

Caractérisation physique, chimique et microbiologique de trois sols acides tropicaux du Rwanda sous jachères naturelles : contraintes à leur productivité

Par Jean Jacques M. Mbonigaba¹, Innocent Nzeyimana¹, Charles Bucagu², Marc Culot³

¹Université Nationale du Rwanda- Département de Sol et Gestion de l'Environnement

²Université Nationale du Rwanda- Département de Production végétale et horticulture

³Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux- Laboratoire d'Ecologie Microbienne et d'Épuration des Eaux

Résumé

La connaissance des propriétés des terres cultivées permet un meilleur choix du mode de gestion à adopter. Trois sols acides de haute altitude (HA), moyenne altitude (MA) et basse altitude (BA) au Rwanda ont été échantillonnés respectivement dans les stations de Gakuta, Tonga et Cyabayaga, pour une caractérisation physique, chimique et microbiologique afin de dégager les principales contraintes à leur productivité. Les valeurs du pH montrent que les sols sont fortement acides en HA et MA, alors qu'ils sont modérément acides en BA. Le taux du carbone organique total (COT) est satisfaisant à Gakuta, mais diminue avec l'altitude. L'azote total (NT), le phosphore et la capacité d'échange cationique effective (CECE) suivent la même tendance, leurs niveaux restent néanmoins faibles. Paradoxalement, la saturation en cations basiques, ainsi que la teneur en P-Bray 2 sont non seulement faibles en HA et MA, mais aussi ils se montrent négativement corrélés avec la teneur en matière organique (MO) entre les trois régions. L'ion Al^{3+} occupe 32 et 18 % du complexe absorbant à Gakuta et à Tonga, la toxicité aluminique est par contre inexistante en région de BA. Les rapports carbone de la biomasse microbienne (CBM)/COT et azote de la biomasse microbienne (NBM)/NT indiquent un faible taux de minéralisation/immobilisation dans les sols fortement acides, leurs niveaux augmentent avec le pH entre les trois régions. Les valeurs du rapport CBM/NBM obtenues laissent croire à la prédominance de champignons plutôt que la population bactérienne plus active, ce qui présage une MO de mauvaise qualité. Les faibles proportions de la fraction facilement métabolisable du carbone (5 % du COT à Gakuta) témoignent également de la qualité de la MO. Cette dernière, en plus de l'acidité, semble affecter négativement l'activité métabolique des microorganismes, les valeurs de la respiration basale (RB) obtenues étant très faibles ($0,30$ à $0,37 \mu g CO_2 \cdot h^{-1} \cdot g^{-1}$). L'apport du glucose comme substrat a stimulé remarquablement l'activité métabolique qui se traduit par des faibles valeurs obtenues du quotient d'activation respiratoire (Q_R). Les fortes corrélations observées entre les deux mesures respiratoires et le P_{Bray2} ($r = 0,99$ et $0,85$) indiquent que l'indisponibilité de P pourrait constituer une limitation à l'activité microbienne dans les sols acides tropicaux. Cependant, aucune corrélation entre l'activité de la phosphatase et le P_{Bray2} n'a été observée. Même si les valeurs de la déshydrogénase et de la monophosphoestérase acide restent faibles, l'amplitude des réactions suit la distribution de la MO entre les trois sites. Si l'acidité reste la principale contrainte à la productivité des sols des régions de HA et MA, la teneur en MO et en N constituerait un problème en région de BA si des pratiques culturales appropriées ne sont pas utilisées.

Mots clés : Sols acides, propriétés physiques, propriétés chimiques, propriétés microbiologiques, Rwanda.

¹ Auteur de correspondance- E-mail : mbonigaba.jj@fsagx.ac.be ou mbonjac@yahoo.fr Tél. : +32/ 81 62 23 87 ou +32/ 494 85 08 19

Abstract

The knowledge of cultivated soil properties allows a better choice of the most appropriate land management practice. Three acidic soils of highland (HL), middle land (ML) and lowland (LL) from Rwanda were sampled respectively in the experimental stations of Gakuta, Tonga and Cyabayaga, for a physical, chemical and microbiological characterization in order to make out their productivity constraints. pH values shows that the soils are strongly acidic in the HL and ML, whereas they are moderately acidic in LL. The rate of total organic carbon (TOC) is acceptable in Gakuta, but decreases with altitude. The total nitrogen (TN), the phosphorus and the effective cation exchange capacity (ECEC) follow the same trend, their levels remaining nevertheless weak. Paradoxically, base saturation and Bray2-P content are weak in the HL and ML, but also they are negatively correlated with the organic matter (OM) content between the three regions. The Al^{3+} ion occupies 32 and 18 % of the exchange complex at Gakuta and Tonga, Al toxicity is, on the other hand, non-existent in LL soils. Microbial biomass carbon (MBC)/TOC and microbial biomass nitrogen (MBN)/TN ratios indicate a weak mineralization/immobilisation rate in the highly acidic soils, their levels increase with the pH between the three regions. MBC/MBN ratio values obtained indicate the dominance of fungi in soils rather than more active organisms like bacterial population; this predicts a poor OM quality. The small proportions of the assimilate carbon fraction (5 % of TOC at Gakuta) testify also to the OM poor quality. Soil OM quality and soil acidity seem to negatively affect the metabolic microbial activity, this is confirmed by the basal respiration (BR) low rate obtained ($0.30 - 0.37 \mu g CO_2 \cdot h^{-1} \cdot g^{-1}$). The addition of glucose as substrate has remarkably stimulated the metabolic activity which results in low values of respiratory activation quotient (QR). The strong correlations observed between the two respirometric measurements and Bray2-P ($r = 0.99$ and 0.85) indicates that P unavailability could constitute microbial activity limitation in tropical acidic soils. However, there is no correlation between the phosphatase activity and Bray2-P. Even dehydrogenase and acidic phosphatase activities remain low; the amplitude of their reactions follows the distribution of soil OM between the three zones. The soil acidity remains the principal constraint to land productivity in the HL and ML regions while soil OM and N contents would constitute a problem in LL zone if appropriate land management practices are not used.

Keywords : Acidic soils, physical properties, chemical properties, microbiological properties, Rwanda

1. INTRODUCTION

En région tropicale en général, la mise en valeur des terres rencontre des difficultés liées souvent à l'inadéquation des pratiques utilisées par rapport aux caractéristiques des sols. Dans la plupart des cas, la non prise en compte des contraintes physiques, chimiques et microbiologiques reste préjudiciable à toute investigation. Pourtant, il est depuis très longtemps connu que certains paramètres du sol jouent un rôle capital dans la gestion de la nutrition végétale et qu'un approvisionnement adéquat en éléments nutritifs dépend de leurs niveaux (Troeh et Thompson, 2005). L'acidité par exemple affecte la plupart des paramètres du sol comme la solubilité des éléments métalliques, l'assimilation des éléments minéraux par les plantes, la structure et l'activité des microorganismes ainsi que beaucoup d'autres attributs et réactions du sol (Brady et Weil, 2002; Kemmit *et al.*, 2006).

Pour la plupart des sols de la zone tropicale humide d'altitude, la toxicité aluminique reste le premier responsable de l'acidification et un des principaux facteurs limitant la productivité des sols. L'activité de l'aluminium, comme d'ailleurs celle de la matière organique, restent fortement tributaires du pH du sol. La quantité et surtout la qualité de la matière organique dans les sols de la région tropicale humide sont aussi particulières (Scharpenseel, 1987). Naturellement, ce sont les systèmes culturels ou les changements des modes de gestion des terres qui modifient la teneur totale en matière organique dans un sol (Islam et Weil, 2000;

Pulleman *et al.*, 2000) et dans ce cas la fraction active reste la plus sensible de toutes.

Les réactions d'échange cationiques entre la solution du sol et le complexe adsorbant réfèrent à deux importants paramètres chimiques des sols à savoir la capacité d'échange cationique (CEC) et les cations échangeables. La CEC, qui est une expression de charges négatives par unité de masse d'un sol, est l'une de plus importantes caractéristiques du sol. Or, il est connu que seules les argiles et l'humus, par leurs propriétés colloïdales, peuvent développer des charges importantes à leur surface (Brady et Weil, 2002). Etant donné que la quantité et la qualité des argiles dans les sols sont dépendantes des conditions naturelles d'altération, c'est surtout l'augmentation ou la diminution de la teneur en matière organique qui influence la variation de la CEC pour les sols cultivés. Les cations les plus actifs dans les réactions d'échange sont Al^{3+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , H^+ et Na^+ . Leurs niveaux dans un sol reflètent sa qualité nutritionnelle.

Nombreux autres éléments essentiels sont assimilables sous des formes anioniques (i.e. N, P, S). Pour devenir disponible aux plantes, seuls l'action microbienne peut convertir leurs formes organiques en composés inorganiques solubles (la minéralisation). Dans le sol, il est de ce fait important de savoir, non seulement les teneurs totales en N, P et S, mais aussi leurs formes minérales solubles et disponibles pour la croissance des plantes.

Les indicateurs biologiques de la fertilité actuellement utilisés sont ceux liés à la structure de la biomasse microbienne et à leur activité. L'intérêt de l'évaluation de la biomasse à un moment donné, plus encore, sa variation dans le temps, est lié à son rôle dans la métabolisation des composés organiques, la formation structurale et la stabilisation des sols, ainsi qu'à sa fonction de marqueur écologique (Smith et Paul, 1990; Davet, 1996; Franco *et al.*, 2004). A cause de leur rôle dans le fonctionnement du sol, les populations microbiennes et leur activité sont considérées comme des indicateurs utiles de l'amélioration et de la dégradation des sols. Etant donné que la biomasse microbienne est considérée comme une partie de la matière organique du sol qui est constituée par les cellules microbiennes vivantes, les paramètres les plus utilisées pour estimer la biomasse microbienne sont le C et N microbiens (Smith et Paul, 1990; Joergensen, 1995; Davet, 1996).

Parmi les activités microbiennes, certaines réactions, comme la respiration du sol, peuvent être réalisées par la plupart de microorganismes du sol, alors que d'autres sont catalysées par un nombre restreint d'espèces microbiennes particulières (i.e. activités enzymatiques) (Nannipieri *et al.*, 1990). D'après Prosser (1997), la respiration est la plus commune et ancienne mesure indirecte de l'activité microbienne globale dans les sols. En effet, les cellules microbiennes actives et vivantes du sol ont constamment

besoin d'une source d'énergie, qui pour la microflore hétérotrophe provient de la transformation des matériaux organiques.

Les activités enzymatiques dans les sols, comme la respiration et la biomasse microbienne, sont sensibles aux modifications environnementales, et sont de ce fait considérées comme des indicateurs des perturbations naturelles et anthropiques (Schloter *et al.*, 2003). Les enzymes les plus souvent mises en évidence dans le sol sont celles appartenant aux groupes des oxydoréductases (déshydrogénases, nitrate-réductase, catalase, etc.) et des hydrolases (phosphatases, nucléases, lipase, amylase, cellulase, etc.). Comme pour la biomasse microbienne du sol (Groffman *et al.*, 2001; Cookson *et al.*, 2005; Shi *et al.*, 2006; Pérez-de-Mora *et al.*, 2006) et la respiration du sol (Borken *et al.*, 2002; Wang *et al.*, 2003), plusieurs auteurs démontrent que l'activité enzymatique est positivement corrélée avec la teneur en matière organique (Garcia-Gil *et al.*, 2000; Perucci *et al.*, 2000). Cependant, la qualité de cette dernière est aussi importante que la quantité.

Il existe cependant très peu d'informations sur les indicateurs chimiques, et surtout biologiques en ce qui concerne les sols acides tropicaux. Au Rwanda en particulier, l'hétérogénéité édaphique et climatique associée au manque de données suffisantes complique davantage la gestion des terres agricoles. Les contraintes à la fertilité chimique des sols cultivés restent encore mal connues dans les principales régions agricoles du pays et les rares informations existantes demeurent assez générales. La présente étude, inscrite dans un vaste projet qui vise la relance de la fertilité des sols acides du Rwanda par la matière organique, a pour objectifs: (a) de déterminer les principales caractéristiques physiques, chimiques et microbiologiques actuelles de trois sols acides de haute, moyenne et basse altitudes; (b) de relever les principales contraintes à leur productivité et; (c) de formuler des recommandations relatives à leur amélioration et exploitation durables.

2. MATERIELS ET METHODES

2.1. Choix et description des sites

Au Rwanda, la diversité des conditions climatiques est à la base de l'importante diversification des cultures. Sur le plan édaphique, les sols sont majoritairement acides (Vander Zaag *et al.*, 1984; Beernaert, 1999) et cette acidité croît avec l'altitude de manière que l'on peut passer d'un pH oscillant autour de 6 dans la zone Est du pays, en basse altitude (BA), à un pH avoisinant 3,6 dans la zone agricole de haute altitude (HA) à l'Ouest (Delpierre, 1974; Birasa *et al.*, 1990).

L'étude a été conduite sur trois sites représentant les principales régions agricoles du pays à savoir : (a) la station de Gakuta- zone agricole de la Crête Congo-Nil en région de HA (1.900 à 2.500 m- n° 5 sur la carte); (b) la station de Tonga-: zone agricole du Plateau Central en région de MA (1.500 à

1.770 m- n° 7 sur la carte) et; (c) la station de Cyabayaga- zone agricole de Savanes de l'Est en région de BA (1.250 à 1.600 m- n° 12 sur la carte). Le tableau 1 contient les informations sur la localisation, les caractéristiques climatiques et géo-morphopédologiques de trois régions concernées par l'étude, alors que la figure 1 en est l'illustration cartographique.

Le terrain échantillonné à la station de Gakuta (HA) est fait de vieilles terrasses radicales sous jachère constituée principalement par le *Vernonia lasiopus* O. Hoffm., le *Vernonia prochsteterri* Sch. Bip. ex Walp. et l'*Eragrostis* sp. A Tonga (MA), la bande considérée se trouve au pied d'une colline, la jachère dense était faite essentiellement le *Tithonia diversifolia* (Hemsley), le *Lantana camara* L., l'*Acanthus pubescens* Thomson ex Oliv. , et *Digitaria abyssinica* A. Rich. Stapf. La parcelle utilisée à Cyabayaga (BA) est une bande aménagée en terrasses progressives, dont les haies anti-érosives sont constituées des essences agroforestières [*Cassia* sp., *Calliandra calothyrsus* Meissn., *Sesbania sesban* (L.) Merr., *Leucaena diversifolia* (Schlecht.) Bentham, *Senna spectabilis* (DC.) Irwin & Barneby, etc.] en association avec des graminées. La jachère naturelle est faite de nombreuses espèces de l'ordre des astéracées.

Tableau 1: Localisation, principales caractéristiques climatiques et géo-morphopédologiques des sites d'étude.

Caractéristiques	Site de Gakuta (HA)	Site de Tonga (MA)	Site de Cyabayaga (BA)
Position géographique	S 2° 13' 52,2" et E 29° 21' 1,10"	S 2° 35' 2,8" et E 29° 43' 43,1"	S 1° 24' 25,2" et E 30° 17' 11,8"
Altitude (m)	2.460	1.760	1.379
Précipitation moyenne annuelle (mm.an ⁻¹)	1.650 à 1.750	1.150 à 1.400	800 à 900
Température moyenne mensuelle (°C)	14 à 16	18 à 21	20 à 22
Climat	Tempéré d'altitude	Tropical humide	Tropical aride
Période sèche moyenne (jours)	27	59	126
Régime pédoclimatique	Perudique Isothermique	Udique Isothermique	Ustique Isohyperthermique
Humidité relative (%)	80,2	75,4	74,0
Insolation (heures)	182,1	187,4	193,3
Matériel parental	Schistes, gneiss, granites & quartzites	Granites essentiellement	Granites en prédominance
Topographie	Montagneuse avec des collines à pentes raides	Plateaux à collines à sommets arrondis	Pénéplaines aux collines ondulantes
Végétation naturelle	Forestière avec des espèces autochtones	Prairie à arbustes sauvages	Savane arbustive et/herbeuse
Ordre des sols	Ultisols	Oxisols	Oxisols

Source : tableau construit par l'auteur à partir des données fournies par Delpierre (1974), Birasa et al. (1990), Gasana (1991), Verdoodt et van Rant (2003).

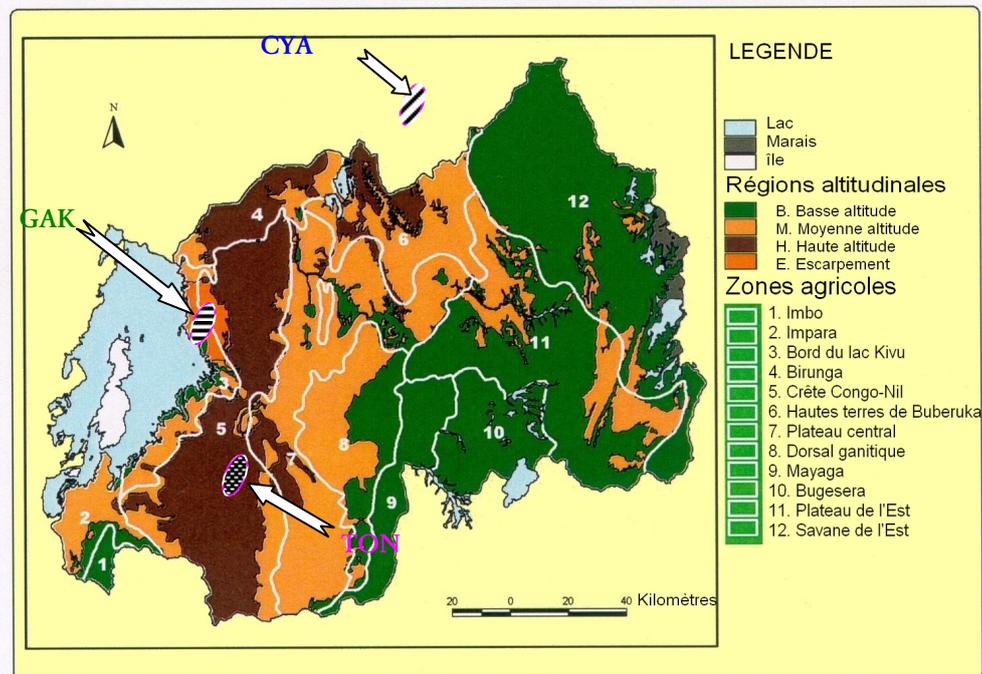


Figure 1 : Carte des régions altitudinales et des zones agricoles du Rwanda- tirée de la carte pédologique du Rwanda à l'échelle de 1:250.000 (reproduction Verdoodt et van Ranst, 2003). GAK- station de Gakuta, TON- station de Tonga, CYA- station de Cyabayaga.

2.2. Prélèvement et préparation des échantillons

Deux types d'échantillons ont été prélevés en septembre 2003: des échantillons perturbés et des échantillons non perturbés pris dans leur structure naturelle. Sur chaque terrain choisi, 10 échantillons élémentaires de surface (0-30 cm) d'environ 500 g chacun et répartis sur deux lignes diagonales ont été prélevés à l'aide d'une sonde pédologique appropriée sur une superficie de 12,5 ares. Les échantillons ont ensuite été mélangés pour constituer un échantillon composite représentatif du terrain. Sur les mêmes diagonales, six échantillons non perturbés ont été prélevés, à l'aide des cylindres de Kopecky (Blake et Hartage, 1986). Les mesures sur ces échantillons étaient faites sans trop tarder (dans les deux jours qui suivent).

Les échantillons déstructurés étaient immédiatement divisés en deux parties, une destinée aux analyses microbiologiques faites à l'état frais à la FUSAGx/Belgique et l'autre destinée aux analyses chimiques effectuées dans les laboratoires locaux. La première partie était conservée au frigo à 4 °C en attendant l'acheminement en Belgique, alors que la seconde était soumise au processus classique de préparation préalable aux analyses. Le processus consiste à un séchage à l'air libre, un broyage à l'aide d'un

mortier en porcelaine et d'un pilon approprié, et un tamisage à l'aide des tamis de 2 ou 0,5 mm selon l'analyse visée.

2.3. Analyses physiques

L'analyse granulométrique a été effectuée sur la terre fine par la méthode densimétrique. La destruction de la matière organique a été faite par oxydation avec du H₂O₂ 35 %, la désagrégation des sesquioxydes amorphes se fait par l'attaque au HCl 0,2 N, alors que la dispersion des colloïdes est assurée par une solution du sel de Graham [(NaPO₃)₆, 40 g/l] (Pauwels et al., 1992). La conductivité hydraulique saturée a été déterminée sur les échantillons non perturbés selon la loi de Darcy par la méthode de colonne d'eau constante (Klute et Dirksen, 1986). La densité apparente a été mesurée par la méthode des cylindres sur les mêmes échantillons (Blake et Hartage, 1986). La capacité maximale de rétention en eau a été estimée par la méthode par percolation suivant la relation: $CR_{max}(\%) = [W_R + W_I] \times 100 / M.S.$, où W_R est la quantité d'eau retenue (g), W_I la quantité d'eau se trouvant initialement dans l'échantillon frais (g) et M.S. la matière sèche en (g).

2.4. Analyses chimiques

Tous les paramètres chimiques du sol ont été déterminés suivant les méthodes développées par Pauwels et al. (1992) pour les sols tropicaux. Le pH à l'eau et au KCl 1 N a été fait par la méthode potentiométrique dans une suspension sol-solvant de rapport 1:2,5. Le carbone organique total (COT) a été dosé selon la méthode par oxydation avec du K₂Cr₂O₇, en présence de H₂SO₄ concentré. Le N Kjeldahl total (NT) a été déterminé par la méthode Kjeldahl. La somme [N-NO₃ + NNO₂] a été déterminée par la méthode de réduction au Zinc en utilisant les réactifs du kit commercial NANOCOLOR NITRAT Z de Marcherey-Nagel. Le N-NO₂ est ensuite mesuré séparément par la méthode à l'acide sulfanilique à l'aide des réactifs du kit Spectroquant NO₂ de chez Merck. La concentration en N-NO₃⁻ est obtenue par la différence. Le N-NH₄⁺ a été mesuré sur les mêmes extraits que les nitrates et les nitrites (extraction au K₂SO₄ 0,5M). Le dosage est basé sur la réaction des ions NH₄⁺ avec le NaOH en présence de l'hypochlorite (ClO⁻) grâce aux réactifs du kit commercial Spectroquant NH₄⁺ de chez Merck.

Le P assimilable a été déterminé par spectrophotométrie après extraction avec NH₄F 0,03M et HCl 0,1M (méthode Bray 2). Le dosage spectrophotométrique du P total a été fait après une digestion au HNO₃ 70 % et HClO₄ 60-70 %. Le taux du P organique a été indirectement déterminé en faisant la différence entre le P extractible par le H₂SO₄ 1N dans un échantillon calciné et non calciné. Les ions SO₄²⁻ ont été déterminés par gravimétrie sur des extraits aqueux de sols séchés. Les cations basiques échangeables Na⁺, K⁺, Ca⁺⁺ et Mg⁺⁺ ont été extraits du sol par une solution de NH₄OAc pH 7 1M. La CEC_{pH7} est déterminée après déplacement des ions NH₄⁺ par du KCl sur le culot de l'échantillon saturé restant après extraction

des bases. Le dosage de l'acidité totale a été fait par titration avec le NaOH après déplacements des ions H^+ et Al^{3+} par une solution de KCl 1 N. L'ion Al^{3+} est dosé à part par complexation avec le fluorure. La différence entre les deux titrations correspond au H^+ échangeable. La CECE a été calculée comme la somme des bases échangeables ($Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^+ + Na^+$) et de l'acidité d'échange ($Al^{3+} + H^+$).

2.5. Analyses microbiologiques

L'azote de la biomasse microbienne (NBM) a été mesuré en utilisant la méthode de fumigation-extraction (Joergensen, 1995). L'échantillon de sol est divisé en deux fractions, l'une qui subit l'extraction au K_2SO_4 0,5 M immédiatement (solution/sol = 4:1), alors que l'autre subit d'abord une fumigation avec du $CHCl_3$ sans éthanol et une incubation pendant 24h à 20 °C, avant d'être extrait à son tour. L'azote total est analysé dans les extraits et le NBM est ensuite calculé à partir de la relation: $NBM = N_E/K_{NE}$ dans laquelle N_E = (azote total extractible après fumigation – azote total extractible sans fumigation) et $K_{NE} = 0,54$ est le facteur de correction (coefficient d'efficacité) tenant compte de la fraction de la biomasse microbienne tuée lors de la fumigation pendant un temps d'incubation donné et minéralisée en $N-NH_4$. Le carbone facilement métabolisable (CFM) dans le sol a été déterminé par une mesure de la demande biologique en oxygène (DBO_{5jours}). Les échantillons étaient incubés à 20 °C pendant 5 jours (DBO_5) à l'obscurité sous agitation. La nitrification est inhibée par une solution d'allouviourée (ATU 0,5 $mg.l^{-1}$) et un inoculum constitué d'un liquide mixte de boue de station d'épuration (dilution 200 x) était apporté à l'échantillon.

Le taux de la respiration basale (RB) a été déterminé par incubation de 50 g de sol à 50-60 % de leur CRE_{max} au noir à 20 °C pendant 18h. La dépression proportionnelle à la consommation d' O_2 par les microorganismes était périodiquement enregistrée par des têtes manométriques à infrarouge couvrant les flacons. Les données sont ensuite téléchargées et traitées à l'ordinateur à l'aide d'un contrôleur IR (système Oxitop C WTW). La respiration induite par le substrat (RIS) était mesurée sur les mêmes échantillons selon la procédure proposée par la norme ISO 17155:2002 (E). Selon la méthode, le substrat composé de $C_6H_{12}O_6$ comme source de C, $(NH_4)_2SO_4$ comme source de N et KH_2PO_4 comme source de P est ajouté à la hauteur de 1% lorsque la teneur en matière organique du sol est < 5 % et l'incubation dure 24h dans ce cas. Le quotient d'activation respiratoire (Q_R) a été calculé comme le rapport du taux de la RB/celui de la RIS.

Le carbone de la biomasse microbienne (CBM) a été estimé par la méthode de RIS (Sparling, 1995; ISO 14240-1:1997). A partir des données de la RIS, le CBM est obtenu par la relation : $1 mg O_2.100 g^{-1} de sol sec.h^{-1} = 28 mg de C microbien.100 g^{-1} de sol sec$. Le quotient métabolique (qCO_2) est obtenu par le rapport de la RB et du CBM et est exprimé en $mg C-CO_2. (g CBM)^{-1}.h^{-1}$.

L'activité enzymatique de la déshydrogénase acide (pH du sol < 6) a été déterminée par la méthode de TTC (TriphenylTetrazolium Chloride) (Alef, 1995b). La méthode est basée sur l'estimation du taux de réduction du TTC en TPF (TriPhenyl Formazan) dans le sol après incubation à 30 °C pendant 24h. L'activité de la monophosphoestérase acide (tampon- pH 6,5) a été estimée selon la méthode développée par Alef et *al.* (1995). Elle est basée sur la lyse du *p*-nitrophenylphosphate (pNP) par la phosphomonoestérase pour produire le *p*-nitrophénol après incubation du sol à 37 °C pendant 1h. L'essai de dénombrement de microorganismes a été fait par les cultures sur milieu solide (PCA). Les milieux ont été ensemencés avec des dilutions allant jusqu'à 10⁻⁶ puis incubés à 30 °C pendant 15 jours.

2.6. Analyse statistique

Les relations linéaires entre les paramètres physiques, chimiques et microbiologiques choisis deux à deux (n = 9) ont été établies en utilisant les coefficients de corrélation de Pearson grâce au logiciel de traitement statistique Genstat® for Windows, 8^{ème} édition (VSN - International Ltd., UK).

3. Résultats et discussion

3.1. Caractéristiques physiques

Le tableau 2 contient les résultats des quatre paramètres physiques analysés.

Granulométrie

Se référant aux valeurs mentionnées dans le tableau 2, les sites de Gakuta (HA) et Cyabayaga (BA) disposent des sols dont le sable est la fraction granulométrique la plus représentative dans la couche arable. Quant à Tonga (MA), étant donné que le site se trouve dans une vallée, les sols sont logiquement en grande partie argileux. Dans tous les cas, le limon reste la fraction la moins représentée avec moins de 20 % de la terre fine. Selon les limites des classes granulométriques utilisées dans le système USDA/FAO, les sols étudiés rentrent dans les classes « argile sableuse » pour Gakuta et Cyabayaga, et « argile » pour Tonga.

Tableau 2 : Composition granulométrique suivant les limites des tailles des particules d'argile, de limon et de sable, densité apparente (Da), conductivité hydraulique (Ks), et capacité de rétention en eau (CRE) pour les sols étudiés.

Site	Granulométrie			Da		Ks		CRE _{max}	MS
	Argile (%)	Limon (%)	Sable (%)	g.cm ⁻³	ET	cm.h ⁻¹	ET	g.eau.100 g ⁻¹ sol sec	%
GAK (HA)	36,5	19,7	43,8	1,4	0,2	0,69	0,16	93,2	75,5
TON (MA)	43,2	18,9	37,9	1,2	0,1	0,30	0,09	70,0	84,4
CYA (BA)	38,7	14,4	46,9	1,4	0,1	5,04	1,01	51,0	87,4

GAK- Gakuta, TON- Tonga, CYA- Cyabayaga, ET- écart-type ; MS- Matière sèche

Densité apparente, Ks et CRE_{max}.

Ces trois caractéristiques sont toutes tributaires de la texture du sol. Les horizons A des sols cultivés ont une densité apparente variant entre 0,9 et 1,8 g.cm⁻³ (Brady et Weil, 2002). Les valeurs inférieures à cette gamme caractérisent les couches organiques ou des cendres volcaniques. En effet, les sols argileux retiennent beaucoup d'eau, ils sont riches en microporosité et ainsi moins perméables que ceux sableux par exemple. Les densités apparentes de tous les sols étudiés rentrent dans la gamme citée.

Même si la densité apparente, la perméabilité et la capacité de rétention en eau des sols sont en grande partie liées à la texture, les pratiques culturales (les labours mécanisés, les apports ou pertes en matière organique, etc.) influencent aussi énormément la porosité dans les horizons de surface et par voie de conséquence ces trois propriétés. Compte tenu de sa teneur relativement élevée en argile, le sol de Tonga présente une densité apparente et une conductivité hydraulique faibles par rapport aux sols de deux autres sites. En revanche, le sol de Gakuta révèle une capacité de rétention en eau plus élevée que ceux de Tonga et de Cyabayaga malgré que sa teneur en argile relativement faible. En effet, en plus de sa fraction limoneuse relativement élevée, le sol de Gakuta dispose également d'une teneur en matière organique de loin supérieure à celle des autres (tableau 3), ce qui justifie sa capacité de rétention en eau. D'après Klute (1986), le taux de matière organique a un effet direct sur la fonction de rétention en eau à cause de sa nature hydrophilique/hydrophobique.

3.2. Caractéristiques chimiques

Les tableaux 3 à 5 contiennent les caractéristiques chimiques des échantillons composites provenant de trois sites concernés par l'étude. Dans la discussion des résultats, les valeurs obtenues sont principalement comparées aux normes proposées par London (1991) pour les sols tropicaux.

Tableau 3. pH, carbone organique total, azote total, phosphore et soufre extractibles pour les sols étudiés.

Caractéristiques	GAK (HA)	TON (MA)	CYA (BA)
pH _{H2O}	4,1	4,7	5,5
pH _{KCl}	3,4	3,8	4,2
Carbone organique total (% MS)	4,5	1,9	1,9
N total (% MS)	0,27	0,13	0,14
C/N	16,7	14,6	13,6
P-Bray 2 (mg.kg ⁻¹)	4,81	3,06	7,00
P organique (mg.kg ⁻¹)	620	225	385
P total (mg.kg ⁻¹)	835,5	487,5	525,0
P organique/P total	0,74	0,46	0,73
SO ₄ extractible (mg.kg ⁻¹)	43,4	26,2	34,5

Tableau 4. Azote minéral (NM), azote organique (NO), et proportions entre différentes formes azotées pour les sols étudiés.

Sites	N-NO ₃ ⁻	N-NO ₂ ⁻	N-NH ₄ ⁺	NO	NM /NT	NO ₃ /NM	NH ₄ /NM	NO /NT
mg.kg ⁻¹ de sol sec.....			%.....			
GAK (HA)	9,2	0,11	1,5	2648	0,4	85,1	13,9	99,6
TON (MA)	8,4	0,11	1,5	1302	0,8	83,9	14,9	99,2
CYA (BA)	9,4	0,10	0,74	1372	0,7	91,6	7,40	99,3

Tableau 5. Cations échangeables, CEC_{pH7}, CEC- matière organique, CEC- minérale, CEC effective, Al échangeable et saturation en Al pour les sols étudiés.

Caractéristiques	GAK (HA)	TON (MA)	CYA (BA)
Ca échangeable (cmole.kg ⁻¹)	3,65	3,27	3,27
Mg échangeable (cmole.kg ⁻¹)	0,74	1,25	1,71
K échangeable (cmole.kg ⁻¹)	0,23	0,20	1,09
Na échangeable (cmole.kg ⁻¹)	0,16	0,17	0,22
CEC _{pH7} [cmole ₍₊₎ .kg ⁻¹]	18,0	10,6	7,6
CEC- matière organique [cmole ₍₊₎ .kg ⁻¹]	11,3	4,8	4,8
CEC- minérale [cmole ₍₊₎ .kg ⁻¹]	6,7	5,8	2,8
Saturation en bases (%)	27	46	82
CECE [cmole ₍₊₎ .kg ⁻¹]	8,6	6,6	6,6
Al échangeable (cmole.kg ⁻¹)	2,75	1,20	nd*
H échangeable	1,07	0,52	0,31
Saturation en Al (%)	32	18	nd

*ND- NON DETECTABLE

Réaction du sol (pH)

Les résultats du pH transcrits dans le tableau 3 montrent que les sols de Gakuta et de Tonga sont fortement acides alors que celui de Cyabayaga est modérément acide. D'après Brady et Weil (2002), il existe très peu de réactions chimiques et microbiologiques dans les sols qui ne soient pas sensibles au pH. A des faibles valeurs de pH, il se produit dans le sol, selon Landon (1991), beaucoup d'autres phénomènes néfastes à la croissance végétale comme la diminution de la nitrification, la déficience en phosphore, la toxicité aluminique et manganique, la faible mobilité des polluants organiques et la grande disponibilité de certains métaux lourds. En effet, la plupart des plantes cultivées poussent convenablement dans les sols légèrement acides à neutres ($5,5 < \text{pH} \leq 7,0$). Les valeurs moyennes du $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ obtenues dans les sols de Gakuta (4,1) et de Tonga (4,7) sont proches de celles rapportées par Birasa *et al.* (1990) dans la base des données de la CPR pour les séries *Gisovu* et *Gako* représentantes de ces deux stations (pH 4,4 et 4,7).

Quant au sol de Cyabayaga, le $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ obtenu (5,5) est d'une unité inférieure à la valeur de 6,6 attribuée à la série *Gakirage* par Birasa *et al.* (1990), ce qui témoigne une acidification progressive des sols de cette région. Cette acidification continue se remarque également par la supériorité des valeurs moyennes du $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ qu'avaient rapporté Vander Zaag *et al.* (1984) pour les trois zones agricoles concernées qui sont de 4,9 ; 5,5 et 5,6 respectivement pour la Crête Congo-Nil, le Plateau Central et les Savanes de l'Est.

Travaillant sur la caractérisation chimique des sols acides de la région forestière du Cameroun sous les conditions pédoclimatiques proches des régions, Voundi Nkana (1998) a enregistré des pH variant entre 4,7 et 5,1.

En effet, dans les zones tropicales humides, le maintien du niveau satisfaisant de fertilité des sols dépend considérablement de l'usage judicieux des techniques visant le renforcement de la capacité tampon du sol (le chaulage et les apports organiques par exemple).

Carbone organique total et azote total

Se référant aux normes rapportées par Landon (1991), les sols de Tonga et de Cyabayaga sont peu humifères alors que la teneur en carbone organique à Gakuta est satisfaisante (tableau 3). Comme l'acidité, la teneur en matière organique au Rwanda augmente avec l'altitude (Verdoodt et van Ranst, 2003). Cependant, à des valeurs très faibles de pH (i.e. $\text{pH} = 4,1$ à Gakuta) une bonne partie de la matière organique reste inactive car dans ces conditions l'activité microbienne se trouve fortement limitée (Kemmit *et al.*, 2006). D'après White (2006), une forte acidité couplée aux températures relativement douces comme celles prévalant dans la région de la Crête Congo-Nil, entraîne une lenteur de la minéralisation (rapport C/N = 16,7 à Gakuta par exemple) pouvant conduire à l'accumulation de la matière

organique plutôt passive dans les couches supérieures. Brady et Weil (2002) distinguent trois types de fractions de la matière organique dans les sols selon la successibilité au métabolisme microbien à savoir: la matière organique active (C/N = 15-30), la matière organique lente (C/N = 10-25) et la matière organique passive (C/N = 7-10). La connaissance de ces différentes fractions devient de plus en plus importante et utile pour expliquer ou prédire les changements des niveaux de la matière organique dans un sol et par conséquent les propriétés qui en dépendent.

Rutunga (1997) avait déjà évoqué que les horizons de surface sous *Eragrostis* dans la région de la Crête Congo-Nil disposaient d'une teneur élevée en matière organique (plus de 5 % du carbone organique), mais que cette dernière était non bénéfique parce qu'elle forme des composés organo-minéraux stables et inactifs avec le fer et l'aluminium.

La teneur en carbone organique de 1,9 % obtenue dans les sols de Tonga et Cyabayaga, comme d'ailleurs celles caractérisant les séries *Gako* (CO = 1,5 %) et *Gakirage* (CO = 1,3 %) représentantes de ces stations dans la CPR, indique que la matière organique pourrait constituer un facteur limitant pour la production agricole dans ces régions si des systèmes de gestion adéquats ne sont pas adoptés.

Les teneurs en azote total sont acceptables pour les trois sites (tableau 3). En effet, les teneurs supérieures à 0,13 % d'azote total sont considérées comme satisfaisantes dans les sols tropicaux (London, 1991). La concentration en azote total dans le sol de Gakuta (0,27 %) est deux fois plus élevée que celles obtenues à Tonga (0,13 %) et à Cyabayaga (0,14 %). En effet, étant une composante importante de la matière organique, le niveau de l'azote suit celui du carbone organique dans cette région. Birasa *et al.* (1990) et Rutunga (1997) avaient déjà rapporté des valeurs de l'azote total dépassant 0,35 % dans beaucoup d'endroits dans la région de la Crête Congo Nil. Les teneurs actuelles trouvées à Tonga et à Cyabayaga sont inférieures aux moyennes qu'avaient attribuées Vander Zaag *et al.* (1984) aux régions agricoles de Plateau Central et de Savanes de l'Est.

Néanmoins, comme il apparaît dans le quatrième tableau, le rapport de l'azote minéral sur l'azote total (NM/NT) qui constitue un bon indicateur du taux de minéralisation est plus bas à Gakuta. Considérant les trois régions en étude, ce rapport est positivement corrélé avec le pH ($r = 0,66$; tableau 9), ce qui témoigne encore l'influence de ce dernier sur la qualité de la matière organique du sol.

Tenant compte des valeurs de la densité apparente et de la matière obtenues pour chaque site, ainsi qu'une tranche de sol de 0-15 cm de profondeur, le site de Gakuta contient 4.961 kg N.ha⁻¹ contre 1.975 kg N.ha⁻¹ à Tonga et 2.570 kg N.ha⁻¹ à Cyabayaga. Afin d'assurer au mieux les besoins de

croissance des plantes, Troeh et Thompson (2005) estiment qu'un sol devrait avoir une quantité d'azote organique d'environ 3.300 kg N.ha⁻¹.

Phosphore et soufre

Les valeurs du P-Bray 2 obtenues pour les trois sites étudiés sont faibles (tableau 3), ce qui présage une déficience en P. Cette déficience est plus sévère à Tonga et à Gakuta. Les teneurs en P disponible inférieures à 20 mg P₂O₅.kg⁻¹ de sol sont considérées comme très faibles pour pouvoir assurer une nutrition phosphatée appropriée de la plupart des plantes. Drechsel *et al.* (1996) avaient signalé des carences en P très préoccupantes dans les régions de Gakuta (P-Bray 1 < 2 mg.kg⁻¹) et de Butare (P-Bray 1 < 6 mg.kg⁻¹) à cause du pouvoir fixateur élevé des sols.

Quant au P total, les teneurs observées sont plutôt satisfaisantes. Troeh et Thompson (2005) confient que la fixation des composés phosphorés par les oxydes de Fe (phosphate de Fe), d'Al (phosphate d'Al), et par la matière organique ainsi que leur degré d'insolubilité sont responsables de la faible disponibilité dans les sols des formes assimilables par les cultures. Ce phénomène s'avère encore plus sévère dans les sols acides tropicaux riches en argiles de type 1:1 et en sesquioxydes (Sanchez, 2002). Les valeurs du rapport P organique/P total reportées dans le tableau 3 indiquent que dans les sols étudiés le phosphore existe majoritairement sous forme organique.

Les concentrations en SO₄ obtenues (tableau 3) dans les trois sols sont jugées faibles au point qu'une déficience en S pourrait avoir lieu dans les sols concernés. Le soufre inorganique (ion sulfate SO₄²⁻) qui est le plus assimilable par les plantes provient en grande partie de la minéralisation de la matière organique du sol. Selon Essington (2004), et Troeh et Thompson (2005), environ 90 % des concentrations totales du soufre dans les horizons de surface de la plupart des sols sont sous forme organique; ce qui traduit que les faibles teneurs en matière organique dans les sols de Tonga et de Cyabayaga expliqueraient la déficience en soufre. Voundi Nkana (1998) confie que dans les conditions de forte acidité comme c'est le cas pour les régions étudiées, plusieurs autres facteurs comme la faible oxydation du soufre, la faible décomposition de la matière organique, l'interférence entre l'oxydation du soufre et la nitrification, les pertes des composés de soufre par lessivage et lixiviation, peuvent contribuer à la déficience du soufre pour les plantes.

Azote minéral et organique

Les valeurs moyennes des teneurs des formes minérale et organique de l'azote sont présentées dans le tableau 4. Pour tous les sites, les quantités des formes minérales sont plutôt faibles, elles constituent seulement 0,4 à 0,8 % de l'azote total présent dans les sols. Pourtant, les formes minérales assimilables par les plantes sont aussi importantes dans le sol que l'azote total. Selon Brady et Weil (2002) seulement 1,5 à 3,5 % de l'azote organique

dans un sol minéralise chaque année. Au regard des proportions présentées dans le quatrième tableau et de la matière sèche donnée dans le deuxième tableau, le taux de minéralisation est de ce fait bas dans les sols étudiés selon l'ordre GAK < TON < CYA.

Entre les deux fractions assimilables, la forme N-NO₃ est la plus représentée (84 à 92 % de l'azote minéral) contrairement à ce qu'on pouvait prétendre dans les sols acides. Normalement, les bas pH affectent plus la nitrification que l'ammonification (Kemmitt *et al.*, 2006), d'où la tendance des sols acides à accumuler en prédominance le N-NH₄ au détriment du N-NO₃ (Khalil *et al.*, 2005; Kemmitt *et al.*, 2005). Rutunga (1997) avait lui constaté que les sols non cultivés et sous jachère naturelle de la région de la Crête Congo-Nil étaient fortement carencés en N-NO₃. Les antécédents culturaux des champs échantillonnés ainsi que les méthodes d'extraction utilisées au laboratoire expliquent cette tendance.

La proportion de l'azote organique dépasse 99 % de l'azote total présent dans les trois sols étudiés. Pour mieux assurer la nutrition végétale, il faudra agir sur les facteurs qui affectent les principales étapes de la minéralisation à savoir l'ammonification et la nitrification; mais aussi la disponibilité des produits minéralisés dans la solution du sol. Troeh et Thompson (2005) suggèrent qu'un sol devrait normalement avoir une quantité d'azote disponible dépassant 110 kg.ha⁻¹, ce qui est loin d'être le cas pour les sols étudiés (34, 30 et 38 kg N.ha⁻¹, respectivement pour Gakuta, Tonga et Cyabayaga).

CEC et CECE

Les valeurs de la CEC_{pH7} obtenues sont de l'ordre de 18,0; 10,6 et 7,6 cmole₍₊₎.kg⁻¹ respectivement pour Gakuta, Tonga et Cyabayaga (tableau 5). La CEC est faible à Tonga et Cyabayaga, et moyenne à Gakuta. Cependant, dans tous les trois sols, la charge nette sur le complexe adsorbant est négative. Ceci est confirmé par le ΔpH (pH_{KCl} - pH_{H2O}) négative partout. Parmi les fractions minérales, la kaolinite, les oxydes et hydroxydes de fer et d'aluminium sont ceux qui disposent une grande partie de leur CEC dépendante du pH. Quant à la matière organique, toutes ses charges sont variables en fonction du pH du sol. En effet, à des valeurs faibles (pH < 5), la matière organique a tendance à développer plus de charges positives et les ions H⁺ issus de la déprotonation provoquent la solubilisation des hydroxydes d'aluminium présents dans le milieu et ainsi apparaissent les formes toxiques [Al(OH)²⁺, Al(OH)⁺, Al³⁺]. Par contre, dans les conditions d'acidité moyenne (pH ≥ 5), la charge nette des colloïdes organiques dans le sol reste négative (Menzies, 2003).

En ajustant le pH à la neutralité lors de l'analyse, certaines charges positives du complexe argilo-humique deviennent négatives, ce qui justifie le fait que la CEC_{pH7}, qualifiée de CEC potentielle, est toujours supérieure à la

CECE dans les sols acides fortement altérés et riches en sesquioxydes et en argiles de type 1:1. A cause de la prédominance de ces sols fortement altérés (Ultisols à Gakuta, Oxisols à Tonga et à Cyabayaga), la contribution de la fraction minérale à la CEC totale est inférieure à celle de la fraction colloïdale humique [en considérant que la matière organique ajoute 2,5 $\text{cmol}_{(+)}. \text{kg}^{-1}$ par % de carbone organique la valeur de la CEC] sauf pour le site de Tonga où la teneur en argile est élevée.

La grande différence observée de la CEC_{pH7} entre le sol de Gakuta et les autres trouve son explication dans sa teneur en matière organique beaucoup plus élevée. Il est de ce fait bien connu que seuls les minéraux et la matière organique disposent des propriétés colloïdales leur permettant de développer les charges dans les sols. Dans les sols comme ceux de nos sites ayant des charges dépendantes du pH, il est conseillé d'utiliser la CECE car la CEC_{pH7} surestime la valeur réelle de la charge du sol. Au vu des valeurs de la CECE obtenues (tableau 5), les sols étudiés ont une capacité de rétention en éléments moyenne par rapport à la valeur de 4 $\text{cmol}_{(+)}. \text{kg}^{-1}$ considérée comme seuil limite (Voundi Nkana, 1998). Il suffirait d'agir sur les pratiques permettant de rehausser le pH du sol pour augmenter la capacité de rétention et ainsi prévenir les pertes des éléments nutritifs par lessivage, plus particulièrement les cations basiques échangeables.

Bases échangeables et saturation en bases

Les valeurs des trois principaux cations basiques échangeables (Ca, Mg et K) sont mentionnées dans le tableau 5. Les teneurs en Ca dans les trois sols sont comprises entre 2 et 4 $\text{cmole}. \text{kg}^{-1}$ de sol, gamme considérée comme celle des faibles concentrations (Landon, 1991). Pour cet auteur, les déficiences en calcium échangeable surviennent normalement seulement dans les sols de faible CEC à $\text{pH} \leq 5,5$; ce qui est le cas pour les sites considérés. En ce qui concerne le Mg, les valeurs obtenues sont aussi jugées faibles; le site de Gakuta affiche la plus basse concentration (0,74 $\text{cmole}. \text{kg}^{-1}$) qui le rapproche du seuil de déficience en magnésium dans les régions tropicales fixé à 0,5 $\text{cmole}. \text{kg}^{-1}$. Les teneurs en K échangeable n'excèdent pas 0,2 $\text{cmole}. \text{kg}^{-1}$ pour Gakuta et Tonga. Les valeurs ne dépassant pas cette concentration sont considérées comme étant très faibles (Voundi Nkana, 1998).

Dans l'ensemble, le site de Cyabayaga possède la meilleure condition en bases échangeables par rapport aux autres. En effet, les teneurs en cations basiques échangeables dans un sol sont souvent plus importantes que la valeur de la CEC puisque, en plus d'indiquer l'état nutritif actuel, elles peuvent être utilisées pour évaluer les équilibres entre les cations.

La saturation en base- c'est-à-dire la proportion de la CEC_{pH7} occupée par les cations basiques échangeables- est faible pour Gakuta, moyenne pour Tonga et élevée pour Cyabayaga (tableau 5). Calculée par rapport à la CECE,

la saturation en bases devient moyenne à Gakuta (55 %), élevée à Tonga (84 %) et à Cyabayaga (95 %). Selon Voundi Nkana (1998), citant Liebhardt (1981), un sol idéal est défini comme étant un sol ayant un complexe d'échange saturé à 65 % par le calcium, 10 % par le magnésium et 5 % par le potassium. L'absence de l'aluminium échangeable dans le sol de Cyabayaga justifie sa grande saturation en bases (82 %). Etant donné que le degré d'évolution des sols au Rwanda augmente de l'ouest à l'est, on pouvait s'attendre à une faible saturation en base à Cyabayaga. Néanmoins, d'autres facteurs comme la hauteur des précipitations et le type du matériel parental viennent inverser cette logique. En effet, il pleut peu à l'est (i.e. faible lessivage) et les sols des plaines de l'est disposent des matériaux vertiques à faible activité (Verdoodt et van Ranst, 2003).

A l'état actuel, les cations Ca, Mg et K occupent seulement 20, 4 et 1 % de charges négatives potentielles sur le complexe adsorbant à Gakuta; 31, 12 et 2 % à Tonga, et 43, 23 et 14 % à Cyabayaga (données non montrées). Ainsi, pour obtenir un complexe d'échange idéal pour les sols en étude, des apports de l'ordre de 4,5 t CaO.ha⁻¹; 0,43 t MgO.ha⁻¹ et 0,63 t K₂O.ha⁻¹ à Gakuta; 2,0 t CaO.ha⁻¹ et 0,31 t K₂O.ha⁻¹ à Tonga et 0,94 t CaO.ha⁻¹ à Cyabayaga sont recommandés.

Aluminium échangeable et saturation en aluminium

Les teneurs en aluminium échangeable et les pourcentages de sa saturation sur le complexe adsorbant sont mentionnées dans le tableau 5. A Cyabayaga, le sol n'affiche pas d'acidité due à l'aluminium échangeable à cause de son pH relativement favorable par rapport aux autres sites. En effet, à un pH supérieur à 5,5, l'aluminium ne se trouve pas dans les sols sous ses formes échangeables. Par contre, dès que le pH descend en dessous de cette limite, les teneurs en aluminium échangeable augmentent au point de devenir le cation le plus abondant du complexe d'échange. Les valeurs obtenues à Gakuta (2,75 cmole.kg⁻¹) et à Tonga (1,20 cmole.kg⁻¹) sont inférieures à celles attribuées à leurs séries représentatives *Gisovu* et *Gako* par Birasa *et al.* (1990) et Mbonigaba *et al.* (2005). Les terrains échantillonnés dans cette étude se trouvant dans des stations expérimentales, leurs antécédents cultureux justifieraient cette différence.

Présentement, l'ion Al³⁺ sature le complexe à 32 % à Gakuta, il est le second cation échangeable le plus représenté après le Ca²⁺. D'après Sanchez *et al.* (1982), cités par Voundi Nkana (1998), les sols dont le taux de saturation aluminique est compris entre 10 et 60 % présentent des problèmes d'acidité alors que ceux saturés à plus de 60 % d'aluminium s'exposent à des sérieux problèmes de toxicité aluminique. Les sols de Gakuta et de Tonga se retrouvent dans la première catégorie. Pour éliminer la part de l'acidité due à l'aluminium échangeable dans ces régions il faudrait apporter, d'après la formule de Kamprath (1970), la chaux à la hauteur de 8,4 t CaCO₃.ha⁻¹ à Gakuta et 1,8 t CaCO₃.ha⁻¹ à Tonga.

3.3. Caractéristiques microbiologiques

Les résultats des caractéristiques liées à la biomasse et à l'activité microbienne du sol sont reportés dans les tableaux 6 et 7.

Tableau 6 : N & C- microbiens, respiration basale (RB), respiration induite par substrat (RIS), quotient d'activation respiratoire (Q_R), quotient métabolique (qCO_2), vitesse de la DBO_5 et carbone facilement métabolisable (CFM) pour les sols étudiés.

Sites	NBM	CBM	RB	RIS	Q_R	qCO_2	Vitesse DBO_{5-moy}	CFM
	mg.kg ⁻¹ sol sec		μg CO ₂ .h ⁻¹ .g ⁻¹ sol sec			mg C-CO ₂ (g CBM) ⁻¹ .h ⁻¹	mg O ₂ .j ⁻¹ .g ⁻¹ sol frais	mg C.kg ⁻¹ sol sec
GAK (HA)	10,0	123	0,30	6,04	0,05	0,67	4,1	2031
TON (MA)	4,94	128	0,24	6,29	0,04	0,51	5,4	2401
CYA (BA)	35,9	174	0,37	8,58	0,04	0,58	4,5	1942

Tableau 7. Activités de la déshydrogénase et de la phosphatase, et dénombrement de microorganismes pour les sols étudiés.

Sites	Activité de la déshydrogénase	Activité de la phosphomonoestérase acide	Nombre de microorganismes
	μg TPF.j ⁻¹ .g ⁻¹ sol sec	μg PNP. h ⁻¹ .g ⁻¹ sol sec	log UCF.g ⁻¹ de sol
GAK (HA)	0,37	2,35	4,1
TON (MA)	0,18	2,09	3,2
CYA (BA)	0,13	1,83	3,9

N & C de la biomasse microbienne

Les valeurs obtenues pour le NBM (tableau 6) montrent que l'immobilisation biologique est faible à Gakuta et à Tonga. La teneur en azote de la biomasse microbienne est équivalente à celle de l'azote minéral pour le sol de Gakuta. Par contre, à Cyabayaga où les températures sont les plus élevées, le taux de l'azote assimilé par les microorganismes est relativement supérieur à l'azote minéral. En effet, il est connu que les microorganismes peuvent se montrer compétitifs vis-à-vis des plantes pour ce qui est de l'azote assimilable dans le sol. Shi *et al.* (2006) confient que, dans certaines conditions environnementales, les bactéries hétérotrophes exercent un certain contrôle à la nitrification en assimilant plus de NH_4^+ que les bactéries nitrifiantes, ce qui peut conduire à un taux d'immobilisation plus élevé que celui de la nitrification.

D'après Schinner *et al.* (1995), entre 2 et 6 % de l'azote du sol se trouve immobilisé dans les tissus des cellules microbiennes vivantes, les faibles taux étant observés dans les sols cultivés. Au regard du tableau 8, le NBM varie de 0,4 à 2,6 % du NT selon l'ordre GAK=TON<CYA; le rapport NBM/NT étant ainsi positivement corrélé avec le pH (tableau 9).

Tableau 8. Proportions des différentes formes de l'azote et du carbone pour les sols étudiés.

	NBM/NT	CBM/COT	CBM/NBM	CFM/COT
Sites%.....		%.....
GAK (HA)	0,4	0,27	12,3	4,5
TON (MA)	0,4	0,66	25,6	12,4
CYA (BA)	2,6	0,94	4,8	10,5

Cet azote immobilisé par les microorganismes peut cependant être ré-minéralisé et devenir rapidement disponible pour les plantes, car, selon Smith et Paul (1990), la transformation de NBM se fait 10 fois plus rapidement que celui immobilisé dans les résidus des plantes. Pour cela, une population microbienne plus active est nécessaire pour la synchronisation de la libération des éléments contenus dans la matière organique du sol vivante ou morte (Tu *et al.*, 2006). Selon Joergensen (1995), ce paramètre peut être utilisé pour modéliser la transformation de l'azote organique du sol.

Pour ce qui est du CBM, les valeurs obtenues représentent moins de 1 % du carbone organique total (tableau 8). Normalement, le carbone microbien varie de 1 à 5 % de la matière organique du sol (Smith et Paul, 1990). Paradoxalement, le sol de Gakuta, reconnu comme riche en matière organique, affiche une faible proportion du CBM que les deux autres, ce qui indique une mauvaise qualité de la matière organique. Comme pour le rapport NBM/NT, le rapport CBM/COT est positivement corrélé avec le pH du sol ($r = 0,98$ - tableau 9). Le quotient métabolique, encore appelé respiration spécifique, sert d'indicateur de l'état physiologique des microorganismes du sol.

Tableau 9 : Corrélations entre les variables physiques, chimiques et microbiologiques sélectionnées. Les trois sites sont considérés comme des facteurs qualitatifs (traitements). Les corrélations ont été faites avec $n = 9$ observations (trois valeurs/répétitions pour chaque site). Les valeurs dans le tableau sont des coefficients de corrélation de Pearson.

	CR _{max}	pH _{H2O}	COT	NM	NM/ NT	P-Bray2	CECE	B _{sat}	CBM	CBM/ COT	NBM	CBM/ NBM	RB	RIS	CFM	ADA	APA
CRE	1,00																
pH_{H2O}	-0,99	1,00															
COT	0,90	-0,84	1,00														
NM	0,92	-0,86	0,99	1,00													
NM/NT	-0,76	0,66	-0,96	-0,95	1,00												
P-Bray2	-0,51	0,62	-0,09	-0,13	-0,18	1,00											
CECE	0,89	-0,82	1,00	0,99	-0,97	-0,06	1,00										
B_{sat}	-0,97	0,99	-0,78	-0,80	0,59	0,69	-0,77	1,00									
CBM	-0,88	0,94	-0,59	-0,63	0,36	0,85	-0,58	0,97	1,00								
CBM/COT	-0,99	0,98	-0,92	-0,93	0,78	0,47	-0,91	0,96	0,86	1,00							
NBM	-0,74	0,83	-0,39	-0,42	0,13	0,95	-0,36	0,88	0,97	0,72	1,00						
CBM/NBM	0,30	-0,43	-0,13	-0,10	0,39	-0,98	-0,16	-0,52	-0,72	-0,27	-0,86	1,00					
RB	-0,45	0,57	-0,03	-0,06	-0,24	0,99	-0,00	0,64	0,82	0,42	0,93	-0,99	1,00				
RIS	-0,88	0,94	-0,59	-0,63	0,36	0,85	-0,58	0,97	1,00	0,86	0,97	-0,72	0,82	1,00			
CFM	0,13	-0,26	-0,31	-0,27	0,55	-0,92	-0,33	-0,35	-0,58	-0,09	-0,76	0,98	-0,94	-0,58	1,00		
ADA	0,96	-0,92	0,99	0,99	-0,90	-0,26	0,98	-0,88	-0,73	-0,97	-0,54	0,04	-0,20	-0,73	-0,14	1,00	
APA	0,99	-0,99	0,88	0,90	-0,72	-0,56	0,87	-0,98	-0,91	-0,99	-0,78	0,36	-0,50	-0,91	0,18	0,95	1,00

ADA : Activité de la déshydrogénase acide ; APA : activité de la phosphatase acide

Les valeurs obtenues varient de 0,51 à 0,67 mg C-CO₂ (g CBM⁻¹.h⁻¹) dans l'ordre GAK>CYA>TON (tableau 6). Selon Dilly (2005), le qCO₂ dans les horizons supérieurs des sols cultivés varie de 0,5 à 10 mg C-CO₂ (g CBM⁻¹.h⁻¹). Les valeurs de qCO₂ élevées traduisent une mauvaise qualité du substrat et une faible efficacité métabolique (Böhme *et al.*, 2005; Fließbach *et al.*, 2007). Entre les trois zones, l'on peut déduire que c'est en région de haute altitude à sols fortement acides (représentée par le site de Gakuta) que les microorganismes du sol vivent sous des conditions environnementales plus stressantes qu'ailleurs (i.e. requièrent plus de nutriments et d'énergie pour se maintenir).

Hormis le pH et la biodisponibilité de certains éléments nutritifs qui constituent des limitations communes à la croissance et l'activité de la population microbienne (Borken *et al.*, 2002; Pérez-de-Mora *et al.*, 2006), les conditions climatiques, la température en l'occurrence, peuvent être particulièrement mises en cause pour cette région. Citant Baath *et al.* (1980), Borken *et al.* (2002) précisent que l'acidification affecte la communauté microbienne en favorisant la prolifération des champignons au détriment de la population bactérienne plutôt plus active. Wang *et al.* (2003) de leur côté affirment que le rythme d'oxydation du carbone organique dépend grandement de la disponibilité d'autres substrats, principalement le taux du carbone hydrosoluble, l'azote et le phosphore. Le rapport CBM/NBM est un bon indicateur permettant de comparer les taux de minéralisation du carbone et de l'azote à partir des formes organiques de base. Ce paramètre renseigne également sur la structure de la population microbienne dans un sol (abondance relative des bactériennes et des champignons). Ross et Sparling (1993) confirment que les champignons disposent d'un rapport CBM/NBM plus élevé que les bactéries. Le faible rapport CBM/NBM observé à Cyabayaga s'explique par le taux élevé d'immobilisation de l'azote (NBM/NT = 2,6 %), ce qui présage une prédominance de la communauté bactérienne. Par contre, à Gakuta et à Tonga où il a été constaté une faible proportion de l'azote microbien par rapport à l'azote total et où les sols sont plus acides, les rapports CBM/NBM sont supérieurs à la valeur de 6,0 qui suggère, d'après Moore *et al.* (2000), une dominance des champignons dans la population microbienne. Des rapports CBM/NBM compris entre 10 et 14 ont été également obtenus par Agbenin et Adeniyi (2005) dans un sol acide tropical du nord du Nigeria.

Respiration du sol et carbone facilement assimilable

Les résultats de la respiration basale (RB), de la respiration induite par le substrat (RIS) et de la teneur en carbone facilement métabolisable (CFM) sont présentés dans le tableau 6.

En ce qui concerne l'activité respiratoire, sans ajout d'un substrat synthétique, l'activité microbienne respiratoire s'avère très faible dans les trois sols étudiés avec 0,30 ; 0,24 et 0,37 µg CO₂.h⁻¹.g⁻¹ de sol sec. La qualité de la

matière organique et la déficience en certains éléments majeurs dans les sols pourraient expliquer ce comportement. D'après Ilstedt et Singh (2005), l'activité métabolique des microorganismes hétérotrophes est fortement limitée par, non seulement la quantité, mais surtout la qualité du carbone dans les sols. Comme on peut le constater, la fraction du CFM comme composante du carbone organique total (COT) est faible plus particulièrement à Gakuta. Néanmoins, du point de vue développement microbien, c'est le rapport CBM/COT qui indique le mieux la qualité de la matière organique du sol (Fließbach *et al.*, 2007). Comme pour confirmer cette tendance, la RB et la RIS sont positivement corrélées avec le rapport CBM/COT ($r = 0,42$ et $0,86$) d'une part, et avec le pH d'autre part ($r = 0,57$ et $0,94$ - tableau 9).

L'oxydation de la matière organique du sol par la microflore hétérotrophe peut à son tour être limitée par la disponibilité d'autres éléments nutritifs. Nordgren (1992) a par exemple démontré que l'ajout du glucose seul induisait une augmentation exponentielle de la respiration du sol, mais que le plateau était vite atteint suite à la carence en d'autres éléments dans le sol. L'apport d'un substrat à base de C ($C_6H_{12}O_6$), P (KH_2PO_4) et N [$(NH_4)_2SO_4$] dans le cas de la présente étude a permis de révéler le potentiel respiratoire des microorganismes, la RIS étant beaucoup plus élevée que la RB (tableau 6).

D'après la norme ISO 17155:2002 (E), lorsqu'une substance chimique est ajoutée au sol, la microflore réagit soit par la mort (substance très toxique), soit par l'intolérance (toxicité modérée), soit par l'absence d'effet (faible toxicité), soit par l'augmentation de la respiration (substance adéquate pour la croissance). Les faibles valeurs du quotient d'activation respiratoire ($Q_R = RB/RIS$) reportées dans le tableau 6, indiquent que les microorganismes ont réagi favorablement au substrat apporté. Les valeurs de Q_R supérieures à 0,3 caractérisent les sols pollués ou contaminés.

L'apport d'un amendement organique frais, riche en microflore active et en éléments nutritifs majeurs devrait sans aucun doute stimuler le potentiel respiratoire des sols en étude. En effet, si l'azote est le second élément limitant l'activité microbienne globale dans les régions tempérées après le carbone (Joergensen et Scheu, 1999), le phosphore l'est dans les sols tropicaux altérés, riches en aluminium et en fer (Cleveland, 2002; Giesler *et al.*, 2004; Ilstedt et Singh, 2005). Le tableau 9 montre qu'il existe une forte corrélation entre les deux mesures respirométriques et le P_{-Bray2} ($r = 0,99$ et $0,85$). La relation similaire a été constatée par Teklay *et al.* (2006) dans des sols acides de l'Éthiopie.

Les proportions du carbone facilement métabolisable (CFM), obtenues à partir de la mesure de la DBO_5 , représentent 5, 12 et 11 % du carbone organique total (COT), respectivement pour les sols de Gakuta, Tonga et Cyabayaga (tableau 8). Contrairement à la RIS où on apporte un substrat

nutritif complémentaire aux microorganismes autochtones pour qu'ils expriment leur potentiel respiratoire, ici c'est un inoculum d'une microflore fraîche qui est ajouté à l'échantillon afin d'estimer la quantité du carbone métabolisable en un temps donné. Cette fraction du carbone considérée comme facilement dégradable par les microorganismes présente, du point de vue chimique que microbiologique, un aussi grand intérêt que le carbone organique total dans un sol.

Activité enzymatique

Les résultats des mesures des activités de la déshydrogénase et de la phosphomonoestérase acide sont reportés dans le tableau 7. Les valeurs sont comprises entre 0,13 – 0,37 $\mu\text{g TPF}\cdot\text{j}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$ de sol sec pour le premier et entre 1,83 – 2,35 $\mu\text{g PNP}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$ de sol sec pour le second. L'amplitude des réactions obtenues pour ces paramètres suit la distribution de la matière organique entre les trois sites dans l'ordre GAK>TON>CYA. Cette relation a été observée par plusieurs autres auteurs (Garcia *et al.*, 1997; Pascual *et al.*, 1998; Biederbeck *et al.*, 2005 ; Tejada et Gonzalez, 2006). En effet, les oxydoréductases (i.e. déshydrogénase) et les hydrolases (i.e. phosphatase) agissent sur le processus de base de la décomposition de la matière organique du sol, ce qui leur confère une forte relation avec la quantité et la qualité de celle-ci. Particulièrement, la déshydrogénase est une enzyme intracellulaire qui est impliquée dans le métabolisme oxydoréductase des microorganismes. Etant donné qu'elle agit uniquement dans les cellules vivantes, son activité dépend de l'état métabolique de la biomasse microbienne du sol et elle s'avère effectivement corrélée positivement avec le rapport CBM/NBM. Elle peut de ce fait être considérée comme un bon indicateur de l'activité microbienne dans les sols acides dégradés.

Il n'existe cependant que très peu d'informations concernant les activités enzymatiques dans les sols tropicaux fortement acides. Pourtant, les méthodes de détermination au laboratoire diffèrent selon qu'on traite avec les sols acides, neutres ou alcalins. Les phosphatases acide et alcaline auraient même des origines différentes selon Criquet *et al.* (2004). Quoiqu'il en soit, il est bien connu que l'activité microbienne, comme d'ailleurs la diversité de la biomasse microbienne, est régulée par les conditions nutritionnelles, la température et la teneur en eau.

Comparé aux résultats obtenus dans les études de Lee *et al.* (2004) et Caravaca *et al.*, (2005) sur les sols disposant des caractéristiques proches des nôtres à l'exclusion du pH, l'activité de la déshydrogénase à l'état initial est faible dans les trois sols en étude. Alef (1995b) confie que les sols acides (pH < 5) montrent une très faible activité de la déshydrogénase et que l'interprétation des résultats doit être faite avec beaucoup d'attention. Nous pensons également que les faibles valeurs obtenues sont dues à l'inhibition de la réduction de la TTC par l'oxygène. En effet, pour des raisons indépendantes de notre volonté, le volume des flacons utilisés lors des

manipulations était largement supérieur au volume réactionnel total, ce qui laissait un vide important au-dessus du milieu réactionnel. Si la corrélation entre l'activité de la déshydrogénase et le COT se montre forte dans le cas de la présente étude, celle avec le CFM reste peu claire à l'état actuel. L'apport d'une matière organique riche en carbone labile devrait permettre de révéler une dépendance entre ces paramètres.

Contrairement à ce qu'on pouvait s'attendre, la phosphatase acide est négativement corrélée avec le phosphore extractible ($r = -0,56$). Garcia-Gil *et al.* (2000) affirment que cette enzyme est plus active dans les sols lorsqu'il y a peu de P disponible dans le milieu. De leur côté, Monokrousos *et al.* (2006) avaient au contraire trouvé dans leur étude que seule l'activité de la phosphatase alcaline n'était pas influencée par la teneur en phosphore disponible. D'après Ros *et al.* (2003), d'autres facteurs physico-chimiques, comme le pH et la texture, interviennent pour modifier le comportement normal des enzymes dans les sols. Les valeurs de l'activité de la phosphatase acide obtenues par Pérez-de-Mora *et al.* (2006) dans un sol argilo-limoneux fortement acide d'Espagne (pH 4,4) sont plus élevées que celles de nos trois sols dans leur état actuel. Alef *et al.* (1995) recommandent la prudence dans la détermination de la phosphomonoestérase dans les sols acides car dans ces conditions, le *p*-nitrophenyl phosphate (PNP) s'hydrolyse très rapidement en *p*-nitrophénol. Les mêmes auteurs ajoutent également que l'extraction du *p*-nitrophénol est souvent incomplète dans les sols riches en fer et aluminium.

Etant donné que beaucoup d'enzymes répondent immédiatement aux changements effectués dans l'état de fertilité des sols, ils peuvent être utilisées comme des indicateurs potentiels de la qualité des sols pour une gestion durable (Masciandaro *et al.*, 2004). Selon cet auteur, les enzymes réagissent aux changements dans les sols plus rapidement que tout autre variable.

D'après Schloter *et al.* (2003), les mesures enzymatiques effectuées au laboratoire, contrairement aux essais *in situ*, ont pour désavantage de renseigner uniquement sur l'activité potentielle d'autant plus que, dans ce cas, on optimise les facteurs environnementaux importants tels que la température, le pH, ainsi que la disponibilité de l'eau et des nutriments. En plus, l'activité de chaque enzyme requiert un substrat spécifique, ce qui fait que les informations fournies par la mesure de l'activité d'une seule enzyme ne suffisent pas pour porter un jugement à l'état nutritionnel d'un sol.

4. Conclusion

Les niveaux des caractéristiques chimiques et microbiologiques étudiées permettent de dégager les principales contraintes à la productivité des sols dans les régions considérées.

Dans les zones de haute et moyenne altitudes, représentées dans cette investigation par les stations de Gakuta et de Tonga, l'acidité, caractérisée par les faibles pH et la toxicité aluminique reste le principal facteur chimique limitant la production agricole. Des quantités de chaux proches de 10 et 2 tonnes de $\text{CaCO}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$ permettraient de neutraliser l'aluminium et de remonter le pH, mais avec comme défaut de n'apporter que du calcium comme cation. Du point de vue capacité d'échange cationique, le sol de Gakuta est potentiellement fertile ($\text{CEC}_{\text{-pH7}}$ élevée), mais actuellement le complexe adsorbant est majoritairement saturé par l'aluminium échangeable. L'acidité contrarie remarquablement la fertilité biologique définie par la structure et l'activité de la biomasse microbienne dans cette région. Bien que la réserve en matière organique soit satisfaisante à Gakuta en région de haute altitude, la faible activité biologique fait qu'elle reste en grande partie inerte et donc peu profitable aux sols et aux microorganismes.

En région de basse altitude (station de Cyabayaga), le degré d'acidité due au pH se trouve à la limite de l'acceptable, les formes échangeables de l'aluminium étant quasi absentes dans les sols. Cependant, des mesures adéquates de gestion des sols cultivés devraient rapidement être mises en place de peur de voir apparaître la toxicité aluminique dans cette région encore épargnée. Du point de vue saturation en bases et disponibilité du phosphore, la zone présente des meilleures conditions nutritionnelles. Cependant, même si les indicateurs de la santé biologique (i.e. NBM, CBM, RIS) et de la qualité de la matière organique (i.e. CBM/COT & CBM/NBM) sont favorables par rapport aux autres sites, le stock en carbone et azote organiques reste faible au point de constituer une limitation sévère à la production agricole si des systèmes cultureux appropriés ne sont pas rapidement adoptés.

Références

1. Alef K. (1995b). Deshydrogenase activity. In Alef K., Nannipieri P. (Eds.). *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Academic Press Limited. London, UK. p. 228-231.
2. Alef K., Nannipieri P., Trazar-Cepada C. (1995). Phosphatase activity. In Alef K., Nannipieri P. (Eds.). *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Academic Press Limited. London, UK. p. 335-344.
3. Beernaert FR. (1999). Etude de faisabilité d'un projet de production de chaux et du travertin pour la gestion des sols acides au Rwanda. *Rapport agropédologique*, Mission du 19/06/ au 15/08/1999. Kigali, Rwanda.
4. Biederbeck VO., Zentner RP., Campbell CA. (2005). Soil microbial population and activities as influenced by legume green fallow in a semiarid climate. *Soil Biol. & Biochem.* **37**, p. 1775-1784.
5. Birasa EC., Bizimana I., Bouckaert W., Delflandre A., Chapelle J., Gallez A., Maesschalck G., Vercruysse J. (1990). *Rwanda. Les sols du Rwanda : méthodologie, légende et classification. Carte Pédologique du Rwanda*. CTB et MINAGRI, Kigali.
6. Blake RG., Hartage KH. (1986). Bulk density. In Klute A. (Eds.). *Methods of soils analysis*. Part 1. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA, Madison, WI. p. 363-375.
7. Böhme L., Langer U., and Böhme F. 2005. Microbial biomass, enzyme activities and microbial community structure in two European long-term field experiments. *Agric. Ecosyst. Environ.* 109: 141-152.
8. Borken W., Muhs A., Beese F. (2002). Application of compost in spruce forests: effects on soil respiration, basal respiration and microbial biomass. *For. Ecol. Manage.* **159**, p. 49-58.
9. Brady NC., Weil RR. (2002). *The Nature and Properties of Soils*. 13th edition. Pearson Education, Inc. New Jersey, USA. 960 p.
10. Caravaca F., Pera A., Masciandaro G., Ceccanti B., Roldán A. (2005). A microcosm approach to assessing the effect of earthworm and biological properties in an amended semiarid soil. *Chemosphere* **59**, p. 1625-1631.
11. Cleveland CC., Townsend AR., Shmidt SK. (2002). Phosphorus limitation of microbial processes in moist tropical forests: evidence from short-term laboratory incubations and field studies. *Ecosystems* **5**, p. 680-691.
12. Cookson WR., Abaye DA., Marschner P., Murphy DV., Stockdale EA., Goulding KWT. (2005). The contribution of soil organic matter fractions to carbon and nitrogen mineralization and microbial community size and structure. *Soil Biol. Biochem.* **37**, p. 1726-1737.

13. Criquet S., Ferre E., Farnet AM., Lepetit J. (2004). Annual dynamics of phosphatase activities in an evergreen oak litter: influence of biotic and abiotic factors. *Soil Biol. Biochem.* **36**, p. 1111-1118.
14. Davet P. (1996). *Vie microbienne du sol et production végétale*. INERA, Paris, France. 383 p.
15. Delpierre G. (1974). *Les Régions Agricoles du Rwanda*. Note technique 13, ISAR-Butare, Rwanda, 24 p.
16. Dilly O. 2005. Microbial energetics in soils. In: F. Buscot and A. Varma (Eds.). *Microorganisms in soils: roles in genesis and functions*. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, Germany. p. 123-138.
17. Drechsel P., Steiner K.G., Hagerdorn F. (1996). A review on the potential of improved fallows and green manure in Rwanda. *Agrofor. Syst.* **33**, p. 109-136.
18. Essington ME. (2004). *Soil and Water Chemistry. An integrated approach*. CRC Press LLC. Boca Raton, Florida, USA. 534 p.
19. Fließbach A., Oberholzer HR., Gunst L., Mäder P. (2007). Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 year of organic and conventional farming. *Agric. Ecosyst. Environ.* **118**, p. 273-274.
20. Franco I., Contin M., Bragato G., De Nobili M. (2004). Microbiological resilience of soils contaminated with crude oil. *Geoderma* **121**, p. 17-30.
21. Garcia C., Hernandez T., Costa F. (1997). Potential use of dehydrogenase activity as an index of microbial activity in degraded soils. *Comm. Soil Sci. Anal.* **1**(2), p. 123-134.
22. Garcia-Gil JC., Plaza C., Soler-Rovira P., Polo A. (2000). Long-term effects of municipal solid waste composts application on soil enzyme activities and microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.* **32**, p. 1907-1913.
23. Gasana J.K. (1991). *Classification des régions agro-climatiques du Rwanda*. Document de travail. MINAGRI, KIGALI, Rwanda.
24. Giesler R., Satoh F., Ilstedt U., Nordgren A. (2004). Microbial available phosphorus in boreal forests: effects of aluminium and iron accumulation in the humus layer. *Ecosystems* **7**, p. 208-217.
25. Groffman PM., McDowell WH., Myers JC., Merriam JL. (2001). Soil Microbial biomass and activity in tropical riparian forest. *Soil Biol. Biochem.* **33**, p. 1339-1348.
26. Ilstedt U., Singh S. (2005). Nitrogen and phosphorus limitations of microbial respiration in a tropical phosphorus-fixing Acrisol (Ultisol) compared with compost. *Soil Biol. Biochem.* **37**, p. 1407-1410.
27. Islam KR., Weil RR. (2000). Land use effects on soil quality into tropical forest ecosystem of Bangladesh. *Agric. Ecosyst. Environ.* **79**, p. 9-16.
28. ISO (1997). *Soil quality – Determination of soil microbial biomass – Part 1: Substrate-induced respiration method*. ISO 14240-1:1997. Geneva, Switzerland. International Standard Organisation.

29. ISO (2002). *Soil quality – Determination of abundance and activity of soil microflora using respiration curves*. ISO 17155:2002 (E). Geneva, Switzerland. International Standard Organisation.
30. Joergensen GR., Scheu S. (1999). Response of microorganism to the addition of carbon, nitrogen and phosphorus in a forest Rendzina. *Soil Biol. Biochem.* **31**, p. 859-866.
31. Joergensen RG. (1995). The fumigation-extraction method for microbial biomass nitrogen. In Alef K. and Nannipieri P. (Eds.). *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Academic Press Limited. London, UK. p. 388-390.
32. Kamprath EJ. (1970). Exchangeable aluminium as a criterion for liming leached mineral soils. *Soil Soc. Am. Proc.* **24**, p. 252-254.
33. Kemmitt SJ., Wright D., Jones DL. (2005). Soil acidification used as a management strategy to reduce nitrate losses from agricultural land. *Soil Biol. Biochem.* **37**, p. 867-875.
34. Kemmitt SJ., Wright D., Goulding KWT., Jones DL. (2006). pH regulation of carbon and nitrogen dynamics in two agricultural soils. *Soil Biol. Biochem.* **38**, p. 898-911.
35. Khalil MI., Hossain MB., Schmidhalter U. (2005). Carbon and nitrogen mineralization in different upland soils of the subtropics treated with organic materials. *Soil Biol. Biochem.* **37**, p. 1507-1518.
36. Klute A. (1986). Water retention: laboratory methods. In Klute A. (Eds.). *Methods of soil analysis*. Part 1. Agron. Monogr. 9. 2nd ed. ASA, Madison, WI. p. 635-662.
37. Klute A., Dirksen C. (1986). Hydrolic conductivity and diffusivity: laboratory methods. In Klute A. (Eds.). *Methods of soil analysis*. Part 1. Agron. Monogr. 9. 2nd ed. ASA, Madison, WI. p. 687-734.
38. Landon JR. (1991). *Booker Tropical Soil Manual*. A Handbook for soil survey and agricultural land evaluation in the tropics and subtropics. Paperback edition. Longman. Booker Tate limited, Oxon, England.
39. Lee JJ., Park RD., Kim YW., Shim J.H., Chae DH., Rim Y.S., Sohn B.K., Kim T.H., Kim K.Y. (2004). Effect of food waste compost on microbial population, soil enzyme activity and lettuce growth. *Bioresource Technol.* **93**, p. 21-28.
40. Masciandaro G., Ceccanti B., Benedicto S., Lee HC., Cook F. (2004). Enzyme activity and C and N pools in soil following application of mulches. *Can. J. Soil Sci.* **84**, p. 19-30.
41. Mbonigaba JJ., Nzeyimana I., Mpagaritswenimana V. (2005). Etude pédologique de trois sols acides du Rwanda (séries «Gisovu», «Gako» et «Gakirage») en comparaison aux données fournies par la Carte Pédologique du Rwanda. Butare, Rwanda, Université Nationale, (inédit). 104 p.
42. Monokrousos N, Papatheodorou EM., Diamantopoulos J.D., Stamou G.P. (2006). Soil quality variables in organically and conventionally cultivated field sites. *Soil Biol. Biochem.* **38**, p. 1282-1289.

43. Moore JM., Klose S., Tabatabai AM. (2000). Soil microbial biomass carbon and nitrogen as affected by cropping systems. *Biol. Fertil. Soils* **31**, p. 200-210.
44. Nannipieri P., Grego S., Ceccenti B. (1990). Ecological significance of the biological activity in soil. In Bollag JM., Stotzky G. (Eds.). *Soil Biochemistry*, Vol 6. Marcel Dekker, New York, USA. p. 293-355.
45. Nordgren A. (1992). A method for determining microbially available N and P in an organic soil. *Biol. Fertil. Soils* **13**, p. 195-199.
46. Pascual JA., Hernandez MT., Garcia C., Ayuso M. (1998). Enzymatic activities in an arid soil amended with urban organic wastes: laboratory experiment. *Bioresource Technol.* **64**, p. 131-138.
47. Pauwels JM., van Ranst E., Verloo M., Mvendo ZE A. (1992). *Manuel de laboratoire de pédologie. Méthodes d'analyses de sols et de plantes, équipements, gestion de stocks de verrerie et de produits chimiques.* AGCD, Publications Agricoles – 28. 265 p.
48. Pérez-de-Mora A., Burgos P., Madejón E., Cabrera F., Jaeckel P., Schloter M. (2006). Microbial community structure and function in a soil contaminated by heavy metals: effects of growth and different amendments, *Soil Biol. Biochem.* **38**, p. 327-341.
49. Prosser JI. (1997). Microbial Processes within the Soil. In Dirk van Elsas J., Trevors J.T. and Wellington E.M.H. (Eds.). *Modern Soil Microbiology*. Marcel Dekker, Inc, New York, USA, p. 183-213.
50. Pulleman MM., Bouma J., Essen EA., Meijles E.W. (2000). Soil organic matter content as a function of different land uses history. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **64**, p. 689-693.
51. Ros M., Hernandez MT., Garcia C. (2003). Soil microbial activity after restoration of a semi-arid soil by organic amendments. *Soil Biol. Biochem.* **35**, p. 463-469.
52. Ross DJ., Sparling GP. (1993). Comparison of methods to estimate microbial C in litter and soil under Pinus radiata on coastal sand. *Soil Biol. Biochem.* **25**, p. 1591-1599.
53. Rutunga V. (1997). Sols acides de la région d'altitude de la Crête Cong-Nil (Rwanda). Potentialités agricoles et forestière. Lengo Publisher, Nairobi, Kenya. 68 p.
54. Sanchez PA. (2002). Soil fertility and hunger in Africa. *Science* **295**, p. 2019-2020.
55. Scharpenseel HW. (1987). Organic matter characteristics. In Lathan M. *Proceedings of the IBSRAM session on land development and management of acid soils in Africa. Douala, 21-27 January 1986.* Douala, Cameroun: IBSRAM, p. 83-100.
56. Schinner F., Öhlinger R., Kandeler E., Margesin R. (1995). *Methods in soil biology*. Springer- Verlag Berlin Heidelberg. New York, USA. 426 p.
57. Schloter M., Dilly O., Munch JC. (2003). Indicators for evaluating soil quality. *Agric. Ecosyst. Environ.* **98**, p. 255-262.

58. Shi W., Huaiying Y., Bowman D. (2006). Soil microbial biomass, activity and nitrogen transformations in a turfgrass chronosequence. *Soil Biol. Biochem.* **38**, p. 311-319.
59. Smith LJ., Paul EA. (1990). The significance of soil biomass estimations. In Bollag J.M., Stotzky G. (Eds.). *Soil Biochemistry*. Vol. 6. Marcel Dekker, New York, p. 357-396.
60. Sparling GP. (1995). The substrate-induced respiration method. In Alef K. and Nannipieri P. (Eds.). *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Academic Press Limited. London, UK, p. 397-404.
61. Tejada M., Garcia C., Gonzalez JL., Hernandez M.T. (2006). Use of organic amendments as a strategy for saline soil remediation: Influence on the physical, chemical and biological properties of soil. *Soil Biol. Biochem.* **38** (6), p. 1413-1421.
62. Teklay T., Nordgren A., Malmer A. (2006). Soil respiration characteristics of tropical soils from agricultural and forestry land-use at Wondo Genet (Ethiopia) in response to C, N and P amendments. *Soil Biol. Biochem.* **38**, p. 125-133.
63. Troeh FR., Thompson LM. (2005). *Soils and Soil fertility*. Sixth ed. Blackwell Publishing. Oxford, UK. 489 p.
64. Tu C., Louws FJ., Creamer NG., Mueller JP., Brownie C., Fager K., Bell M., Hu S. (2006). Response of soil microbial and N availability to transition strategies from conventional to organic farming systems. *Agric. Ecosyst. Environ.* **113**, p. 206-215.
65. Vander Zaag P., Yost RS., Trangmar BB., Hayashi K. and Fox RL. 1984. An assessment of chemical properties for soils of Rwanda with the use of geostatistical techniques. *Geoderma*, 34: 293-314.
66. Verdoodt, A. and van Ranst E. (2003). *Land evaluation for agricultural production in the tropics. A large-scale land suitability classification for Rwanda*. Ghent University, Laboratory of Soil Science Gent, 258 p.
67. Voundi Nkana JC. 1998. Utilisation des déchets de l'industrie du bois en vue de l'amélioration de la fertilité chimique des sols acides tropicaux. Thèse de doctorat, Université de Gand, Belgique, 259 p.
68. Wang WJ., Dalal RC., Moody PW., Smith CJ. (2003). Relationships of respiration to microbial biomass, substrate availability and clay content. *Soil Biol. Biochem.* **35**, p. 273-284.
69. White RE. (2006). *Principles and Practice of Soil Science. The Soil as a Natural Resource*. 4th edition. Blackwell Publishing. Malden, USA. 363 p.
70. Menzies NW. (2003). Toxic Elements in Acidic Soils: chemistry and measurement. In Rengel Z. (Eds.). *Hand Book of Soil Acidity*. Marcel Dekker, New-York, USA. p. 267-296.