La dynamique de l'azote biodisponible dans les sols acides de Guadeloupe

Jorge Sierra, Lucienne Desfontaines

▶ **To cite this version:**

Jorge Sierra, Lucienne Desfontaines. La dynamique de l'azote biodisponible dans les sols acides de Guadeloupe : Conséquences sur la gestion de la fertilisation azotée organique et minérale. [0] 2018, 26 p. hal-02790782

HAL Id: hal-02790782
https://hal.inrae.fr/hal-02790782

Submitted on 5 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.

Distributed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License

La dynamique de l'azote biodisponible dans les sols acides de Guadeloupe

Conséquences sur la gestion de la fertilisation azotée organique et minérale

Jorge Sierra et Lucienne Desfontaines

Rapport d'étude

Unité Astro, INRA Antilles-Guyane
Equipe AgroEcoSyst

Mars 2018

Unité Agrosystèmes Tropicaux (Astro), INRA Antilles-Guyane
Domaine Duclos (Prise d'eau), Guadeloupe, France
jorge.sierra@inra.fr

Participants aux recherches[1]

Franck Solvar (Technicien INRA)
Saint-Ange Sophie (Technicien INRA)
Jocelyne Leinster (Technicienne INRA)
Guy Gougougnan (Technicien INRA)
Michel Béramis (Technicien INRA)
Lydie Dufour (Ingénieure INRA)
Claude Welcker (Ingénieur INRA)
Dominique Ripoche (Ingénieure INRA)
Thierry Bajazet (Ingénieur INRA)
Line Raphaël (Thésarde Région Martinique/CIRAD/INRA)
Alexis Meunier (Stagiaire Master AgroParisTech)
Claire Noël (Stagiaire Master AgroParisTech)
Teresa López (Chercheure Instituto de Investigaciones en Riego y Drenaje, Cuba)
Greco Cid (Chercheur Instituto de Investigaciones en Riego y Drenaje, Cuba)
Graciela Dueñas (Chercheure Instituto de Suelos, Cuba)
Liliana Marbán (Chercheure Universidad de Buenos Aires, Argentine)
Gladys Loranger-Merciris (Maître de Conférences Université des Antilles)
Sébastien Fontaine (Chercheur INRA)
Folkert Van-Oort (Chercheur INRA)
Yves-Marie Cabidoche (Directeur de Recherches INRA)
Nadine Brisson (Directrice de Recherches INRA)
Sylvie Recous (Directrice de Recherches INRA)
Raymond Bonhomme (Directeur de Recherches INRA)

[1] L'organisme indiqué correspond à l'affectation du collègue au moment de la collaboration.

Table de matières

RESUME 2
I- INTRODUCTION 3
II- CYCLE DE L'AZOTE : GENERALITES 4
Ce qu'il faut retenir sur le cycle de l'azote 6
III- MINERALISATION ET NITRIFICATION 7
III.1. Effet de la température et de la teneur en eau 7
III.2. Effet de l'aération du sol 9
III.3. Effet des vers de terre 10
III.4. Effet de l'acidité (pH) 11
III.5.Inhibiteurs chimiques de la nitrification 12
Ce qu'il faut retenir sur la minéralisation et la nitrification 14
IV- IMMOBILISATION 14
Ce qu'il faut retenir sur l'immobilisation 16
V- LESSIVAGE ET ADSORPTION 16
Ce qu'il faut retenir sur le lessivage et l'adsorption 19
VI- ABSORPTION DE LA PLANTE 20
VI.1. Effet de l'acidité sur la plante et l'absorption d'azote 20
VI.2. Effet du chaulage 22
Ce qu'il faut retenir sur l'absorption de la plante 22
VII- VOLATILISATION ET DENITRIFICATION 24
VII.1. Volatilisation 24
VII.2. Dénitrification 25
Ce qu'il faut retenir sur la volatilisation et la dénitrification 25
CONCLUSIONS 25
REFERENCES 26

Résumé

Nous présentons dans ce rapport les résultats des études conduites à l'INRA en Guadeloupe sur la dynamique de l'azote (N) disponible pour les cultures (biodisponible) dans les sols acides de Basse-Terre. Nous nous attachons d'abord à décrire les processus qui amènent à rendre disponible l'N contenu dans la matière organique du sol (minéralisation, ammonification, nitrification) et ensuite ceux qui induisent sa perte définitive (lessivage, volatilisation, dénitrification) ou temporaire (immobilisation). Nous faisons un focus particulier sur l'impact de l'acidité du sol sur cette dynamique ainsi que sur les fonctions du sol qui permettent de réduire les pertes d'N disponible (inhibition de la nitrification, adsorption des nitrates), et assurer l'efficacité des apports azotés et l'absorption de la plante.

Dans la plupart des cas, l'N biodisponible est retrouvé sous la forme d'ammonium, plus adsorbé par les argiles et moins lessivable que les nitrates. Cette caractéristique, particulière aux sols acides, est la conséquence de l'impact de l'acidité sur l'inhibition partielle de la nitrification, c'est-à-dire de la transformation de l'ammonium en nitrates. Cette fonction inhibitrice, favorable à la conservation de l'N biodisponible, est dépendante du pH et donc peut être négativement affectée par une mauvaise gestion du chaulage (p.ex. excès).

La décomposition des résidus en post-récolte produit une disparition temporaire de l'N biodisponible (immobilisation), dont l'importance et la durée dépendent de la quantité et la qualité de la paille. Ce phénomène doit être considéré pour définir la date de plantation ou de semis afin d'éviter "la faim d'azote". Suite à cette immobilisation, l'N contenu dans les résidus est libéré et peut contribuer significativement à la nutrition de la culture suivante. Ce plus d'N doit être inclus dans les calculs des doses d'engrais afin d'éviter la sur-fertilisation des cultures.

Le lessivage des nitrates est la principale cause des pertes de l'N biodisponible sous climat tropical humide, mais il est limité par la capacité d'adsorption des nitrates des argiles présents dans les sols acides. Encore une fois, l'excès de chaulage peut réduire cette capacité et ainsi accroître le lessivage et les pertes d'N. Une plus grande efficacité des apports azotés peut être obtenue en utilisant des engrais de type ammoniacal et en évitant de les appliquer au pied de la plante. Dans le cas des amendements organiques, leur non enfouissement réduit le risque de lessivage, mais cette pratique dépend des normes réglementaires et, pour certains amendements, des désagréments causés par l'application superficielle. Le mélange des espèces ayant des profils racinaires différents peut aussi contribuer à améliorer l'efficacité d'utilisation de l'N biodisponible, en jouant sur la complémentarité de l'absorption d'N dans le profil du sol : plus superficielle pour l'ammonium, plus profond pour les nitrates lessivés.

La volatilisation et la dénitrification ne devraient pas être des contraintes fortes dans les sols acides de Guadeloupe : l'acidité ne favorise pas la volatilisation, le bon drainage des sols ne favorise pas l'apparition des sites dénitrifiants.

En conclusion, une bonne gestion de l'N biodisponible, provenant de la matière organique du sol ou apporté par les engrais et amendements, doit s'appuyer sur la valorisation des propriétés des sols acides qui favorisent la rétention de l'N, tout en évitant les pratiques qui pourraient l'affecter négativement.

I- Introduction

Les sols acides en Guadeloupe[2] occupent la plupart de la Basse-Terre, et correspondent aux ferralsols (ou sols ferralitiques) du nord de l'île, les nitisols à halloysite (ou sols brun-rouille) du sud, et les andosols d'altitude (Figure 1). Ces sols dérivent tous de l'altération des roches volcaniques sous climat humide, ce qui est à l'origine de leur acidité, des plus récents (andosols) ou plus anciens (ferralsols).

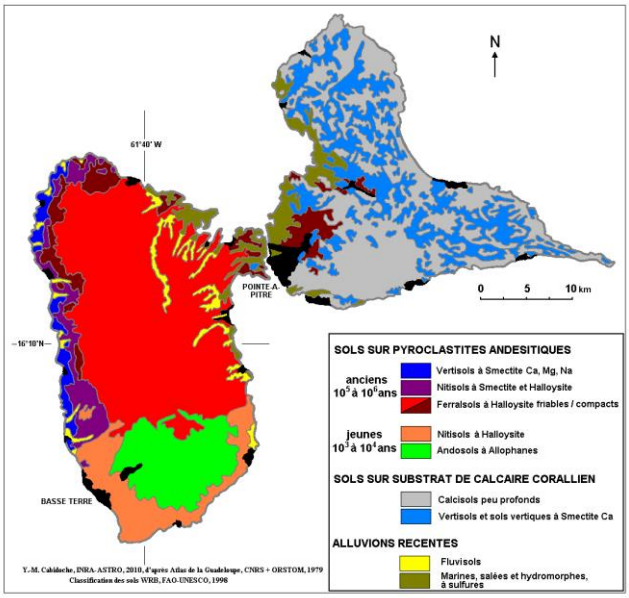

Figure 1 : Les grands types de sol en Guadeloupe. Crédit : Y.M. Cabidoche.

Les andosols sont ceux qui ont le potentiel agronomique le plus important. Ils combinent un stock de minéraux primaires fournissant régulièrement du calcium, du magnésium, du phosphore (sauf dans les andosols les plus acides), une richesse exceptionnelle en matière organique (MO), mais aussi une capacité d'échange anionique permettant le stockage des nitrates. Ils ont aussi une grande capacité de sorption des molécules pesticides hydrophobes, par exemple l'insecticide chlordécone.

Les ferralsols et nitisols, sols riches en oxyhydroxydes de fer et aluminium, sont fortement désaturés en cations (calcium, magnésium, potassium), et peuvent présenter de la toxicité aluminique et des déficiences minérales, notamment par rétrogradation (séquestration) du phosphore. Ces sols ont quand même deux atouts : un stock relativement élevé de MO (légèrement plus grand dans les ferralsols que dans les nitisols), et une capacité de sorption des nitrates qui réduit leur lessivage.

Au-delà de ces grands types de sols, à l'intérieur de chaque groupe il y a une certaine variabilité liée à deux phénomènes : i- des épisodes récurrents de projections volcaniques qui ont apporté des minéraux différents lesquels ont été soumis à une altération dans des conditions contrastées dans le temps (p.ex. évolution du climat dans le très long terme), et ii- des altérations des minéraux de type hydrothermale localisé. Bien évidemment, cette complexité s'accompagne par des variations à la fois subtiles et cruciales dans les propriétés des sols. La Photo 1 montre un exemple de cette variabilité pour les ferralsols du nord de la Basse-Terre. Ainsi, ces sols peuvent renfermer une cohorte des types d'argiles qui leur confèrent des caractéristiques physico-chimiques particulières qui vont se répercuter différemment sur leur fertilité.

[2] Nous considérons ici qu'un sol est acide quand son pH est inférieur à 5.5.

Photo 1 : Deux exemples de ferralsols du nord de la Basse-Terre.
Leur couleur différente n'indique pas des teneurs différentes en MO mais des compositions distinctes en minéraux (argiles). Crédit : J. Sierra.

Pourquoi s'intéresser à l'azote biodisponible dans les sols acides de Guadeloupe ?

Pour la plupart des espèces végétales, l'azote (N) est le nutriment absorbé en plus grande quantité au cours de la croissance et, de ce fait, celui qui limite le plus fréquemment les rendements. L'N est essentiel au fonctionnement de la plante et est présent dans les protéines, la chlorophylle, les enzymes et les vitamines. Comme nous le verrons dans le chapitre II, le cycle de l'N dans le système sol/plante/atmosphère/eau est extrêmement complexe et imbriqué, il comporte des processus biologiques, chimiques, physiques et physico-chimiques qui, tous, sont en interaction et peuvent être affectés par l'acidité du sol. ***Ainsi, l'N biodisponible, c'est-à-dire les composés azotés qui peuvent être absorbés par la plante***, dépend directement et indirectement du niveau d'acidité. En effet, l'acidité affecte directement les processus qui rendent disponible l'N et, indirectement, par son impact sur la croissance et l'absorption de la plante (p.ex. toxicité aluminique liée à l'acidité).

Dans ce rapport nous ferons une synthèse des travaux menés à l'INRA sur cette thématique depuis les années '90, en faisant un focus sur la liaison entre les résultats de la recherche et la gestion de la fertilisation organique et minérale dans les sols acides. Notre objectif est d'apporter des éléments factices afin de contribuer à la discussion sur la gestion durable des sols et de l'environnement en Guadeloupe.

II- Cycle de l'azote : généralités

Dans la Figure 2 nous présentons les processus du cycle de l'N que nous traiterons dans ce rapport. Certains processus qui se produisent dans l'atmosphère, et d'autres qui ont un impact mineur dans les sols agricoles, ne seront pas traités ici. Les processus de fixation symbiotique d'N par les légumineuses et son transfert vers le sol et les plantes associées feront l'objet d'un prochain rapport.

Environ 95% de l'N du sol se trouve sous des formes organiques dans la MO, laquelle est issue notamment des ***résidus des cultures***. Sauf de petites molécules des acides aminés, cet N organique ne peut pas être ***absorbé*** par les plantes. L'N biodisponible représente donc une petite fraction de l'N total du sol et est majoritairement sous la forme d'***ammonium*** et de ***nitrates*** issus de la ***minéralisation de la MO***. *La minéralisation* (***ammonification*** et

nitrification) *est un processus biologique, mené par des champignons et des bactéries, qui transforment les composés azotés organiques en inorganiques (minéraux), qui peuvent, eux,*

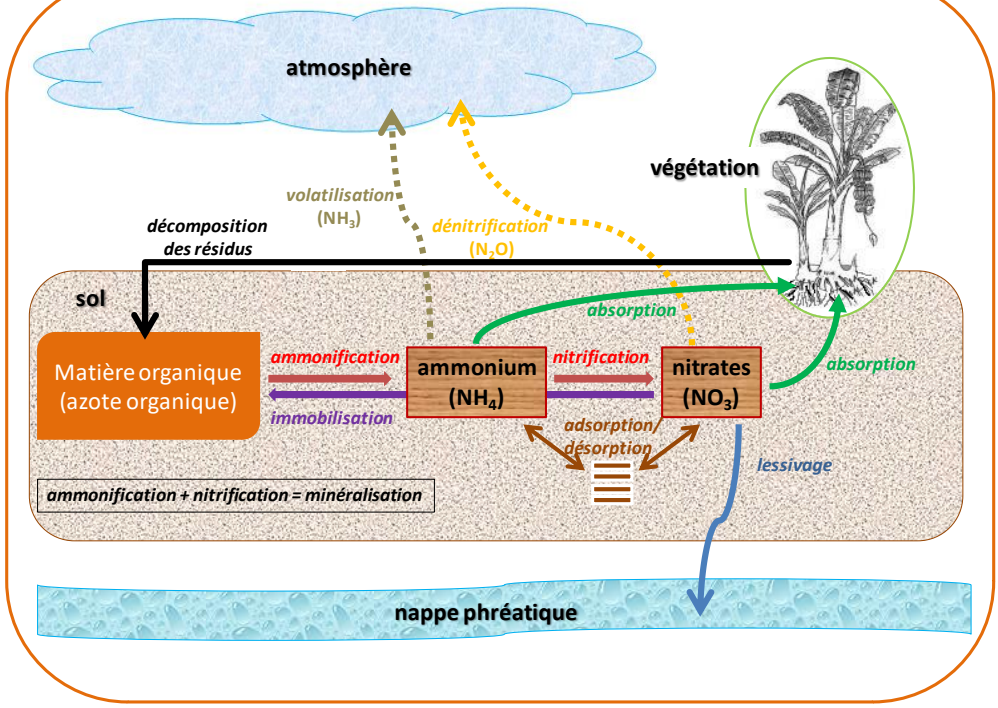

Figure 2 : Les processus du cycle de l'azote traités dans ce rapport.

être absorbés par la plante.

Dans la plupart des sols de la planète, la forme majoritaire d'N biodisponible est représentée par les nitrates car la nitrification de l'ammonium est très rapide. *La nitrification est un processus biologique mené par un nombre très réduit de bactéries qui, en présence de l'oxygène de l'air du sol, oxydent l'ammonium à nitrates.* L'acidité inhibe partiellement ou totalement l'activité des bactéries nitrifiantes et, de ce fait, les sols acides présentent toujours une partie importante de l'N biodisponible sous la forme d'ammonium. Ce phénomène a d'énormes conséquences sur la fertilité azotée de ces sols, comme nous le verrons dans les chapitres suivants.

Les nitrates son très solubles et ils peuvent donc migrer facilement vers les nappes phréatiques avec l'eau de drainage (***lessivage***). *Le lessivage est un processus physique de mouvement vertical des composés solubilisés dans l'eau de drainage*. Ce processus est à l'origine des pollutions importantes des nappes dans certains systèmes agricoles (p.ex. en Bretagne). L'ammonium, bien qu'il soit aussi soluble, est fortement ***adsorbé***[3] sur la surface des argiles ce qui bloque partiellement son lessivage. Comme il a été mentionné plus haut, les argiles des sols acides développent, à degré variable, une ***Capacité d'Echange Anionique***[4] qui leur permet d'adsorber les nitrates en réduisant le risque de lessivage. Cette dernière caractéristique est absente dans la plupart des sols non volcaniques. *Les processus d'**adsorption/désorption** sont donc des phénomènes purement physico-chimiques, produits*

[3] Il ne faut pas confondre ***absorption*** (phénomène de volume) et ***adsorption*** (phénomène de surface).

[4] ***Capacité d'Echange Anionique*** (CEA) fait référence à la capacité des argiles à adsorber des atomes et des molécules à charge négative (p.ex. nitrates, sulfates, phosphates, chlorures), au contraire de la ***Capacité d'Echange Cationique*** (CEC) qui fait référence à la capacité d'adsorption des atomes et des molécules à charge positive (p.ex. ammonium, calcium, magnésium, potassium, aluminium, hydrogène).

de l'équilibre des éléments en phase solide (argiles) et liquide (eau du sol). Quand la concentration d'ammonium et/ou de nitrates diminuent dans la phase soluble (p.ex. à cause de l'absorption de la plante), il s'en suit une désorption de ces composés afin de rétablir l'équilibre entre les deux phases. Au contraire, lors d'une fertilisation azotée (organique ou minérale) une partie de l'ammonium ou des nitrates apportés est adsorbée par les argiles.

*L'**immobilisation** de l'N est un processus biologique de réorganisation des composés minéraux (ammonium et nitrates) en composés organiques (p.ex. biomasse microbienne et MO du sol)*. Dans ce sens, il peut être considéré comme étant le contraire de la minéralisation, mais il ne doit pas être vu comme un phénomène d'équilibre. En fait, l'immobilisation (appelée *"faim d'azote"* par les agriculteurs) répond à un apport de produits organiques (p.ex. paille) ayant un rapport C/N plus élevé que celui des microorganismes qui le décomposent. Nous reviendrons sur ce processus dans le chapitre IV.

Finalement, la ***volatilisation*** et la ***dénitrification*** représentent des pertes d'N biodisponible sur forme gazeuse (ammoniac et oxyde d'N, respectivement). *La volatilisation est un processus physico-chimique résultant de l'équilibre entre l'ammonium et l'ammoniac sous contrôle du pH du sol. La dénitrification est un processus biologique de réduction de nitrates en oxyde d'N, contrôlée notamment par l'aération du sol.* Depuis une trentaine d'années la dénitrification est l'un des processus du cycle de l'N le plus étudié dans le cadre du changement climatique, car elle est à l'origine du protoxyde d'azote (N_2O), puissant gaz à effet de serre.

Expérimentation de terrain et/ou de laboratoire ?

Les résultats que nous allons montrer dans la suite de ce rapport ont été acquis lors des expérimentations de terrain et de laboratoire. Les expérimentations réalisées en conditions contrôlées de laboratoire sont essentielles pour analyser l'impact des propriétés du sol (p.ex. pH, température, teneur en eau, etc.) sur un processus en particulier (p.ex. minéralisation) en s'affranchissant de l'effet du reste des processus (p.ex. lessivage, absorption de la plante). Cela est d'autant plus nécessaire pour le cycle de l'N où, comme nous l'avons vu, il y a une multitude des phénomènes en interaction. Ces expérimentations sont aussi utilisées pour paramétrer les modèles de prédiction de l'évolution de l'azote biodisponible dans le temps (p.ex. paramètres de réponse de la minéralisation aux variations de la température du sol). Dans ce sens, les expérimentations de terrain servent à la fois à tester ces modèles et à obtenir une vision d'ensemble quand tous les processus fonctionnent simultanément.

Ce qu'il faut retenir sur le cycle de l'azote

Toutes les transformations biologiques que nous avons citées sont réalisées par les microorganismes afin d'*obtenir de l'énergie pour assurer leur activité, croissance et reproduction*. Ces transformations ne peuvent pas donc être complètement stoppées (quitte à stériliser le sol !). Des points de vues agronomique et environnementale, il s'agit surtout de connaître et gérer ce cycle afin de privilégier certaines fonctions du sol (p.ex. adsorption), et de réduire d'autres (p.ex. lessivage), pour assurer une production agricole durable qui ne porte pas atteinte à l'environnement.

III- Minéralisation et nitrification

III.1. Effet de la température et de la teneur en eau

Comme tous les processus biologiques, la minéralisation et la nitrification sont très sensibles aux variations de la température. Néanmoins, l'allure de la réponse diverge entre ces deux processus à cause des caractéristiques thermiques des microorganismes qui les mènent (Figure 3). La minéralisation est réalisée par une multitude de champignons et de bactéries lesquels ont des optimums différents de température, et dont les populations se succèdent dans le temps avec la variation de la température. C'est-à-dire, chaque population fonctionne à une gamme de température donnée et une nouvelle population prend le relais quand la température change. Dans l'ensemble, ce mécanisme d'adaptation biologique induit une réponse du ***type exponentiel*** (Figure 3 à gauche). Ce type de réponse se caractérise par un changement de la vitesse du processus plus que proportionnel que la variation du facteur responsable de ce changement, en l'occurrence la température. *Cela explique l'importance d'anticiper l'impact du réchauffement climatique : une augmentation de la température, même petite, peut avoir un effet très important sur la minéralisation, et donc sur la dégradation de la MO et du sol en général*[5].

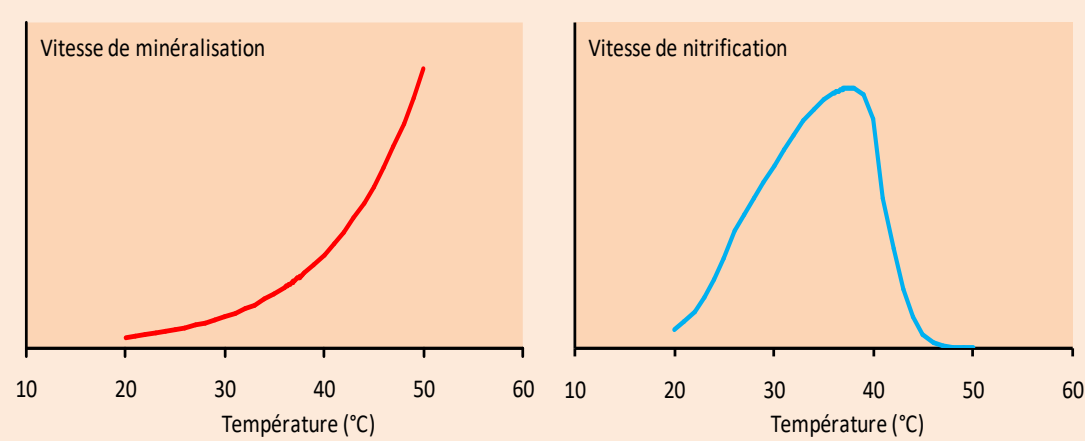

Figure 3 : Réponse de la minéralisation et de la nitrification à la température. Adapté de Sierra and Marbán (2000) et Sierra (2006).

La réponse de la nitrification à la température et du ***type "cloche"*** (Figure 3 à droite) dont l'optimum de température correspond à celui de l'espèce (ou peu d'espèces) bactérienne(s) qui mène(nt) le processus. En fait, cette réponse cache un phénomène d'adaptation biologique, car l'optimum de température observé pour la nitrification dans les ferralsols de Guadeloupe (autour de 38°C) est bien supérieur à celui reporté par des chercheurs travaillant en milieu tempéré (p.ex. entre 20°C et 25°C pour des sols européens).

Bien que la réponse de la minéralisation à la température soit toujours exponentielle, nous avons observé que, dans le cas des ferralsols de Guadeloupe, elle était déplacée en relation aux résultats reportés pour les sols du milieu tempéré (Figure 4). Dans cette figure on peut constater qu'à égalité de température, la vitesse de minéralisation est moindre pour le ferralsol.

[5] L'impact du changement climatique fera l'objet d'un prochain rapport.

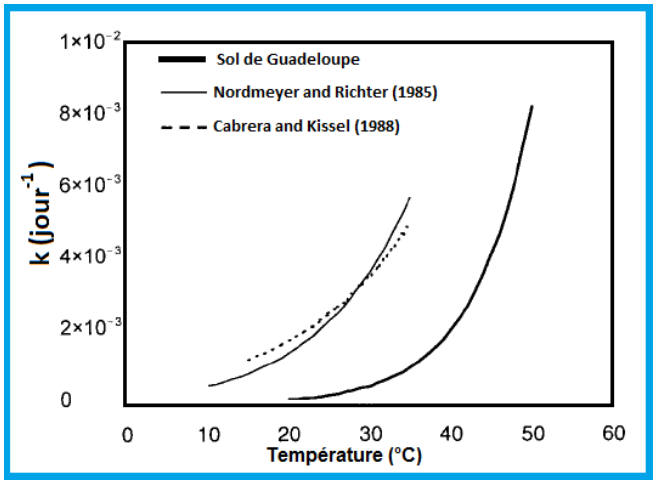

Figure 4 : Comparaison de la réponse de la minéralisation à la température entre deux sols des régions tempérées et un ferralsol de Guadeloupe. k représente la vitesse de minéralisation exprimée en fraction de l'N minéralisable par jour. Adapté de Sierra and Marbán (2000).

Ce déplacement s'explique par l'impact de la protection exercée par les oxy-hydroxydes de fer et d'aluminium sur la MO du sol. De ce fait, l'énergie (ou la température) nécessaire pour minéraliser une certaine quantité de MO est majeure dans les ferralsols à cause de la contrainte imposée par la minéralogie du sol à l'activité de dégradation des microorganismes. *Ce mécanisme de protection, habituel dans tous les sols volcaniques, contribue à conserver des teneurs en MO relativement élevés en Guadeloupe en relation à d'autres régions tropicales d'Afrique, d'Asie et d'Amérique.*

L'eau est aussi un élément essentiel pour l'activité microbienne. La Figure 5 montre que la nitrification est beaucoup plus sensible que la minéralisation aux variations de la teneur en eau du sol.

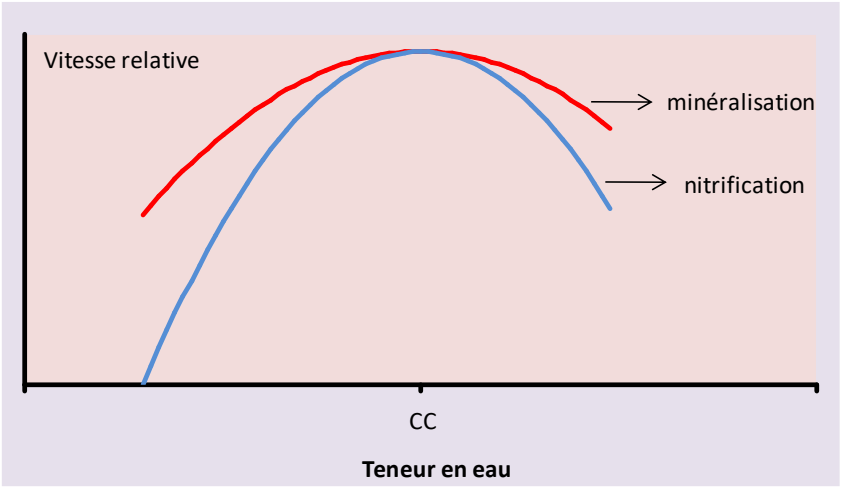

Figure 5 : Effet de la teneur en eau sur la minéralisation et la nitrification. CC est la capacité au champ. Adapté de Sierra and Marbán (2000).

Tandis que l'activité maximale pour les deux processus est observée quand la teneur en eau est proche de la capacité au champ, les différences apparaissent notamment en phase de dessiccation : la minéralisation peut continuer à des niveaux très bas de disponibilité en eau mais la nitrification s'arrête avant le point de flétrissement. Comme pour

l'effet de la température, les différences entre les deux processus sont liées à la capacité d'adaptation des différentes populations de micro-organismes qu'y interviennent.

Les réponses contrastées de la minéralisation et de la nitrification à la température et à la teneur en eau se traduisent par des variations dans la distribution de l'ammonium et des nitrates au champ (Figure 6).

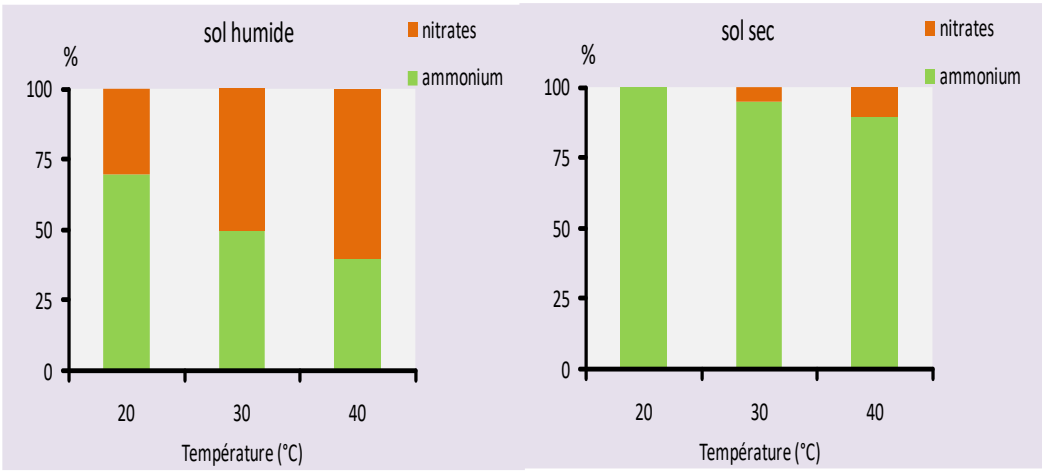

Figure 6 : Distribution de l'ammonium et des nitrates en fonction de la température et de la teneur en eau du sol. Adapté de Sierra (2006).

Dans les sols acides, les nitrates sont présents notamment quand la teneur en eau permet une nitrification conséquente (Figure 6 à gauche). Dans les sols moins humides, l'ammonium reste la forme principale d'N biodisponible (Figure 6 à droite). *Cela peut avoir des effets sur l'absorption de la plante dans les cas des espèces végétales qui préfèrent une nutrition azotée à base de nitrates. Nous verrons plus loin que la concentration des nitrates peut augmenter en profondeur, ce qui peut compenser leur teneur plus faible dans les couches superficielles du sol, lesquelles sont soumises à des phénomènes de dessiccation/réhumectation plus fréquents et abrupts qu'en profondeur.*

III.2. Effet de l'aération du sol

La minéralisation est un processus qui peut être mené en conditions d'***aérobiose*** (en présence d'oxygène) et aussi en ***anaérobiose*** (en absence d'oxygène). Pourtant, les produits finaux varient en fonction des conditions du milieu : dioxyde de C (CO_2) en aérobiose et méthane (CH_4) en anaérobiose. Cette dernière condition est très rare dans les sols agricoles de Guadeloupe, et correspond plutôt à certaines situations des sols de la mangrove. Elle ne sera pas donc traitée ici. En revanche, la nitrification est un phénomène strictement aérobie.

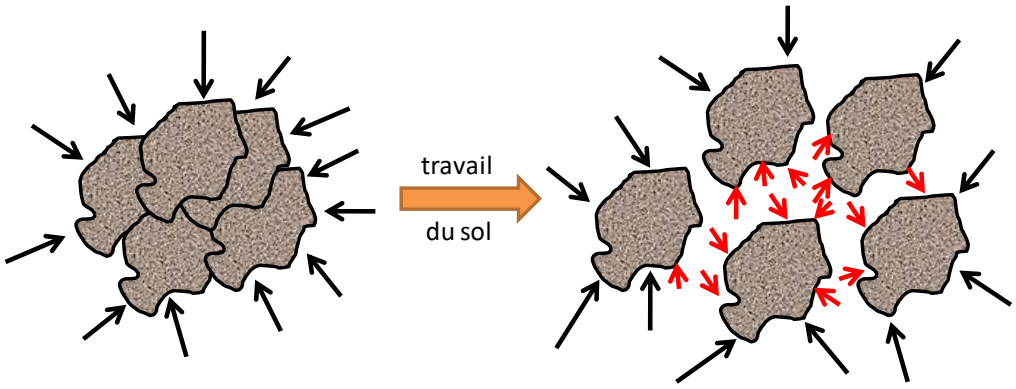

Figure 7 : Schème simplifié de l'effet du travail du sol sur la minéralisation de la MO du sol. Gauche : les flèches en noir indiquent des points d'attaque de la MO par les microorganismes ; Droite : le nombre de points d'attaque a augmenté suite au travail du sol (flèches en rouge).

La principale pratique assurant l'aération du sol, et donc la présence d'un milieu aérobie, est le travail du sol. Celui-ci accélère la minéralisation de la MO en augmentant à la fois le niveau d'aération et l'accessibilité de la MO à l'attaque microbienne (Figure 7). En fait il est difficile de séparer ces deux effets car ils sont simultanés. La nitrification est affectée indirectement par l'aération via l'augmentation de la minéralisation et des concentrations en ammonium.

Ce phénomène d'accélération de la minéralisation explique la plus grande diminution des teneurs en MO dans les systèmes de culture caractérisés par un travail du sol intensif (p.ex. maraîchage et cultures vivrières).

III.3. Effet des vers de terre

L'activité des vers de terre a une tendance à accélérer la minéralisation à cause d'au moins deux facteurs : i- l'augmentation de l'aération du sol liée à la formation des galeries, et ii- la digestion de la MO du sol qui la rend plus biodégradable. La Figure 8 montre les résultats d'une expérimentation sur ferralsol réalisée en bac, avec l'inoculation de deux espèces de vers retrouvées en Guadeloupe. On peut constater que l'effet principal sur la minéralisation concerne les trois premiers mois qui suivent l'inoculation ; plus tard l'effet s'estompe à cause d'une limitation de la MO disponible pour l'activité des vers. Bien sûr, dans des conditions de terrain les vers

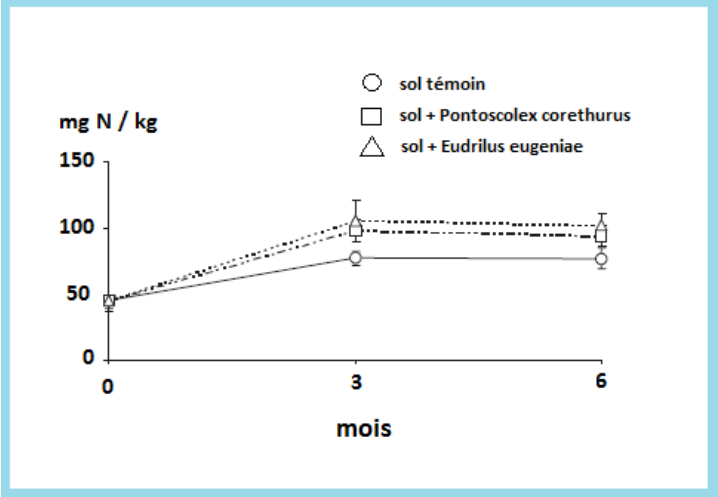

Figure 8 : Effet de l'activité des vers de terre sur la minéralisation dans un ferralsol de Guadeloupe. Adapté de Sierra et al. (2014).

peuvent migrer à la recherche de nourriture et de ce fait son impact peut être plus large que celui observé dans notre expérimentation.

Ces résultats montrent l'importance des vers de terre par leur rôle d'activation de la vie microbienne et leur contribution à la fertilité azotée des sols. Il est important néanmoins de souligner que les vers de terre ne contribuent pas à augmenter la teneur en MO ou en N, mais ils participent à leur recyclage.

III.4. Effet de l'acidité (pH)

La Figure 9 montre la réponse de la minéralisation et de la nitrification à la variation du pH dans les ferralsols de Guadeloupe. La vitesse relative de chaque processus a été calculée en fonction de la vitesse maximale observée dans l'expérimentation. On constate que la minéralisation n'est pas sensible à l'acidité, contrairement à la nitrification qui présente une vitesse maximale à pH 7 et est fortement limitée à des pH inférieurs à 5[6]. La minéralisation varie davantage en fonction de la richesse en N total du sol qu'en fonction de son pH. Ces résultats expliquent pourquoi l'N biodisponible dans les sols acides est représentée majoritairement par l'ammonium. *L'acidité fonctionne donc comme un inhibiteur naturel de la nitrification qui contribue ainsi à conserver l'N minérale. Cela est d'autant plus important que les sols acides tropicaux se trouvent généralement dans des régions très pluvieuses (cas de la Guadeloupe), où le risque de lessivage est très important.*

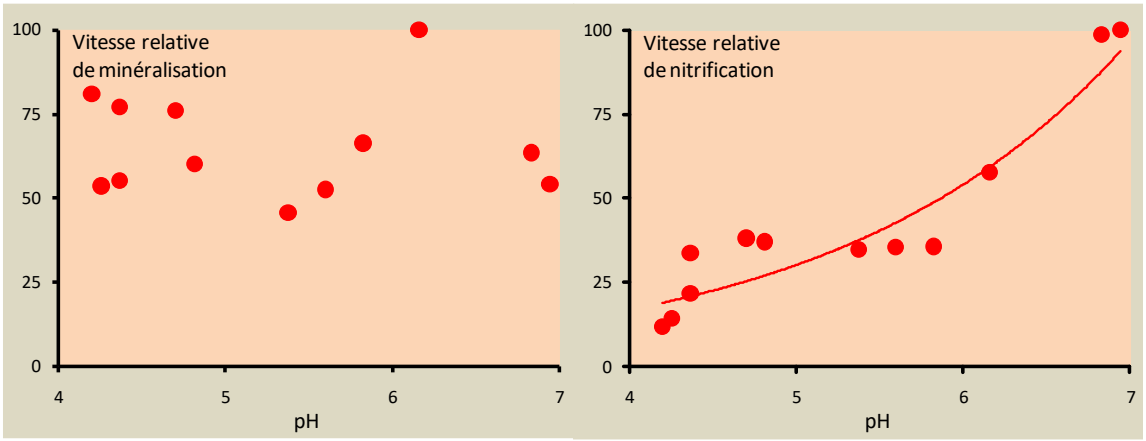

Figure 9 : Vitesse relative de minéralisation et de nitrification en fonction du pH pour les ferralsols de Guadeloupe. Adapté de Sierra (2006).

Il est intéressant de noter que la nitrification n'est pas un phénomène généralisé dans les sols acides, mais elle est concentrée dans des hot-spots de quelques micromètres (sites de grande activité) où le pH est légèrement plus élevé que dans la plupart du volume du sol. La Figure 10 schématise cette situation. Les bactéries nitrifiantes habitent à proximité des organismes ammonifiants car elles sont attirées par le produit final de leur activité : l'ammonium. Celui-ci est un "déchet" de l'activité ammonifiante (cad les ammonifiants

[6] Les sols à pH >5.5 ont été obtenus dans des parcelles avec un excès de chaulage.

n'utilisent pas l'ammonium pour leur propre besoin) lequel est "recyclé" par les nitrifiants afin d'obtenir de l'énergie lors de sa transformation en nitrates. *Ce processus peut être vu comme une sorte de "économie circulaire naturelle".* Cette activité a lieu dans les hot-spots parce que la présence de la MO permet de *bufférisér* (nuancer) le pH acide de l'ensemble du sol et le relever légèrement. Cela veut dire que l'activité des nitrifiants n'est pas vraiment contrôlée par le pH du sol, mais par le pH des hot-spots. Comme le pouvoir de buffer de la MO est spatialement limité, l'activité nitrifiante a lieu à l'intérieur de la zone sous l'influence de la MO, et est presque nulle au-delà de la limite d'"exclusion".

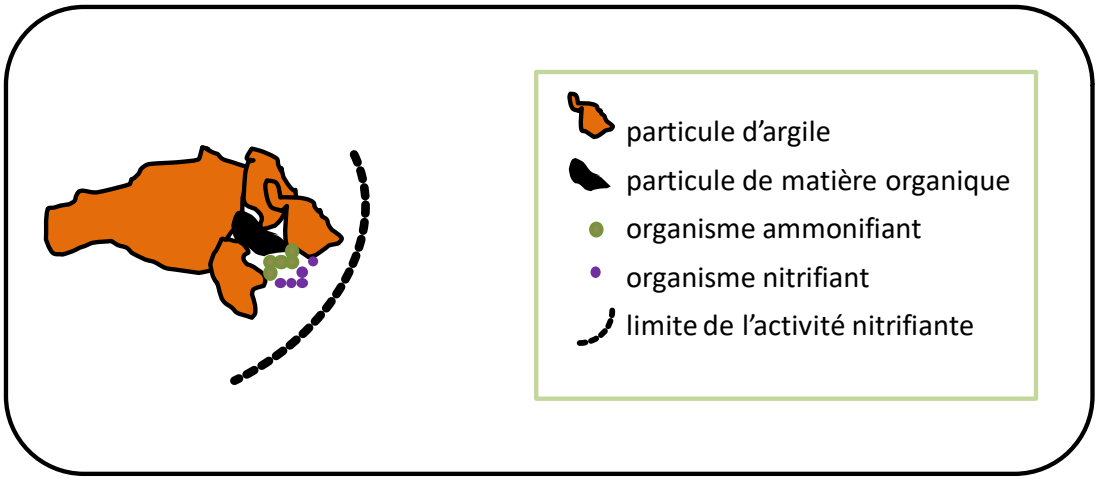

Figure 10 : Schème d'un hot-spot de nitrification. Adapté de Sierra (2006).

Ce processus a des conséquences sur le fonctionnement des engrais minéraux à base d'ammonium. En effet, on constate toujours un délai de quelques jours entre le moment de la fertilisation et celui de l'apparition des nitrates. Ce délai correspond au temps que l'ammonium prend pour diffuser (migrer) vers les hot-spots, où les nitrifiants habitent. Plus l'acidité d'un sol est forte plus ce délai est long car la zone d'exclusion est plus grande. Difficilement l'agriculteur peut s'apercevoir de ce phénomène, mais il permet de gagner quelques jours avant que le lessivage des nitrates devient possible.

III.5.Inhibiteurs chimiques de la nitrification

Le raisonnement de la fertilisation azotée est le premier moyen de réduire les pertes d'N par lessivage et les émissions de N_2O que, comme nous l'avons vu dans le chapitre II, est un puissant gaz à effet de serre. De nombreuses études scientifiques ont montré que l'utilisation des engrais à base d'ammonium et contenant des inhibiteurs chimiques de la nitrification permettait de réduire de manière significative ces pertes. Nous avons testé deux de ces produits afin d'évaluer dans quelle mesure ils pourraient être utiles à l'agriculture de Guadeloupe : le DMPP (3,4-diméthyl-pyrazole phosphate) et la DCD (dicyandiamide). Ces produits agissent directement sur les bactéries nitrifiantes en inhibant totalement ou partiellement leur activité. D'après les études effectuées en France hexagonale, la durée du

fonctionnement du DMPP se situe entre les 6 et 8 semaines, ensuite il se décompose progressivement et son effet s'estompe. La DCD fonctionne d'abord comme inhibiteur et puis elle se transforme en urée et ammonium. La durée de l'effet inhibiteur est d'environ 4 semaines.

Notre étude a été réalisée en laboratoire en apportant les engrais à deux ferralsols de pH contrasté : 4.4 et 5.6. L'effet des inhibiteurs a été évalué en comparant la variation de la teneur en ammonium dans le sol témoin (apport d'un engrais sans inhibiteur) et dans les deux traitements avec inhibiteur. Les résultats sont présentés dans la Figure 11.

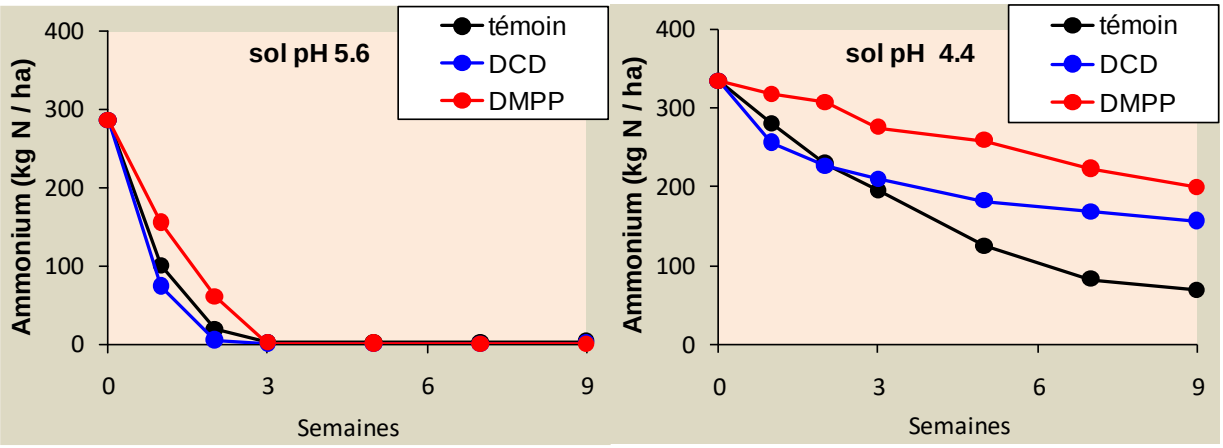

Figure 11 : Effet de deux inhibiteurs de la nitrification sur la transformation d'ammonium. Résultats non publiés.

On peut constater que dans le sol le moins acide (Figure 11 à gauche) l'ammonium a été complètement nitrifié au bout de 3 semaines. Dans le sol le plus acide (Figure 11 à droite) l'effet des inhibiteurs persiste 9 semaines après leur application, mais même dans le sol témoin il y a encore une quantité non négligeable d'ammonium, ce qui reflète l'inhibition partielle de la nitrification par l'acidité. Le DMPP a été légèrement plus efficace que la DCD. L'effet réduit des inhibiteurs à pH 5.6 indique que l'activité microbienne a décomposé plus vite que prévu les molécules inhibitrices. *D'une façon indirecte, et même si ce n'était pas l'objectif de notre expérimentation, ce résultat confirme que les ferralsols ont une activité biologique très importante qui réagit rapidement à l'apport des nutriments : il s'agit d'une réaction du type "opportuniste".* Les résultats obtenus à pH 4.4 indiquent que cette activité microbienne de décomposition est logiquement moins importante dans les sols très acides, ce qui permet aux inhibiteurs de fonctionner plus longtemps. Pourtant, en Guadeloupe, des sols à pH 4.4 ne sont pas généralement sous agriculture mais sous des savanes quasi permanentes. Dans ce sens, l'utilisation des inhibiteurs n'est pas intéressante car ces sols ne sont pas fertilisés.

Globalement, le test de ces inhibiteurs montre qu'ils ne sont pas très efficaces dans les situations où la nitrification est conséquente et peut induire des pertes d'N (p.ex. à pH 5.6).

Ce qu'il faut retenir sur la minéralisation et la nitrification

La minéralisation fonctionne dans une gamme plus large de situations que la nitrification et, de ce fait, l'ammonium est la forme majoritaire d'N biodisponible dans les sols acides. L'avantage de ce fonctionnement est que les pertes d'N par lessivage seront moins importantes que celles auxquelles on peut s'attendre dans des sols non acides sous un climat humide. Une fertilisation à base d'ammonium s'impose donc afin d'assurer l'efficacité de la pratique, *en valorisant* l'inhibition naturelle de la nitrification exercée par l'acidité du sol, et du délai entre l'application de l'engrais et l'apparition des nitrates. Les plantes devraient donc être adaptées à une nutrition ammoniacale ou mixte, ce qui est vraisemblablement le cas pour la plupart des cultures en Guadeloupe.

Les sols acides ont une minéralogie particulière qui leur permet d'offrir une protection physique à la MO du sol contre la dégradation microbienne (allophanes chez les andosols, oxy-hydroxydes de fer chez les ferralsols et nitisols). Néanmoins, un intérêt particulier devrait être porté à la réduction du travail du sol afin de diminuer les pertes de MO par excès de labour.

IV- Immobilisation

L'immobilisation est un processus de diminution des teneurs en N biodisponible à cause de l'apport d'une source carbonée (p.ex. résidus des cultures, compost non mûr), dont le rapport C/N est supérieur à celui des microorganismes du sol. Tandis que le rapport C/N des microorganismes du sol est compris entre 7 et 15, celui des résidus de culture varie de 20 pour la banane à 70-100 pour la canne. De ce fait, quand les microorganismes décomposent la source carbonée pour obtenir de l'énergie, ils n'y trouvent pas suffisamment d'N pour conserver leur rapport C/N. Ils vont donc puiser l'N soluble du sol (ammonium et nitrates) pour satisfaire leur besoin en N, ce qui fait diminuer la teneur en N biodisponible. Si la quantité d'N soluble ne suffit pas à combler la demande des microorganismes, la décomposition de la source carbonée s'arrête. Lors de l'immobilisation, la plante peut souffrir d'un déficit azoté si la quantité qui reste dans le sol ne suffit pas à combler son besoin en N. Pour cette raison les agriculteurs parlent de *"faim d'azote"*. *Notons au passage que, dans la compétition entre les microorganismes et la plante pour absorber l'N soluble, ce sont toujours les microorganismes qui gagnent à cause de leur plus grande efficacité d'absorption et leur proximité à la source.*

Dans la Figure 12 nous présentons les résultats obtenus lors d'une expérimentation de laboratoire concernant la décomposition des résidus d'un bananier dans un nitisol. L'évolution temporelle de l'N biodisponible a été exprimée en termes de la minéralisation nette, c'est-à-dire la différence des teneurs en N biodisponible entre les traitements avec et sans apport de résidus. Une valeur négative implique donc que cette teneur a diminué à cause de la décomposition des résidus (immobilisation). En revanche, une valeur positive indique qu'une partie de l'N contenu dans les résidus a été déjà libérée par l'action des microorganismes décomposeurs.

On peut observer que l'immobilisation est un phénomène temporaire et qu'elle est plus allongée pour les racines du bananier que pour les feuilles et tiges. Ce dernier constat est dû au fait que les racines sont de dégradation plus lente que les résidus aériens. Quand les résidus sont presque complètement décomposés, une partie des microorganismes décomposeurs meurent et sont à leur tour décomposés par d'autres microorganismes qui libèrent l'N initialement contenu dans les résidus : c'est la phase de minéralisation nette positive. Elle est plus conséquente pour les résidus aériens car ils contiennent plus d'N. Une

partie de l'N des résidus n'est pas libéré comme N biodisponible mais reste sous forme organique dans la MO du sol.

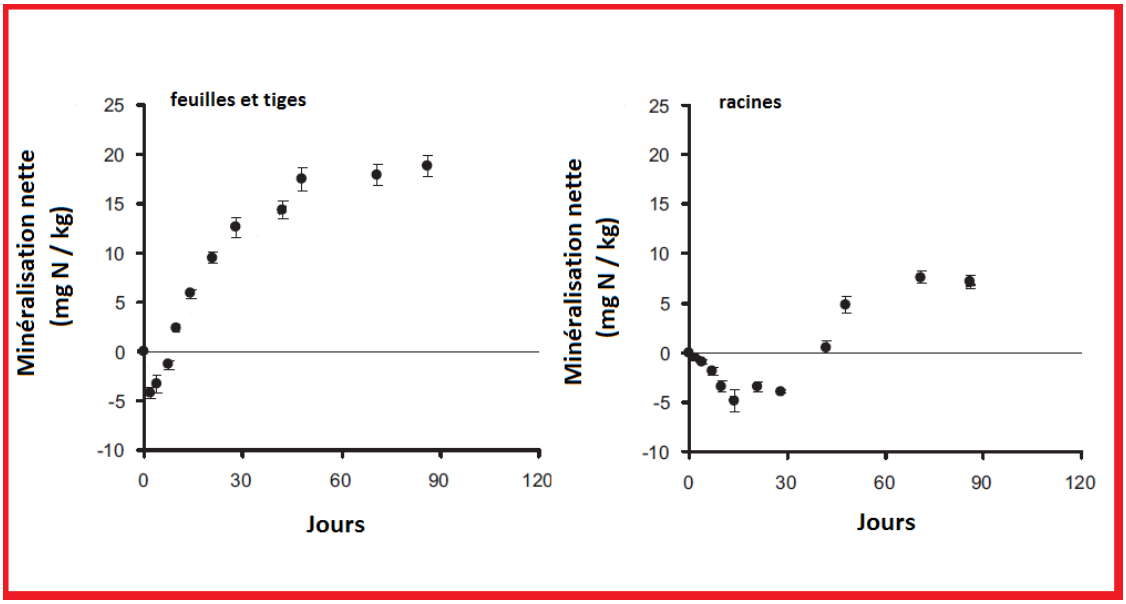

Figure 12 : Immobilisation de l'N biodisponible du sol suite à l'enfouissement des résidus du bananier dans une expérimentation de laboratoire. Adapté de Raphaël et al. (2012).

Il est important de souligner que :

1) Les résultats de la Figure 12 ont été obtenus en laboratoire sous des conditions optimales pour l'activité microbienne. Au champ, l'ensemble du processus peut être plus étendu dans le temps et durer plusieurs semaines, en dépendant de la quantité de résidus apportés par la culture.

2) Comme l'immobilisation dépend du rapport C/N des résidus, elle est plus importante pour la paille de canne. Pourtant, comme celle-ci n'est pas enfouie, l'immobilisation concerne seulement les premiers centimètres du sol sans affecter significativement la nutrition azotée de la plante au moment de la repousse.

3) Un processus d'immobilisation peut aussi se produire lors de l'application des composts non mûrs, notamment quand leur rapport C/N est plus grand que 15.

L'N libéré par les résidus peut être absorbé par la plante en post-immobilisation et contribuer ainsi à sa nutrition. Dans le Tableau 1 nous montrons les résultats obtenus dans une expérimentation au champ réalisée sur une bananeraie sur nitisol. Le but était d'évaluer la part de l'N des plantes, au moment de la récolte, provenant de la décomposition des résidus des plantes mères. On peut constater que la contribution de l'N des résidus des plantes mères est loin d'être négligeable et représente environ 20% de l'N total de la plante fille à la récolte.

Organe de la plante fille	% d'N issu des résidus de la plante mère retrouvé dans la plante fille
feuilles et tiges	19
racines	11
régimes	19
plante entière	18

Tableau 1 : Pourcentage d'N dérivé des résidus des plantes mères retrouvé dans les plantes filles dans une bananeraie sur nitisol. D'après Raphaël et al. (2012).

Ce qu'il faut retenir sur l'immobilisation

La décomposition des résidus des cultures entraîne une restitution de MO au sol et une libération partielle de l'N qu'ils contiennent. Cette libération est postérieure à l'immobilisation qui, elle, induit une réduction de l'N biodisponible. Il est donc conseillé de ne pas semer ou planter tout de suite après l'enfouissement des résidus, ou de l'application d'un compost non mûr, afin d'éviter la *"faim d'azote"*. D'ailleurs, la contribution de l'N libéré en post-immobilisation doit être pris en compte dans les plans de fertilisation afin d'éviter l'excès d'apport d'N.

V- Lessivage et adsorption

Le lessivage est l'un des phénomènes les plus importants de la dynamique de l'N biodisponible dans les sols acides des Antilles, car la forte pluviométrie provoque des pertes importantes d'N soluble, notamment des nitrates. Ces pertes peuvent atteindre les 30% des apports d'engrais azotés dans la culture de banane au sud de la Basse-Terre. Les nitrates lessivés participent peu à la pollution des nappes car ils sont dilués dans une grande quantité d'eau drainée, et de ce fait leur concentration reste bien au-dessous des seuils réglementaires. Néanmoins, ils peuvent contribuer à la pollution progressive d'autres compartiments de l'environnement, y compris les eaux côtières.

La capacité des sols volcaniques à adsorber une partie des nitrates est un atout qui permet de réduire le lessivage potentiel. Nous présenterons les résultats de deux expérimentations réalisées au champ dont les résultats confirment l'importance de l'adsorption des nitrates sur la réduction du lessivage.

La première expérimentation a été réalisée dans le cadre d'un projet en collaboration avec l'Embrapa du Brésil, et avait concerné une variété de maïs adaptée à l'acidité et cultivée sur un ferralsol de pH 4.5 de Guadeloupe. La culture avait été fertilisée avec de l'urée à une dose de 90 kg N/ha une semaine après le semis et 60 kg N/ha juste avant floraison. L'adsorption des nitrates du sol jusqu'à 80 cm de profondeur était de 20 kg N/ha. La Figure 13 montre l'évolution des teneurs des nitrates dans la première couche du ferralsol pendant l'expérimentation, et la comparaison avec un modèle mathématique qui considère (à gauche) ou non (à droite) la rétention (adsorption) des nitrates. Sans rétention, les teneurs en nitrates modélisés ont été plus faibles que celles mesurées, à cause de leur lessivage vers

les couches sous-superficielles, et plus variables dans le temps, à cause de l'effet des pluies sur ce lessivage (p.ex. diminutions aux jours 10 et 55). Tandis que les mesures ont montré que le lessivage a été nul lors de cette expérimentation, les calculs ont indiqué qu'il aurait été de 25 kg N/ha si le sol n'avait pas la capacité de retenir une partie des nitrates.

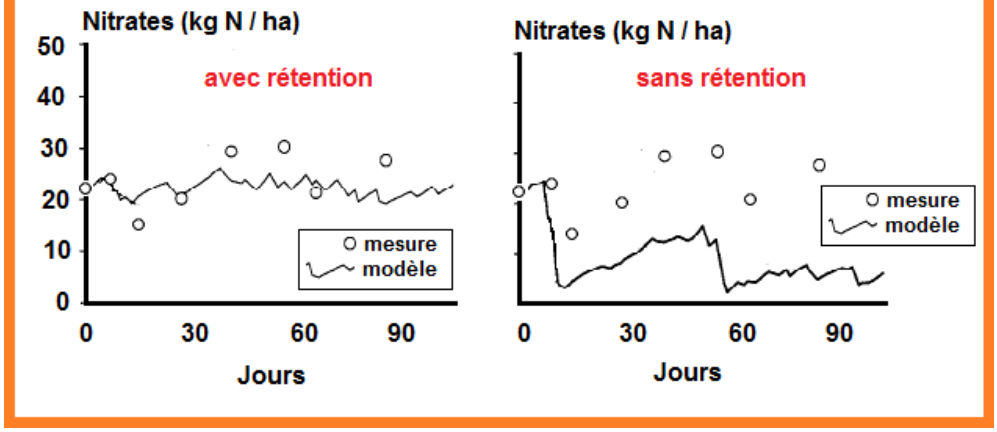

Figure 13 : Changement des teneurs en nitrates dans la couche 0-25 cm d'un ferralsol de Guadeloupe cultivée avec du maïs. Adapté de Sierra et al. (2003a).

La deuxième expérimentation a été réalisée dans le cadre d'une collaboration INRA-CIRAD dont l'objectif était d'évaluer le lessivage des nitrates en bananeraie. La banane est une plante particulière car sa structure en "entonnoir" permet de concentrer l'eau des pluies autour de la tige (phénomène appelé *stem-flow*) et induire ainsi un fort lessivage des nitrates présents au pied de la plante. L'expérimentation a été menée sur un andosol de pH 5.0 du sud de la Basse-Terre en utilisant un dispositif (lysimètres) qui permettait de mesurer l'eau de drainage et les nitrates lessivés dans quatre sites choisis de la bananeraie (Figure 14 à gauche). La capacité d'adsorption des nitrates de l'andosol était de 140 kg N/ha, donc largement supérieure à celle du ferralsol de la première expérimentation. L'expérience a duré 77 jours, autour de la floraison, et la culture avait été fertilisée avec 70 kg N/ha, sur la forme des nitrates, appliqués d'une façon homogène sur la parcelle étudiée.

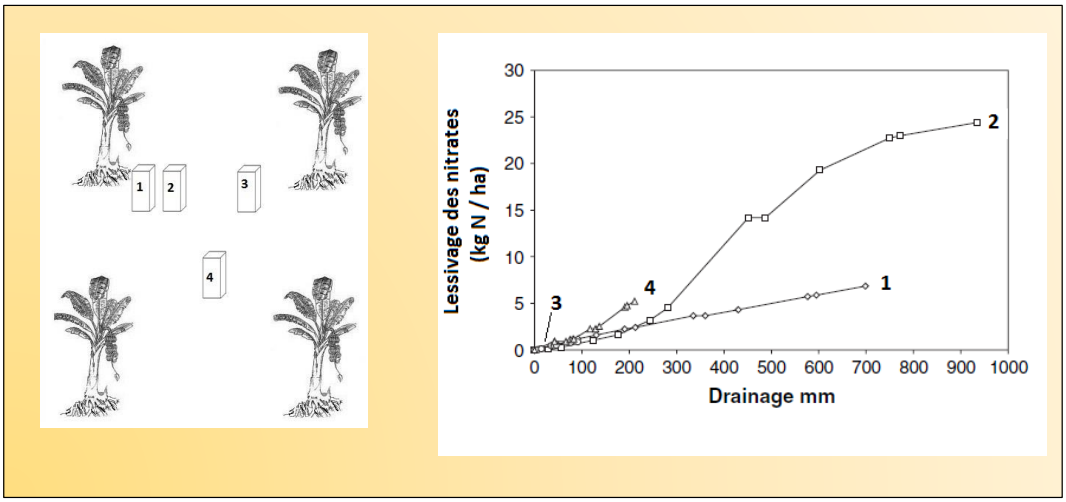

Figure 14 : A gauche, dispositif de lysimétrie pour mesurer le drainage et le lessivage des nitrates dans une bananeraie sur andosol ; à droite : lessivage des nitrates en fonction du drainage. Les numéros sur les lignes à droite indiquent le lysimètre correspondant. Adapté de Sansoulet et al. (2007).

Le plus faible lessivage observé dans le lysimètre placé au pied de la plante (No 1 dans la Figure 14 à droite) en relation à celui placé à 40 cm (No 2) a été dû au fait que l'N apporté est resté adsorbé sur les argiles à cause de la désaturation de celles-ci par les épisodes de *stem-flow* antérieurs à l'expérimentation. C'est-à-dire, à cause de la désorption des nitrates et leur lessivage par les pluies préalables à l'expérimentation. Tel que nous l'avons souligné dans le chapitre II, l'adsorption des nitrates empêche leur lessivage mais ce phénomène est temporaire et soumis à l'effet de leur désorption.

Le lessivage mesuré par lysimètre a représenté : No 1, 7 kg N/ha ; No 2, 24 kg N/ha ; No 3, 1 kg N/ha, et No 4, 6 kg N/ha. Tandis que les différences observées entre les lysimètres No 1 et 2 reflètent l'importance du phénomène de l'adsorption des nitrates, les différences entre les lysimètres No 2 et 4 (le plus éloigné de la plante) reflètent l'impact de la structure du bananier (p.ex. plus de lessivage sous le feuillage de la plante). Globalement le lessivage a été équivalent à 12% de l'N apporté par l'engrais sur les 77 jours de l'expérimentation. Ce chiffre donne une idée de l'importance du lessivage si l'on extrapole à l'ensemble du cycle du bananier. *Les résultats indiquent que le lessivage peut être réduit en évitant d'appliquer les engrais minéraux solubles au pied de la plante.*

Une conséquence pratique du pouvoir d'adsorption des nitrates des sols volcaniques, est l'inefficacité des capteurs de solution (Photo 2). Ces capteurs sont en général utiles afin de simplifier l'étude de l'évolution de l'N minéral des sols au champ, en remplaçant les prélèvements du sol à la tarière, qui impliquent un travail de terrain plus lourd et des analyses plus coûteuses. La mesure se base sur l'équilibre qui s'établit entre les composés minéraux de la solution du sol et l'eau à intérieur de la capsule de céramique. La forte adsorption de ces minéraux par les argiles des sols volcaniques fait que cet équilibre se réalise très lentement et d'un mode incomplet. Ainsi, les teneurs en nitrates mesurées avec ces capteurs sont toujours très inférieures à celles obtenues en utilisant une tarière.

Photo 2 : Capteur de solution du sol.

Dans le cas des amendements organiques une réduction du lessivage peut être aussi obtenue en évitant, dans la mesure du possible et du respect de la réglementation, de les enfouir. En effet, l'N des amendements organiques doit se minéraliser avant d'être disponible pour la plante. Un amendement laissé sur la surface du sol subira l'effet du desséchement qui inhibera partiellement la nitrification et, en conséquence, l'N biodisponible sera majoritairement sous la forme d'ammonium moins lessivable (voir rubrique III.1). La Figure 15 présente les résultats d'une expérimentation au champ sur un ferralsol de pH 5.4. Le sol avait été amendé avec une boue de station d'épuration avec deux traitements : boue laissée en surface et enfouie. On constate que la teneur en nitrates a été plus forte sur toute la profondeur du sol dans le traitement "enfouie" que dans le traitement "surface". Cela démontre que la nitrification a été plus rapide et le lessivage plus important dans le traitement "enfouie" : l'humidité du sol dans la première couche du sol a favorisé la minéralisation de la boue et la nitrification de l'ammonium libéré (voir Figure 6).

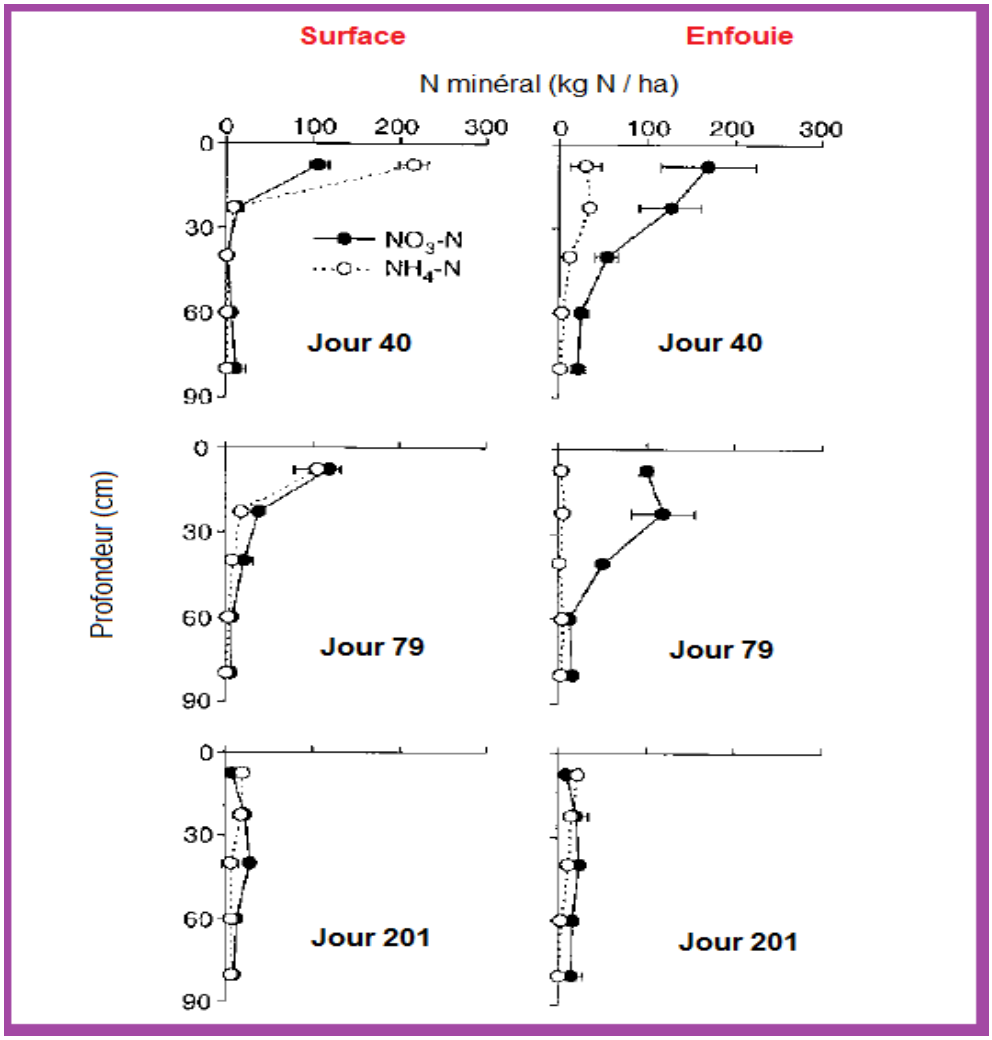

Figure 15 : Evolution des teneurs en ammonium (NH_4) et nitrates (NO_3) dans un ferralsol après l'application d'une boue de station d'épuration en fonction de son placement (en surface du sol à gauche, enfouie à droite), de la profondeur du sol et des jours après l'application. Adapté de Sierra et al. (2001).

Ce qu'il faut retenir sur le lessivage et l'adsorption

Le lessivage peut affecter fortement l'efficacité de la fertilisation azotée du fait qu'il induit une perte de l'N biodisponible apporté. Le lessivage peut être réduit en valorisant à la fois la capacité des sols volcaniques à adsorber les nitrates et l'effet inhibiteur des facteurs environnementaux sur la nitrification (acidité et dessèchement du sol). L'adsorption peut être valorisée en évitant le sur-chaulage qui, en augmentant excessivement le pH, diminue la Capacité d'Echange Anionique du sol et donc la rétention des nitrates. La gestion du type d'engrais (de préférence ammoniacal) et son placement (éviter le pied de la plante et l'enfouissement) sont aussi essentiels pour la conservation de l'N biodisponible appliqué.

VI- Absorption de la plante

VI.1. Effet de l'acidité sur la plante et l'absorption d'azote

La plupart des plantes cultivées sont sensibles à l'acidité à un degré variable, en dépendant de leur origine et leur niveau d'adaptation. Dans les sols acides tropicaux, la principale contrainte liée à l'acidité concerne la toxicité aluminique, laquelle provoque le dysfonctionnement physiologique de la plante (p.ex. absorption racinaire, croissance, floraison, etc.) (Figure 16). La Figure 17 montre que la teneur en aluminium soluble peut devenir une forte contrainte au-dessous de pH 5. Tandis que cette valeur seuil de pH est similaire pour tous les sols acides de Guadeloupe, au-dessous de pH 5 les teneurs en aluminium soluble sont plus forts dans les andosols que dans les ferralsols et nitisols. Cela implique que, à égalité de pH au-dessous de 5, la contrainte sera plus grande dans les andosols.

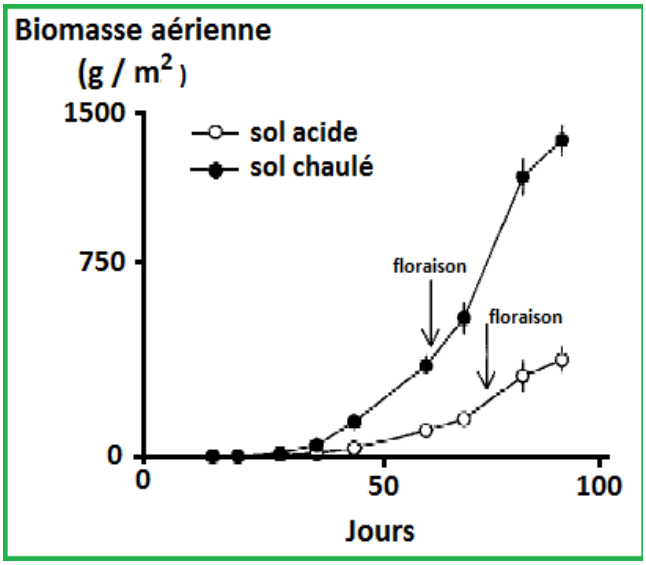

Figure 16 : Effet de l'acidité sur la croissance d'une variété de maïs cultivée sur un ferralsol de Guadeloupe. Sol acide, pH 4.5; sol chaulé, pH 5.1. Adapté de Sierra et al. (2003b).

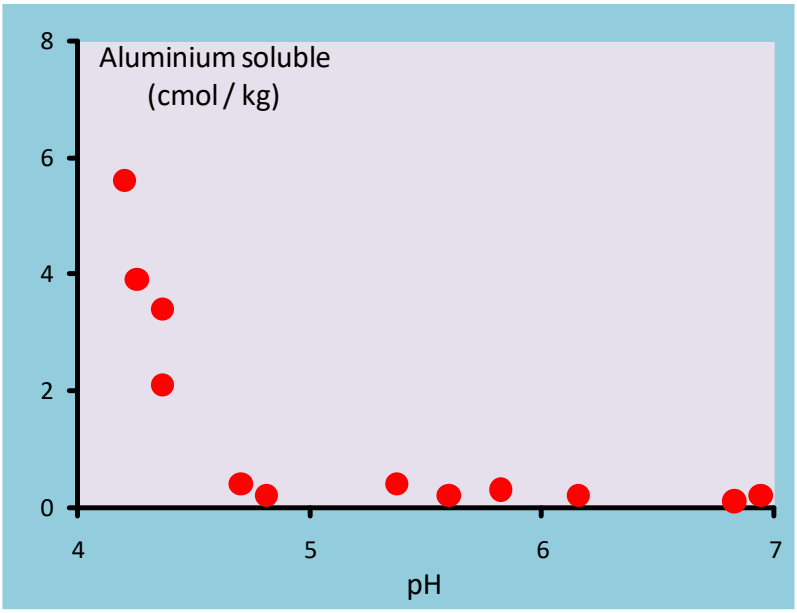

Figure 17 : Relation entre la teneur en aluminium soluble et le pH dans les ferralsols de Guadeloupe. Adapté de Sierra (2006).

Ces résultats démontrent qu'un chaulage qui amènerait le pH du sol à une valeur supérieure à 5.5 serait très inefficace des points de vues économique (gaspillage) et agronomique (pas de réponse de la plante), et peut d'ailleurs affecter certaines fonctions importantes des sols acides, comme nous le verrons plus bas.

Face à l'acidité et la toxicité aluminique, la plante réagit en modifiant la distribution de sa biomasse en privilégiant les racines au détriment des parties aériennes. Ce changement permet à la plante de compenser partiellement la réduction de la biomasse racinaire (en termes absolus) et assurer une partie de la fonction d'absorption d'eau et de nutriments, y compris l'N. Evidemment, les rendements d'une plante non adaptée seront plus faibles dans un sol acide, mais la réduction de la production serait plus importante sans cette réponse adaptative.

En plus de l'effet sur la biomasse racinaire, l'acidité affecte aussi le profil d'exploration des racines. Dans la Figure 18 nous présentons les résultats obtenus lors d'une expérimentation au champ sur deux variétés de maïs tropical, l'une d'origine brésilienne sélectionnée pour sa tolérance à l'acidité (variété CMS36) et une variété peu tolérante à l'acidité (Spectral). La présence des racines et la profondeur d'exploration racinaire sont toujours plus importantes pour la variété tolérante, notamment quand une fertilisation phosphorée a été appliquée (traitement +P). Le phosphore est l'un des nutriments clé dans ce type de situation car, d'une part, il est fortement séquestré par les minéraux des sols acides et il devient en conséquence peu disponible pour la plante et, d'autre part, il joue un rôle essentiel dans la croissance racinaire. Evidemment, une plus grande profondeur des racines assure une meilleure exploration du sol et des ressources hydriques et nutritionnels. On peut constater que le front racinaire de la variété peu tolérante dépasse rarement les 40 cm, ce qui est associé à une augmentation de la toxicité aluminique à cette profondeur.

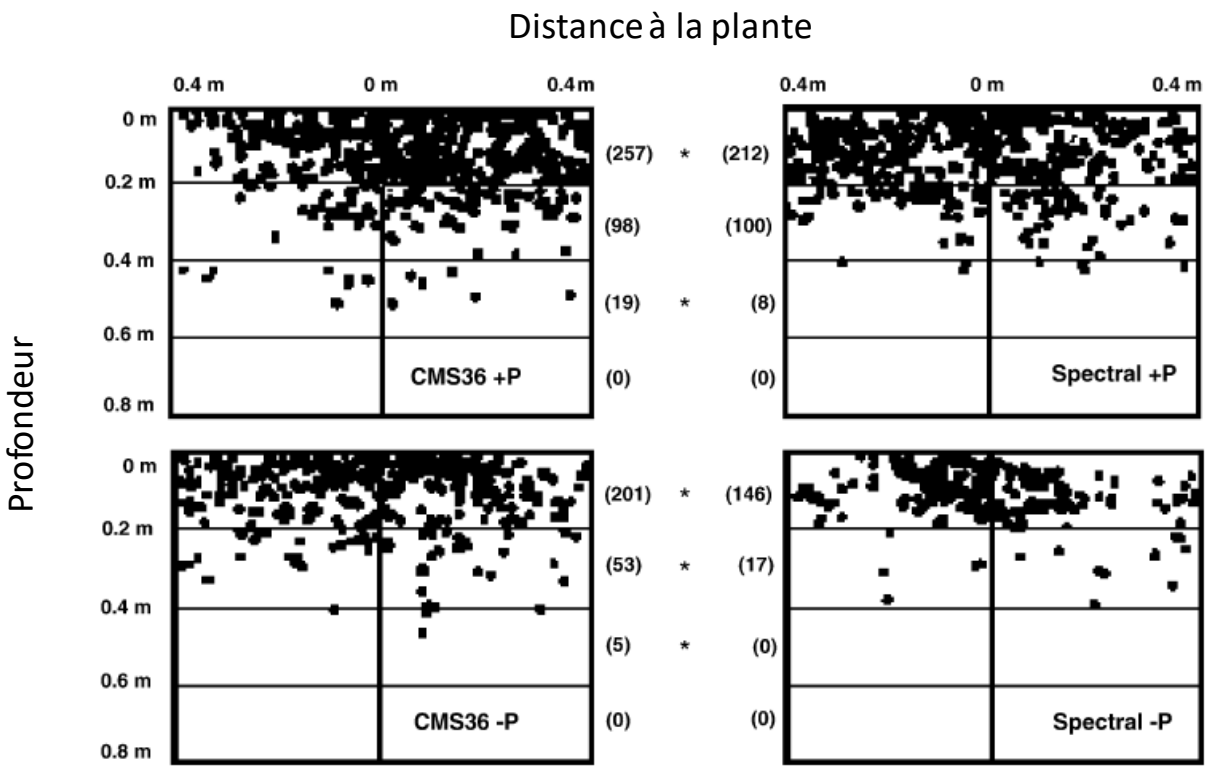

Figure 18 : Distribution d'impacts racinaires à floraison de deux variétés de maïs, adaptée (CMS36) et non adaptée (Spectral) à l'acidité, avec (+P) et sans (-P) fertilisation phosphorée. L'expérimentation a été réalisée dans un ferralsol de Basse-Terre de pH 4.7. Chaque point correspond à un impact racinaire (p.ex. visualisation d'un morceau de racine) dans une tranchée ouverte sur les deux côtés d'une plante de référence pour chaque variété et traitement. La distance 0 m indique la position de la plante. Les chiffres entre parenthèses indiquent le nombre d'impacts observés. Les astérisques (*) indiquent des différences significatives entre les variétés. Adapté de Sierra et al. (2006).

Nous avons vu précédemment que l'ammonium est en général la forme majoritaire d'N biodisponible dans la première couche de sol, et que les nitrates migrés par le lessivage ont tendance à se concentrer dans les couches sous-superficielles (voir Figure 15). Pour la plante, une plus grande profondeur d'exploration racinaire présente l'avantage d'accéder simultanément à ces deux sources d'N biodisponible, en rendant les apports azotés plus efficaces. Cela peut être aussi le cas dans les systèmes avec mélange d'espèces, type jardin créole, où des plantes avec des systèmes racinaires contrastés (p.ex. herbes, arbustes et arbres) occupent des sites proches.

VI.2. Effet du chaulage

L'apport de carbonate de calcium (chaulage) a pour effet de remonter le pH et de réduire la toxicité aluminique. Le calcium de la chaux remplace les cations acides adsorbés sur les argiles (aluminium, hydrogène) ce qui provoque l'augmentation du pH. En même temps, l'aluminium soluble précipite avec les carbonates et il devient ainsi non toxique car non disponible pour être absorbé par les racines. Ces phénomènes sont temporaires car le sol a tendance à revenir sur la situation de départ au bout de quelques années.

Le chaulage est une pratique courante en Guadeloupe, mais nous avons eu l'occasion de constater des cas de sur-chaulage avec pour conséquence une augmentation excessive du pH. L'excès de chaulage a deux conséquences néfastes sur le sol et les plantes : 1) l'augmentation du pH enlève l'inhibition de la nitrification (voir Figure 9 à droite) et favorise donc le lessivage de l'N biodisponible, 2) l'augmentation excessive du pH réduit la Capacité d'Echange Anionique (capacité à adsorber les nitrates) ce qui favorise également le lessivage des nitrates. Ces deux processus ont un impact négatif sur l'efficacité des apports azotés.

Dans le Tableau 2 nous présentons l'abaque élaboré par Y.M. Cabidoche afin de détailler les doses correctes à utiliser lors d'un chaulage. Les calculs tiennent compte de l'effet de la MO laquelle peut contribuer à l'acidité du sol lors de sa minéralisation. Les valeurs correspondent au pH KCl, lequel est un indicateur de l'acidité actuelle et potentielle du sol. Le pH KCl est environ 0.5 unités inférieur au pH couramment mesuré (pH eau), lequel indique la seule acidité actuelle. Le pH KCl maximum à atteindre (5.0 dans le Tableau 2) correspond donc à un pH eau d'environ 5.5, lequel est largement suffisant pour enlever la toxicité aluminique sans porter attente aux propriétés du sol (voir Figure 17). On peut constater que le chaulage n'est quasiment pas nécessaire quand le pH KCl initial dépasse 4.7 (pH eau 5.2).

Ce qu'il faut retenir sur l'absorption de la plante

Tandis que la plupart des plantes sont plus ou moins affectées par l'acidité et la toxicité aluminique, les cultures actuellement présentes en Guadeloupe semblent plutôt bien adaptées à cette contrainte, ce qui est aussi à attribuer à la pratique courante du chaulage. Un excès de chaulage peut affecter fortement l'accès des racines à l'N biodisponible et réduire durablement l'efficacité de la fertilisation azotée et la production végétale.

Le mélange des espèces caractérisées par des profils racinaires contrastés peut améliorer l'exploitation des ressources azotées, en jouant sur la complémentarité entre les plantes pour l'absorption des différentes formes de l'N minérale (ammonium et nitrates) dans le profil du sol.

Tableau 2 : Abaque d'amendement calcaire des sols du Nord et de l'Est de la Basse-Terre de Guadeloupe, pour les cultures maraîchères, canne et banane. Yves-Marie Cabidoche, juillet 1992

pH KCl initial	Teneur en MO %	$CaCO_3$ à apporter (tonnes par hectare)		
		minimum (pH KCl final 4.3)	souhaitable (pH KCl final 4.7)	maximum (pH KCl final 5.0)
3.5	2	5.3	8.0	10.0
3.5	3	6.1	9.1	11.3
3.5	4	6.9	10.3	12.9
3.5	5	7.8	11.7	14.7
3.5	6	8.9	13.4	16.7
3.7	2	4.0	6.6	8.6
3.7	3	4.5	7.6	9.8
3.7	4	5.2	8.6	11.2
3.7	5	5.9	9.8	12.7
3.7	6	6.7	11.1	14.5
3.9	2	2.7	5.3	7.3
3.9	3	3.0	6.1	8.3
3.9	4	3.4	6.9	9.5
3.9	5	3.9	7.8	10.8
3.9	6	4.5	8.9	12.3
4.1	2	1.3	4.0	6.0
4.1	3	1.5	4.5	6.8
4.1	4	1.7	5.2	7.7
4.1	5	2.0	5.9	8.8
4.1	6	2.2	6.7	10.0
4.3	2	0	2.7	4.7
4.3	3	0	3.0	5.3
4.3	4	0	3.4	6.0
4.3	5	0	3.9	6.9
4.3	6	0	4.5	7.8
4.5	2	0	1.3	3.3
4.5	3	0	1.5	3.8
4.5	4	0	1.7	4.3
4.5	5	0	2.0	4.9
4.5	6	0	2.2	5.6
4.7	2	0	0	2.0
4.7	3	0	0	2.3
4.7	4	0	0	2.6
4.7	5	0	0	2.9
4.7	6	0	0	3.3

VII- Volatilisation et dénitrification

VII.1. Volatilisation

La volatilisation d'ammoniac est le processus physico-chimique de transformation de l'ammonium dans sa forme gazeuse NH_3 qui part vers l'atmosphère (voir Figure 2). Elle implique donc une parte d'N biodisponible. La volatilisation dépend fortement des caractéristiques du sol, notamment son pH et sa capacité d'adsorption d'ammonium. Compte tenu que la volatilisation est favorisée par les pH supérieurs à 6.5, elle n'est pas très importante dans les sols acides de Guadeloupe[7]. D'ailleurs, les sols acides ont une Capacité d'Echange Cationique de modérée à forte ce qui ne favorise pas la volatilisation. On retrouve néanmoins une légère volatilisation suite à l'application de certains amendements organiques.

Dans la Figure 19 nous présentons les résultats d'une expérimentation au champ sur un ferralsol de pH 5 concernant l'application d'une boue de station d'épuration. La volatilisation, mesurée pendant deux mois après l'application, a été de 1 kg N/ha, ce qui est très faible en relation à la dose d'N qui avait été appliquée : 600 kg de N total/ha. Dans ce cas, la volatilisation tient lieu à l'intérieur des particules de l'amendement où le pH est d'environ 7. Quand l'amendement se décompose, l'ammonium qu'il contient rentre en contact avec le sol acide et la volatilisation s'estompe. La même situation est retrouvée suite à l'application des fumiers, notamment dans le cas des fientes de poule qui ont un pH parfois supérieur à 8.

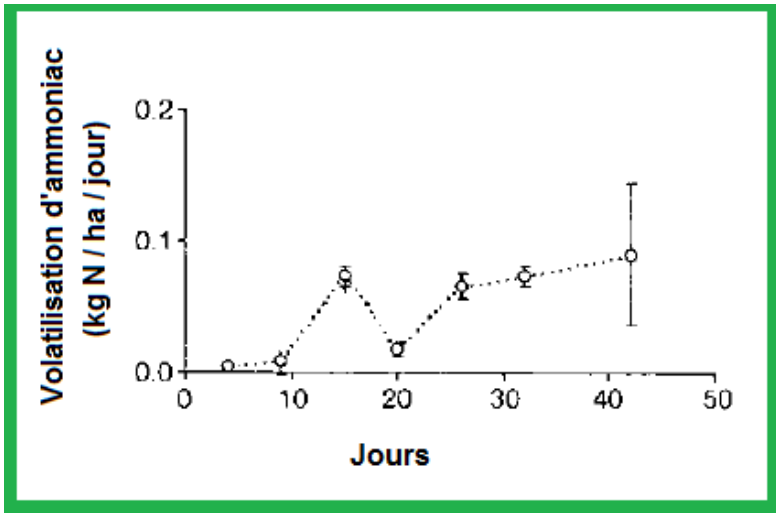

Figure 19 : Volatilisation d'ammoniac suite à l'application d'une boue de station d'épuration dans un ferralsol de Guadeloupe. Adapté de Sierra et al. (2001).

[7] La volatilisation peut être importante dans les vertisols de la Grande-Terre où le pH est supérieur à 7. Dans ce cas une partie de l'N apporté sous la forme d'ammonium peut se perdre par volatilisation : jusque 30% dans les cas des applications superficielles.

VII.2. Dénitrification

Contrairement à la volatilisation, la dénitrification est un processus biologique mené par des bactéries en conditions d'absence d'oxygène (anoxie ou anaérobiose). Nous citons ici ce processus même si en Guadeloupe il n'y a pas eu d'études à ce sujet. A priori, l'importance de ce phénomène devrait être réduite dans les sols acides de la Basse-Terre. En effet, le développement de l'anoxie a besoin que le sol soit saturé en eau pendant au moins 48 heures et, en même temps, que la respiration microbienne et racinaire soit suffisamment forte durant cette période pour consommer l'oxygène présente dans l'eau du sol. Or, les sols acides de Guadeloupe sont en général bien drainés et la durée de la saturation en eau, même en période humide, ne devrait pas dépasser le seuil critique. Cela pourrait être pourtant le cas dans les sols tassés par le passage des machines en période humide, notamment dans le bas des parcelles cultivées où l'eau de ruissellement peut se concentrer localement. Aussi, la présence de concrétions de fer dans les couches sous-superficielles de certains sols du sud de la Basse-Terre fait penser à la présence des périodes de saturation en eau qui pourraient entraîner l'apparition des zones anoxiques dénitrifiantes.

Ce qu'il faut retenir sur la volatilisation et la dénitrification

Les deux processus impliquent une perte d'N biodisponible et, dans le cas de la dénitrification, la production d'un gaz à effet de serre très puissant. Les caractéristiques intrinsèques des sols acides de Guadeloupe (pH bas, capacité d'échange modérée à forte, bon drainage) rendent ces processus peu contraignantes par rapport à l'N biodisponible. Eviter l'excès de chaulage (augmentation excessif du pH favorisant la volatilisation) et le tassement du sol (réduction de l'aération favorisant la dénitrification) est essentiel afin de maintenir ces pertes à des niveaux très faibles.

Conclusions

Les sols acides de Guadeloupe ne sont pas avares dans la fourniture d'N biodisponible, ce qui est associé à des niveaux de MO relativement importants. Compte tenu que 95% de l'N des sols se trouve sous des formes organiques, conserver la qualité organique des sols implique aussi d'assurer une disponibilité adéquate et durable d'N pour les plantes. Evidemment, cette fourniture d'N est parfois décalée par rapport aux besoins des cultures, car elle dépend des conditions climatiques, et d'ailleurs peut ne pas suffire à combler les exigences des cultures sélectionnées pour obtenir des rendements élevés. L'utilisation des intrants azotés afin de pallier ces contraintes doit pourtant tenir compte de la capacité du sol et des résidus de culture à apporter une fraction non négligeable des besoins en N. Il s'agit aussi de valoriser certaines fonctions des sols acides, notamment l'inhibition partielle de la nitrification et l'adsorption des nitrates, pour éviter les sur-fertilisations qui peuvent affecter négativement l'environnement et représentent un gaspillage d'argent. Dans ce sens, une bonne gestion des pratiques tel que le chaulage, qui semblent pourtant éloignées de la problématique de la biodisponibilité de l'N, est essentiel afin de pérenniser ces fonctions.

Références

1. Brisson N, Gary C, Justes E, Roche R, Mary B, Ripoche D, Zimmer D, Sierra J, Bertuzzi P, Burger P, Bussière F, Cabidoche YM, Cellier P, Debaeke P, Gaudillère JP, Maraux F, Seguin B, Sinoquet H 2003 An overview of the crop model STICS. *European Journal of Agronomy* 18: 309-332.
2. López T, Cid G, González F, Dueñas G, Ozier-Lafontaine H, Sierra J 2002 Analysis of two models of water transfer in an oxisol of Havana. *Ciencias Técnicas Agropecuarias* (Cuba) 11: 83-89.
3. López T, Cid G, González F, Dueñas G, Ozier-Lafontaine H, Sierra J 2006 Prediction of water and nitrate leaches in ferralsols cultivated under irrigation in the south of Havana. *Ciencias Técnicas Agropecuarias* (Cuba) 15: 1-6.
4. López T, González F, Dueñas G, Cid G, Sierra J, Ozier-Lafontaine H 2006. Modelation of the optimum water management on Ferralitics soils in the south of Havana province. *Ciencias Técnicas Agropecuarias* (Cuba) 15: 37-41.
5. Raphaël L, Sierra J, Recous S, Ozier-Lafontaine H, Desfontaines L 2012 Soil turnover of crop residues from the banana (Musa AAA cv. Petite-Naine) mother plant and simultaneous uptake by the daughter plant of released nitrogen. *European Journal of Agronomy* 38: 117-123.
6. Sansoulet J, Cabidoche YM, Cattan P 2007 Adsorption and transport of nitrate and potassium in an Andosol under banana (Guadeloupe, French West Indies). *European Journal of Soil Science* 58: 478-489.
7. Sierra J 2002 Estimation of N mineralization and nitrification in a tropical soil under fluctuating temperature conditions. *Soil Biology & Biochemistry* 34: 1219-1226.
8. Sierra J 2006 A hot-spot approach applied to nitrification in tropical acid soils. *Soil Biology & Biochemistry* 38:644-652.
9. Sierra J 2010. Changement climatique en zone Antilles : aperçu des impacts agricoles. In : Brisson N et Levrault F (editeurs), Changement climatique, agriculture et forêt en France : simulations d'impacts sur les principales espèces. Le Livre Vert du projet Climator (2007-2010). Ademe. pp. 305-310.
10. Sierra J, Brisson N, Ripoche D, Déqué M 2010 Modelling the impact of thermal adaptation of soil microorganisms and crop system on the dynamics of organic matter in a tropical soil under a climate change scenario. *Ecological Modelling* 221: 2850-2858.
11. Sierra J, Brisson N, Ripoche D, Noël C 2003a Application of the STICS crop model to predict nitrogen availability and nitrate transport in a tropical acid soil cropped with maize. *Plant and Soil* 256: 333-345.
12. Sierra J, Fontaine S, Desfontaines L 2001 Factors controlling N mineralization, nitrification, and nitrogen losses in an Oxisol amended with sewage sludge. *Australian Journal of Soil Research* 39: 519-534.
13. Sierra J, Loranger-Merciris G, Desfontaines L Boval 2014 Aerobic microbial activity in four tropical earthworm-soil systems. A mesocosm experiment. *Soil Research* 52: 584-592.
14. Sierra J, Marbán L 2000 Nitrogen mineralization pattern of an Oxisol of Guadeloupe, French West Indies. *Soil Science Society of America Journal* 64: 2002-2010.
15. Sierra J, Noël C, Dufour L., Ozier-Lafontaine H, Welcker C, Desfontaines L 2003b Mineral nutrition and growth of tropical maize as affected by soil acidity. *Plant and Soil* 252: 215-226.
16. Sierra J, Ozier-Lafontaine H, Dufour L, Meunier A, Bonhomme R, Welcker C 2006 Nutrient and assimilate partitioning in two tropical maize cultivars in relation to their tolerance to soil acidity. *Field Crops Research* 95:234-249.