37200 TOURS

SAMOUELIAN Anatja

INRA ORLEANS
Unité de Science du Sol
2163 Av. de la Pomme de Pin
BP 20619 - Ardon
45166 OLIVET CEDEX

SANON Arsène Alain

Laboratoire Commun de Microbiologie (L.C.M)
IRD / ISRA / UCAD
Centre de Recherche de Bel Air
BP 1386 CP 18524
DAKAR SENEGAL

SAPPIN-DIDIER Valérie

INRA BORDEAUX
UMR TCEM 1220
71 avenue E. Bourleaux
BP 81
33883 VILLENAVE D'ORNON

SARDIN David

ENITA-B
1 Cours du Général de Gaulle
33175 GRADIGNAN CEDEX

SCHEINER Javier D.

ESA PURPAN
Prod. Végétales Pédologie
75 Voie du Toec
BP 57611
31076 TOULOUSE CEDEX 3

SCHEURER Olivier

Institut Polytechnique Lasalle
BP 30313
60026 BEAUVAIS CEDEX

SCHVARTZ Christian

Institut Supérieur d'Agriculture
48 Bd Vauban
59046 LILLE CEDEX

SCHWARTZ Christophe
ENSAIA-INPL
Laboratoire Sols et Env.
2 avenue de la foret de Haye
BP 172
54505 VANDOEUVRE LES NANCY CEDEX

SCHWARTZ Dominique
CNRS ULP - UMR 7011
Laboratoire Image et Ville
3, rue de l'Argonne
67000 STRASBOURG

SERVANT Joël
Chambre Agriculture du Cher
BP 10
18230 ST DOULCHARD

SOLIA EDONDOTO Sylvain
Faculté d'Agronomie YANGAMBI IFA
53 Guest-House, Plateau Medical
Province Orientale
BP 1232 - KISANGANI
CONGO

SOUBRAND COLIN Marilyne
Université d'Amiens
UMR PBDS CNRS 8110
33 rue Saint Leu
80000 AMIENS

TEXIER Sylvie
INRA - UMR CARRTEL
75 avenue de Corzent
Station Hydrobiologique Lacustre
74203 THONON LES BAINS

TRAP Jean
Université de Rouen, UFR Sciences
UPRES EA 1293
Laboratoire Ecologie Gpe Ecodiv
Bat IRESE A
76821 MONT ST AIGNAN

TREVISAN Dominique
INRA - UMR CARRTEL
75 avenue de Corzent
74203 THONON LES BAINS

TRINSOUTROT GATTIN Isabelle
ESITPA
Laboratoire BIOSOL
13 rue du Nord
76000 ROUEN

TROLARD Fabienne
INRA, UR Géochimie des Sols et des Eaux
Europole méditerranéen de l'Arbois

Bat Laënnec BP 80
13545 AIX EN PROVENCE CDEX 4

TSAKI Hassini
Laboratoire d'Ecopédologie
Département de Biologie
Faculté des Sciences Université d'Oran
ALGERIE

UZU Gaelle
CNRS - INPT UPS / UMR 5245
ECOLAB
1 avenue de l'Agrobiopole
31326 CASTANET TOLOSAN

VASSAL Nathalie
ENITAC
Site de Marmilhat
BP 35
63370 LEMPDES

VIEUBLE GONOD Laure
INRA - UMR - EGC
Bât EGER
78850 THIVERVAL-GRIGNON

VIRTO Inigo
INRA INA-PG - BIOEMCO
Bât EGER
78850 THIVERVAL-GRIGNON

VOLTZ Marc
INRA ENSAM
UMR LISAH, Agro M - INRA - IRD
2 Place Viala
34060 MONTPELLIER CEDEX 1

WALTER Christian
Agrocampus Rennes, UMR INRA
Agrocampus Sol-Agronomie-Spatialisation
65 rue de Saint Brieuc
CS 84215
35042 RENNES CEDEX

WATTEAU Françoise
ENSAIA-INPL
2 avenue de la forêt de Haye
BP 172
54505 VANDOEUVRE LES NANCY CEDEX

ZANACHE Habiba
Université Badji Mokhtar
Faculté des Sciences
bp 12
23000 ANNABA
ALGERIE
bp 12
23000 ANNABA
ALGERIE

