

Les enjeux liés au phosphore dans les sols tropicaux

Philippe HINSINGER

Yacine NDOUR

Thierry BECQUER

Lydie CHAPUIS-LARDY

Dominique MASSE

Perturbation du cycle biogéochimique du phosphore

Au cours de la Révolution verte, à l'échelle globale, l'utilisation des engrais minéraux azotés et phosphatés s'est accrue à un rythme largement supérieur à l'accroissement de la production agricole mondiale de denrées alimentaires. Ainsi, selon les données issues de la FAO, entre 1961 et 2008, la production mondiale de céréales a été multipliée par 2,9, tandis que la consommation d'engrais azotés s'est accrue d'un facteur 8,8 et que celle des fertilisants phosphatés a augmenté d'un facteur 3,6 (HINSINGER *et al.*, 2011). En d'autres termes, si cette augmentation de la production alimentaire mondiale a permis quasiment de suivre l'évolution de la demande d'une démographie grandissante, elle s'est faite au travers d'une diminution de l'efficacité des intrants minéraux, particulièrement l'azote, mais aussi le phosphore (P). La perturbation du cycle biogéochimique du P en lien avec l'utilisation d'engrais en agriculture est considérable, en particulier en termes de flux d'érosion entre les compartiments terrestres et aquatiques (BOUWMAN *et al.* 2009 ; PENUÉLAS *et al.*, 2013). Ces flux de P en lien avec l'érosion constituent la principale perte de P le long de sa chaîne

d'utilisation, mais il existe de nombreuses autres pertes tout au long de celle-ci, qui est actuellement considérée comme excessivement inefficace (CORDELL *et al.*, 2009). Ainsi, sur les 14 millions de tonnes de P utilisées annuellement pour la fabrication des engrais phosphatés, il est estimé que les pertes par érosion représenteraient 8 millions de tonnes (soit 57 %), tandis que seuls 3 millions de tonnes de P se retrouveraient *in fine* dans l'alimentation humaine, soit à peine 21 % des intrants utilisés en agriculture (CORDELL *et al.*, 2009). Enfin, ces 3 millions de tonnes sont retrouvés dans les déjections humaines, dont seule une fraction est recyclée en agriculture, le reste constituant une autre perte effective majeure.

Une utilisation accrue de fertilisants phosphatés demeure particulièrement nécessaire en Afrique où, dans de nombreux cas, un déséquilibre existe entre les apports de fertilisants et les exportations par les productions et les pertes (RISKIN *et al.*, 2013), notamment par érosion, conduisant à la baisse des teneurs en nutriments et à la dégradation des sols (DRECHSEL *et al.*, 2001). À titre d'exemple, l'utilisation d'engrais minéraux phosphatés, qui est en moyenne de 9,1 kg ha⁻¹ en Afrique, peut être inférieure à 1 kg ha⁻¹ dans certains pays (Congo, Madagascar, Niger, etc.) (FAO, 2014). Cependant, alors que pour l'azote, la ressource utilisée pour la fabrication des engrais minéraux n'est pas limitée, les phosphates naturels qui sont les roches exploitées pour la fabrication des engrais phosphatés sont désormais reconnus comme une ressource finie, leur pic de production devant être atteint dans les prochaines décennies (CORDELL *et al.*, 2009 ; PENUELAS *et al.*, 2013). Outre les tensions géopolitiques qui risquent de voir le jour du fait que le Maroc, avec les gisements situés en Mauritanie et dans les zones convoitées du Sahara occidental, détiendrait près de 70 % de la réserve mondiale, les prix des engrais phosphatés vont poursuivre leur augmentation actuelle, compte tenu de la demande croissante sur cette ressource finie (BRUNELLE *et al.*, 2015), creusant ainsi les écarts entre pays développés et pays en développement, notamment en Afrique subsaharienne (PENUELAS *et al.*, 2013). En outre, ces prix devraient connaître d'autres fluctuations importantes comme celle qui s'est produite en 2008, année lors de laquelle les prix ont été multipliés par 8 pour ne jamais revenir à leur niveau de 2007. Cela tient en partie au fait que, dans une moindre mesure que pour les engrais azotés, la production et le transport des engrais phosphatés sont largement dépendants de l'énergie fossile. Le prix croissant des engrais phosphatés les rend de plus en plus inaccessibles aux nombreux agriculteurs des pays en développement qui ne disposent pas d'une trésorerie suffisante. Par ailleurs, en raison notamment du manque d'infrastructures de transport, le prix des engrais est supérieur dans de nombreux pays africains à ce qu'il est en Europe (CORDELL *et al.*, 2009), et cette situation ne pourra s'améliorer sans politique ambitieuse de développement d'infrastructures routières pérennes (VAN DER VELDE *et al.*, 2013). Enfin, la raréfaction de la ressource en phosphates naturels va conduire l'industrie des engrais à devoir exploiter des gisements de moindre qualité, présentant notamment de plus fortes teneurs en contaminants problématiques tels que le cadmium. Il est fort possible ici encore que les pays les plus pauvres aient ainsi accès à des fertilisants

phosphatés de plus mauvaise qualité, conduisant à une entrée accrue de cadmium dans les denrées alimentaires qu'ils produisent. Ces différents points questionnent la durabilité des pratiques de fertilisation phosphatée actuelles et renforcent la nécessité d'envisager des solutions alternatives telles qu'une intensification écologique des agroécosystèmes (HINSINGER *et al.*, 2011).

La biogéochimie du phosphore dans les sols tropicaux

Contrairement à l'azote, P est assez abondant dans la croûte terrestre, dont la teneur moyenne est de $1,2 \text{ g P kg}^{-1}$, principalement sous la forme de minéraux phosphatés (phosphates de calcium) de la famille des apatites. Cependant, au cours de la formation des sols et de leur altération, leur teneur en P total diminue, la part présente sous forme organique augmentant au détriment des formes inorganiques, ainsi que l'ont montré des travaux sur des chronoséquences (CHADWICK *et al.*, 1999). Dans ce contexte, il a bien été montré qu'aux stades les plus jeunes de développement des sols, les écosystèmes naturels terrestres étaient principalement limités par la faible teneur et disponibilité de l'azote, alors qu'aux stades les plus avancés de leur évolution, ils devenaient davantage limités par P (VITOUSEK et FARRINGTON, 1997). C'est typiquement le cas des sols tropicaux qui se caractérisent souvent, excepté dans les régions volcaniques ou sédimentaires, par des degrés d'altération poussée et ainsi, par de faibles teneurs en P. En outre, dans ces sols, l'abondance de minéraux secondaires tels que les oxydes de fer et d'aluminium est propice à une forte rétention des ions phosphates, limitant leur disponibilité. Les sols tropicaux contribuent ainsi très largement aux sols jugés comme problématiques, en termes de limitation de la nutrition phosphatée des plantes, qui représenteraient 5,7 milliards d'hectares dans le monde (HINSINGER, 2001). Cette contrainte édaphique d'une faible disponibilité du P est telle que PENUÉLAS *et al.* (2013) ont récemment montré qu'elle pourrait fortement réduire la capacité des écosystèmes terrestres à séquestrer du carbone pour participer à la mitigation du changement climatique. Une caractéristique majeure des ions phosphates est qu'ils se définissent par une faible mobilité dans les sols, comparativement à d'autres anions majeurs tels que le nitrate qui est au contraire très mobile (BARBER, 1995). Cela tient au fait qu'il existe dans le cas du phosphate de nombreux processus qui contribuent à maintenir très faible sa concentration dans la solution du sol (HINSINGER, 2001) : il s'agit en premier lieu de processus physico-chimiques d'adsorption sur les constituants portant des charges positives, tels que les oxydes métalliques, les argiles et les matières organiques. La protonation croissante de leurs surfaces lorsque le pH diminue fait que leur capacité d'adsorption est accrue en sols acides, tels que fréquemment rencontrés dans les sols les plus altérés des régions tropicales. Ces processus sont plus ou moins réversibles, la désorption des ions phosphates contribuant à la réalimentation de la solution du sol se produisant

lorsque la concentration de cette dernière diminue, en particulier en présence d'autres anions minéraux (sulfate) ou organiques (citrate, par exemple) susceptibles de s'échanger (DUPUTEL *et al.*, 2013). L'abondance des oxydes de fer et d'aluminium, combinés au pH acide de nombreux sols tropicaux, contribue très largement à expliquer le caractère limitant du P dans ces sols (HINSINGER, 2001). Un second ensemble de réactions physico-chimiques intervient dans le contrôle de la concentration des ions phosphates dans la solution du sol. Il s'agit des processus de précipitation et dissolution de minéraux phosphatés tels que les phosphates de calcium à pH neutre ou alcalin, et de fer ou d'aluminium dans les sols à pH très acide (LINDSAY, 1979). Le pH est un paramètre-clef de leur devenir. Les phosphates de calcium se dissolvent lorsque le pH diminue, alors que le phénomène inverse est observé pour les phosphates de fer et d'aluminium (HINSINGER, 2001). Le chaulage des sols acides peut donc modifier ces équilibres. Enfin, des processus biologiques contribuent également au contrôle de la concentration en ions phosphates dans la solution du sol. Il s'agit en premier lieu des processus d'immobilisation microbienne qui contribuent à l'élaboration de molécules organiques, et en second lieu de l'acquisition de P par les racines des végétaux. *In fine*, P est ainsi incorporé dans différents types de composés organiques qui nécessiteront d'être hydrolysés pour libérer à nouveau les ions phosphates. Ces processus de minéralisation du P organique du sol mettent en jeu des enzymes de la grande famille des phosphatases (QUIQUAMPOIX et MOUSAIN, 2005) qui sont produites par les organismes du sol et les racines des végétaux. La part du P présente dans les pools microbien et organique du sol est généralement plus importante dans les écosystèmes présentant de plus fortes teneurs en matières organiques, tels les écosystèmes forestiers. Elle tend à être plus élevée dans les sols tropicaux où les processus d'altération poussée ont contribué à la disparition plus ou moins complète du pool de P inorganique contenu dans les minéraux primaires apatitiques (TURNER *et al.*, 2013).

La biodisponibilité du phosphore pour les plantes

La biogéochimie complexe du P dans les sols, impliquant de multiples processus physico-chimiques et biochimiques, rend difficile l'évaluation de la disponibilité du P, comme en témoigne la multitude de méthodes développées dans les laboratoires d'analyse de routine (près d'une vingtaine, HARMSSEN *et al.*, 2005). Elles constituent toutes de piètres indicateurs de la biodisponibilité du P pour les plantes qui a pour caractéristique intrinsèque d'être éminemment variable selon l'espèce végétale concernée (HARMSSEN *et al.*, 2005), voire même selon le génotype au sein d'une espèce donnée, en lien avec leurs aptitudes à modifier la disponibilité du P dans la zone de sol influencée par les plantes, i.e. la rhizosphère (HINSINGER *et al.*, 2015). En raison de la faible mobilité des ions phosphates dans le sol, ce volume

de sol situé autour des racines vivantes est réduit, son épaisseur étant de l'ordre du millimètre (HINSINGER, 2001 ; HINSINGER *et al.*, 2015). Elle est le lieu des flux de matière entre le sol et la plante, qui sont liés à la coexistence de multiples processus intenses liés à la physiologie des racines et à l'écologie des communautés du sol, microbiennes en particulier (HINSINGER *et al.*, 2015) : (i) absorption de l'eau et des nutriments, se traduisant par un abaissement important de la concentration des nutriments peu mobiles comme les ions phosphates et par l'entretien d'un gradient de diffusion vers les racines, (ii) modification de pH pouvant atteindre 2 à 3 unités, (iii) exsudation de carboxylates (citrate, malate, etc.) et autres composés organiques stimulant les activités microbiennes, (iv) sécrétion de phosphatases, etc. La faible mobilité des ions phosphates dans les sols impose par ailleurs à la plante de maximiser sa surface d'échange avec le sol, en développant un système racinaire finement ramifié, en se dotant de poils racinaires capables de multiplier d'un facteur 2 à 10 le volume de la rhizosphère (LYNCH, 2007) et, pour la plupart d'entre elles, en s'associant à des champignons symbiotiques pour former des mycorhizes dont les hyphes mycéliens permettent d'accéder à des ions phosphates situés à plusieurs centimètres de la surface des racines (THONAR *et al.*, 2011). Les espèces végétales et leurs génotypes diffèrent considérablement dans leur aptitude à mettre en jeu ces divers processus, ainsi que dans les communautés microbiennes qu'ils sélectionnent dans leur rhizosphère. Ceci explique l'aptitude de certaines espèces à tolérer des conditions de très faible disponibilité ($< 5-10 \text{ mg P kg}^{-1}$ selon la méthode Olsen) où d'autres espèces manifesteraient des symptômes de carence phosphatée marqués, et seraient incapables d'accomplir leur cycle de vie. Ainsi, de nombreuses espèces de la famille des Protéacées et des Cyperacées ont été décrites en Afrique du Sud, Australie et Nouvelle-Calédonie, pour leur aptitude à tolérer de très faibles disponibilités en P du sol. Elles mettent en jeu des architectures racinaires singulières (cluster roots des Protéacées) et/ou la production massive de composés organiques (carboxylates et/ou phosphatases) permettant de mobiliser le P réputé non disponible (WRAGE *et al.*, 2010 ; LAMBERS *et al.*, 2010). Ces traits se retrouvent également chez certaines espèces cultivées, notamment parmi les légumineuses (cf. *infra*).

La gestion de la nutrition phosphatée des cultures tropicales

Mieux exploiter la diversité du monde végétal et les ressources génétiques

La sélection variétale telle qu'elle a été pratiquée lors de la Révolution verte a certainement contre-sélectionné les traits impliqués dans l'adaptation à des conditions limitantes en nutriments tels que P, puisqu'elle reposait sur le principe

de sélectionner les génotypes les plus performants en conditions d'apport massif d'intrants minéraux (LYNCH, 2007). Il convient désormais de revoir les schémas de sélection en vue de mieux tirer partie de l'aptitude de certains génotypes à faire face à des conditions de faible disponibilité, au travers de la valorisation des traits racinaires et rhizosphériques impliqués dans l'acquisition du P (WISSUWA *et al.*, 2009). Il a ainsi été montré récemment que le gène PSTOL1 de tolérance à la carence en P chez le riz, au travers de la stimulation de la formation de racines, était présent chez de nombreuses variétés locales en Asie du Sud-Est et en Afrique, mais absent chez les variétés modernes issues de la sélection sous apport d'engrais phosphatés (GAMUYAO *et al.*, 2012). Il existe de nombreuses perspectives pour tirer partie de la multiplicité des moyens déployés par les végétaux pour faire face à la faible disponibilité du P dans le sol, et augmenter ainsi l'efficacité d'acquisition de ce nutriment chez les plantes cultivées. Outre l'accent mis sur l'acquisition du P dans la plupart des recherches actuelles, des travaux sont nécessaires sur son utilisation dans la plante. LAMBERS *et al.* (2010) ont en effet montré que les végétaux des écosystèmes les plus pauvres en P avaient la faculté d'abaisser fortement la concentration en P dans leurs tissus. Réduire la teneur en P des grains, qui représente une large part du P de la plante cultivée chez les céréales et l'essentiel de ce qui est exporté, apparaît comme une voie prometteuse d'augmentation de l'efficacité d'utilisation de ce nutriment chez les plantes d'intérêt agronomique, sans impact négatif en matière d'alimentation humaine. Elle aurait au contraire l'avantage de réduire la teneur en phytate, principale forme de stockage de P dans la graine, qui est connu pour ses propriétés anti-nutritionnelles. Le phytate contribue en effet à diminuer la biodisponibilité du fer et du zinc chez les animaux monogastriques et l'homme, qui constitue un enjeu majeur en matière de nutrition et santé humaine (SANDS *et al.*, 2009).

Davantage recourir à des assemblages d'espèces dans le temps et dans l'espace

La diversité d'aptitude à faire face à la faible disponibilité du P au sein du monde végétal a déjà été soulignée précédemment, principalement à l'intérieur d'une espèce. La gamme de variation est évidemment plus grande entre espèces végétales. Les agricultures traditionnelles ont toujours su tirer parti de cette diversité fonctionnelle en associant des espèces multiples dans le temps et/ou dans l'espace, tandis que l'intensification de l'agriculture a conduit à simplifier considérablement l'agroécosystème, à rendre uniforme le champ cultivé et le système de culture, le cas le plus extrême étant la monoculture (GABA *et al.*, 2015). L'intensification écologique repose au contraire sur l'élaboration de rotations diversifiées, intégrant des plantes particulièrement efficaces pour l'acquisition du P, par exemple *via* l'exsudation d'anions organiques par des légumineuses comme le lupin blanc (HORST *et al.*, 2001) ou le pois d'Angole (AE *et al.*, 1990). L'augmentation de la disponibilité de P qui en résulte dans le sol permet à la culture suivante d'avoir une meilleure nutrition phosphatée.

Une autre voie possible repose sur la culture en association d'espèces contrastées dans leur aptitude à la mobilisation du P du sol, telles que les cultures associées céréales-légumineuses (LI *et al.*, 2007 ; HINSINGER *et al.*, 2011) ou des systèmes relevant de l'agroforesterie (ISAAC *et al.*, 2012). Cette option permet de valoriser un partage de la ressource si les deux espèces associées mobilisent des pools de P du sol différents (HINSINGER *et al.*, 2011). Elle permet également de tirer parti d'interactions positives entre les espèces associées, l'une pouvant faciliter l'acquisition du P de l'autre, par une augmentation de la disponibilité du P dans la rhizosphère (BETENCOURT *et al.*, 2012). Des espèces végétales particulièrement performantes peuvent être également utilisées en inter-culture (*cover crop* ou plantes de couverture) ou en association au titre de plantes de service, leur rôle étant d'augmenter la disponibilité du P pour la plante cultivée. Des espèces telles que *Tithonia diversifolia* sont utilisées à cette fin en Afrique subsaharienne. Plusieurs mécanismes peuvent être impliqués, notamment l'excrétion d'acides organiques dans la rhizosphère et la stimulation des activités enzymatiques (phosphatases) permettant l'hydrolyse de P organique et la production d'ions phosphates disponibles pour les plantes cultivées (GEORGE *et al.*, 2002).

Utiliser plus efficacement les intrants minéraux et organiques

Outre le problème de leur coût, les engrais phosphatés solubles s'avèrent fréquemment peu efficaces dans les sols tropicaux, en raison du pouvoir fixateur de ces derniers qui est souvent très élevé. Dans ce cadre, il s'avérerait judicieux d'utiliser des formulations à libération lente d'ions phosphates (*slow release fertilizers*) parmi lesquels figurent en premier lieu les phosphates naturels. Lorsqu'il s'agit de phosphates apatitiques, leur application directe est particulièrement judicieuse en sols acides, qui sont favorables à leur dissolution, et de nombreux travaux ont montré leur plus grande efficacité agronomique relativement aux engrais solubles conventionnels tels que le superphosphate (KHASAWNEH et DOLL, 1978). Cependant, les phosphates naturels ont des teneurs en P plus faibles que les engrais solubles, ce qui grève le prix de leur transport et diminue leur champ d'application dans les pays du Sud où les infrastructures routières sont une limite majeure au transport des matières fertilisantes (VAN DER VELDE *et al.*, 2013). Plus accessibles pour les petits agriculteurs africains, les déchets verts tirés des ressources locales peuvent être combinés aux apports de phosphates naturels pour en augmenter la solubilisation. Ainsi, NZIGUHEBA *et al.* (2002) rapportent une augmentation des rendements de maïs cultivé sur un sol kenyan, lorsque des résidus de *Tithonia diversifolia* sont combinés en quantité suffisante à un apport de phosphate naturel. En Afrique de l'Ouest, l'apport de résidus de coupe d'un arbuste local (*Piliostigma reticulatum*) permet sans apport supplémentaire de fertilisants commerciaux d'augmenter la concentration en phosphates dans la solution du sol, au bénéfice des cultures (mil et arachide) recevant cet amendement (DOSSA *et al.*, 2008).

Les matières organiques qui participent à la gestion de la fertilité biophysique et chimique des sols dans les terroirs agricoles concernent pour l'essentiel les résidus de récolte ou de défriche (y compris les systèmes racinaires des plantes cultivées ou présentes dans les jachères), les déjections animales déposées directement sur les sols ou redistribuées à partir des zones de parage ou à travers des fumiers récoltés dans les zones de stabulation, et enfin les déchets domestiques des villages. En périphérie des villes, les déchets urbains d'origine domestique ou industrielle constituent également une ressource organique largement utilisée par l'agriculture péri-urbaine. Rabekotonany (communication personnelle) a réuni, en provenance de l'île de la Réunion ou de Madagascar, 531 produits organiques résiduels de différentes origines : des effluents d'élevage plus ou moins intensifs par rapport à ceux provenant d'industries agroalimentaires. Les teneurs en P de ces produits étaient en moyenne de $15,7 \text{ g P kg}^{-1}$ (avec un coefficient de variation de 90 %). Les effluents d'élevage étaient les plus riches en P, notamment les fientes de volaille ou les lisiers de porc, 70 % du P ingéré par un animal se retrouvant dans les déjections (CHABALIER *et al.*, 2006). KABORÉ *et al.* (2011) distinguent différents produits résiduels organiques selon les catégories d'utilisateurs autour de la ville de Ouagadougou au Burkina Faso : les maraîchers préfèrent des matières riches en éléments fertilisants provenant de l'élevage, tandis que les producteurs de céréales utilisent des produits organiques avec des teneurs relativement élevées en P, K ou Ca qu'ils vont trouver notamment dans les déchets municipaux. L'accessibilité et la disponibilité de tel ou tel fertilisant ou amendement restent, bien entendu, un critère prépondérant pour ces deux catégories d'agriculteurs.

Les techniques d'usage de ces différentes matières en tant que fertilisant ou amendement sont également variées. Il s'agit principalement de mettre en adéquation la libération des nutriments contenus dans des intrants organiques avec les besoins des plantes. Ainsi, avant leur application, ces matières organiques exogènes peuvent subir des transformations plus ou moins avancées. Le compostage est l'une des pratiques les plus préconisées dans les projets de développement agricole. Par ailleurs, jouer sur les quantités apportées, notamment en concentrant les apports autour de la plante, s'avère être un principe que l'on retrouve dans de nombreuses pratiques culturelles, notamment dans des sols où la disponibilité en éléments nutritifs est naturellement faible, telle qu'on peut l'observer dans les régions intertropicales. L'exemple du *zai* dans les régions sahéliennes (déjà évoqué dans un autre chapitre) peut être repris : les matières organiques apportées localement dans une cuvette aménagée dans le sol peuvent ainsi constituer des apports par unité de surface parfois très conséquents. De même, pendant la saison sèche dans les régions soudano-sahéliennes, les animaux d'élevage sont souvent concentrés sur de petites surfaces pendant plusieurs semaines, accentuant les effets sur le long terme (FRESCHET *et al.*, 2008). Plus largement, à l'échelle des écosystèmes ou agroécosystèmes, on peut observer à partir des zones d'habitation des gradients de fertilité et de rendements agricoles. Cette variabilité n'est pas liée à des différences intrinsèques des sols, mais à une redistribution des ressources organiques disponibles sur le terroir agricole (MANLAY *et al.*, 2004a, b).

Dans cette étude, le bilan des entrées et sorties de P entre les différentes parties du terroir d'un village de Haute Casamance montre que les champs de brousse cultivés en rotation culture-jachère exportent du P vers les champs de case qui sont cultivés en permanence en céréales pour la production vivrière. Ces transferts sont principalement dus à l'élevage, soulignant l'importance de l'intégration de l'agriculture et de l'élevage dans la viabilité des systèmes de production agricole soudano-sahéliens.

L'augmentation du prix des engrais minéraux importés a replacé au centre des réflexions l'intégration des déjections animales, voire humaines, et le recyclage des effluents produits localement dans le raisonnement de la fertilité des sols. Une étude en cours à Madagascar (Fanjaniaina *et al.*, communication personnelle) montre que les exportations par une culture de riz peuvent être pour partie compensées par des apports de fumier. Les analyses chimiques de la minéralomasse du riz, conduites sur 70 parcelles en milieu paysan, ont montré que les exportations étaient, en moyenne, de 13,7 kg de N, 2 kg de P, 3 kg de K par tonne de grains et 11,5 kg de N, 0,6 kg de P, 12,0 kg de K par tonne de pailles. Pour le fumier apporté aux parcelles, les teneurs étaient de 9 kg de N, 1 kg de P, 7 kg de K. Un apport de 5 à 6 t ha⁻¹ de fumier serait donc nécessaire pour compenser les exportations occasionnées par une production de 2 tonnes de grains et 2 tonnes de pailles par hectare. Ces résultats mettent en évidence la nécessité d'une bonne gestion des ressources organiques dans des systèmes intégrant agriculture et élevage au niveau des exploitations agricoles, ou au niveau des paysages, afin de compenser les transferts de fertilité liés aux exportations des cultures. Ils montrent aussi le déséquilibre potentiel entre une production de paille de l'ordre de 2 t ha⁻¹ et des besoins en fumier d'environ 5-6 t ha⁻¹ pour avoir un bilan équilibré. L'utilisation raisonnée des autres ressources organiques de l'exploitation, incluant les déjections humaines, est donc nécessaire, sans que cela ne soit suffisant. Il est toutefois à noter que, dans le cas d'une céréale comme le riz, le flux de P est nettement moins important que ceux de N et K.

Évaluer le potentiel d'inoculants microbiens et de bio-effecteurs

Une alternative aux intrants minéraux repose dans l'usage de biofertilisants, i.e. divers types d'inoculants microbiens. Parmi eux figurent trois catégories principales : (i) les champignons mycorhizogènes, en vue de faciliter la formation de la symbiose mycorhizienne des cultures, (ii) les micro-organismes solubilisateurs de phosphates, principalement des bactéries, mais aussi des champignons qui agissent en augmentant la disponibilité du P minéral (par la production d'acides) et/ou organique (par la production d'enzymes) et (iii) des rhizobactéries promotrices de croissance des plantes (PGPR : *plant growth promoting rhizobacteria*) dont les modes d'action sont variés, résultant souvent en une stimulation de la croissance racinaire *via* la production de substances hormonales. L'efficacité de ces divers inoculants microbiens n'est pas souvent démontrée au champ cependant (FAYE *et al.*, 2013), principalement parce que les populations microbiennes introduites

sont peu compétitives par rapport aux communautés résidentes des sols, mais également en raison de la mauvaise qualité de nombreuses formulations commerciales qui souffrent d'un manque réel de contrôle qualité en amont de la commercialisation (HERRMANN et LESUEUR, 2013). De nombreux auteurs ont promu l'utilisation de souches isolées localement, en vue d'obtenir des inoculants plus compétitifs, mais cette stratégie ne permet pas toujours d'atteindre une bonne efficacité (NDUNG'U-MAGIROI, 2012). La combinaison de différents types d'inoculants peut cependant s'avérer parfois très efficace, comme l'ont montré MÄDER *et al.* (2011) pour des combinaisons de PGPR et d'inoculants mycorrhiziens sur des systèmes céréaliers en Inde. Il existe, en plus des inoculants microbiens, de nombreux produits qui ont la capacité de stimuler la croissance végétale au travers de leurs effets sur les systèmes racinaires, qualifiés de bio-effecteurs ou bio-stimulants, mais leur efficacité au champ pour l'amélioration de la nutrition phosphatée a été à ce jour peu éprouvée dans les contextes tropicaux.

Maintenir et favoriser l'activité de la macrofaune du sol

Les organismes géophages de la macrofaune du sol peuvent affecter le cycle du P dans le sol. L'ingestion sélective de particules fines et les conditions physico-chimiques particulières rencontrées durant le transit par l'intestin modifient les formes du P du sol (CHAPUIS-LARDY *et al.*, 2011). La stimulation de l'activité microbienne initiée durant le transit intestinal et qui perdure dans les déjections fraîches conduit à une minéralisation accrue du P organique. Ainsi, les déjections de certaines espèces de vers de terre ou de termites couramment observées en milieu tropical ont une teneur en phosphates plus élevée que le sol environnant non ingéré (CHAPUIS-LARDY *et al.*, 1998, 2011 ; LÓPEZ-HERNÁNDEZ *et al.*, 2006). Dans le cas du ver de terre pantropical *Pontoscolex corethrurus*, CHAPUIS-LARDY *et al.* (2009) ont montré que le passage par le tractus intestinal du ver en sols à haut pouvoir fixateur vis-à-vis des ions phosphates favorisait également la dynamique d'échange entre la phase solide et la solution du sol. L'impact des organismes de la macrofaune dépend cependant des propriétés particulières du sol, de la source de P organique et des comportements spécifiques des organismes, notamment leur régime alimentaire. Favoriser la diversité, l'abondance et l'activité de la macrofaune du sol par des pratiques culturales adaptées (e.g. agriculture de conservation) est une piste non négligeable pour améliorer la gestion de la nutrition phosphatée des cultures en milieu tropical.

Conclusions

Le phosphore est une ressource rare dans de nombreux sols des régions inter-tropicales, qui par ailleurs présentent fréquemment un fort pouvoir fixateur restreignant encore davantage la disponibilité de ce nutriment qui constitue ainsi

un des principaux facteurs limitants dans les agroécosystèmes de ces régions. L'accès à la fertilisation phosphatée est cependant restreint pour des raisons de manque de trésorerie et d'infrastructures (coûts de transport rédhibitoires). Le caractère non renouvelable et fini des gisements de phosphates naturels utilisés pour fabriquer les engrais phosphatés remet en cause la durabilité des pratiques de fertilisation à l'échelle mondiale et se traduit par une augmentation inéluctable des prix de ces fertilisants minéraux. Dans ce contexte, il est essentiel de mieux utiliser l'ensemble des ressources (roches, déchets et déjections) disponibles localement, et de développer des approches alternatives telles que les pratiques relevant de l'intensification écologique des agroécosystèmes, qui sont fondées sur une meilleure valorisation de processus biologiques ou écologiques. Parmi ces pratiques figurent notamment l'exploitation de la diversité végétale, au travers de la sélection de variétés efficaces dans leur capacité d'acquisition et d'utilisation de P, au travers de l'utilisation de rotations ou d'associations de cultures qui permettent de mieux exploiter les différents pools de P du sol, minéral et organique. Les autres pratiques reposent notamment sur une meilleure utilisation des intrants organiques comme source alternative de P, ou de biofertilisants (inoculants microbiens). La combinaison de ces différentes pratiques mérite d'être davantage explorée et développée. La nécessité de préserver cette précieuse ressource que constitue le P des sols tropicaux renforce, en outre, le besoin de mettre en œuvre des techniques de travail du sol minimisant les pertes par érosion (abordée dans d'autres chapitres), telles que les techniques développées dans le cadre de l'agriculture de conservation.

Bibliographie

- AE N. A. J., OKADA K., YOSHIMURA T., JOHANSEN C., 1990** – Phosphorus uptake by pigeon pea and its role in cropping systems of the Indian subcontinent. *Science*, 248 : 477-480.
- BARBER S. A., 1995** – *Soil nutrient bioavailability: a mechanistic approach*, 2nd edn. Wiley, New York.
- BETENCOURT E., DUPUTEL M., COLOMB B., DESCLAUX D., HINSINGER P., 2012** – Intercropping promotes the ability of durum wheat and chickpea to increase rhizosphere phosphorus availability in a low P soil. *Soil Biol. Biochem.*, 46 : 181-190.
- BOUWMAN A. F., BEUSEN A. H. W., BILLEN G., 2009** – Human alteration of the global nitrogen and phosphorus soil balances for the period 1970-2050. *Global Biogeochem. Cycles*, 23, GB0A04.
- BRUNELLE T., DUMAS P., SOUTY F., DORIN B., 2015** – Evaluating the impact of rising fertiliser prices on crop yields. *Agric. Economics*, 46, 653-666.
- CHABALIER P., VAN DE KERCHOVE V., SAINT MACARY H., 2006** – *Guide de la fertilisation organique à la Réunion*. Montpellier, Cirad, 362 p.
- CHADWICK O. A., DERRY L. A., VITOUSEK P. M., HUEBERT B. J., HEDIN L. O., 1999** – Changing sources of nutrients during four million years of ecosystem development. *Nature*, 397 : 491-497.
- CHAPUIS-LARDY L., BROSSARD M., LAVELLE P., SCHOLLER E., 1998** – Phosphorus transformations in a Ferralsol through ingestion by *Pontoscolex corethrurus*, a geophagous earthworm. *Eur. J. Soil Biol.*, 34 : 61-67.
- CHAPUIS-LARDY L., RAMIANDRISOA R. S., RANDRIAMANANTSOA L., MOREL C., RABEHARISOA L., BLANCHART E., 2009** – Modification of P availability by endogeic earthworms (Glossoscolecidae) in Ferralsols of the Malagasy Highlands. *Biol. Fertil. Soils*, 45 : 415-422.

- CHAPUIS-LARDY L., LE BAYON R. C., BROSSARD M., LÓPEZ-HERNÁNDEZ D., BLANCHART E., 2011 – « Role of soil macrofauna in P cycling ». In Bünenmann E. K., Oberson A., Frossard E. (eds) : *Phosphorus in Action – Biological Processes in Soil Phosphorus Cycling*, Springer Soil Biology Series 26, Springer, NY, USA : 199-213.
- CORDELL D., DRANGERT J.-O., WHITE S., 2009 – The story of phosphorus: global food security and food for thought. *Global Environ. Change*, 19 : 292-305.
- DOSSA E., BAHAM J., KHOUMA M., SENE M., KIZITO F., DICK R. P., 2008 – Phosphorus Sorption and Desorption in Semiarid Soils of Senegal Amended With Native Shrub Residues. *Soil Sci.*, 173 : 669-682.
- DRECHSEL P., GYIELE L., KUNZE D., COFIE O., 2001 – Population density, soil nutrient depletion, and economic growth in sub-Saharan Africa. *Ecol. Economics*, 38 : 251-258.
- DUPUTEL M., DEVAU N., BROSSARD M., JAILLARD B., JONES D. L., HINSINGER P., GÉRARD F., 2013 – Citrate adsorption can decrease soluble phosphate concentration in soils: Results of theoretical modeling. *Appl. Geochem.*, 35 : 120-131.
- FAO, 2014 – *FAO statistical yearbook 2014: Africa food and agriculture*. FAO, Regional Office for Africa, Accra.
- FAYE A., DALPE Y., NDUNG’U-MAGIROI K., JEFWA J., NDOYE I., DIOUF M., LESUEUR D., 2013 – Evaluation of commercial arbuscular mycorrhizal inoculants. *Can. J. Plant. Sci.*, 93 : 1201-1208.
- FRESCHET G., MASSE D., HIEN E., SALL S. N., CHOTTE J.-L., 2008 – Long-term evolution of organic matter from manuring practice in a tropical cultivated soil and its consequences on soil ecosystem services. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 123 : 175-184.
- GABA S., LESCOURRET F., BOUDSOCQ S., ENJALBERT J., HINSINGER P., JOURNET E. P., NAVAS M. L., WÉRY J., LOUARN G., MALÉZIEUX E., PELZER E., PRUDENT M., OZIER-LAFONTAINE H., 2015 – Multiple cropping systems as drivers for providing multiple ecosystem services: from concepts to design. *Agron. Sust. Dev.*, 35, 607-623.
- GAMUYAO R., CHIN J. H., PARIASCA-TANAKA J., PESARESI P., CATAUSAN S., DALID C., SLAMET-LOEDIN I., TECSON-MENDOZA E. M., WISSUWA M., HEUER S., 2012 – The protein kinase Pstoll from traditional rice confers tolerance of phosphorus deficiency. *Nature*, 488 : 535-539.
- GEORGE T. S., GREGORY P. J., WOOD M., READ D. J., BURESH R. J., 2002 – Phosphatase activity and organic acids in the rhizosphere of potential agroforestry species and maize. *Soil Biol. Biochem.*, 34 : 1487-1494.
- HARMSEN J., RULKENS W., EIJSACKERS H., 2005 – Bioavailability: concept for understanding or tool for predicting? *Land Contam. & Reclamation*, 13 : 161-171.
- HERRMANN L., LESUEUR D., 2013 – Challenges of formulation and quality of biofertilizers for successful inoculation. *Appl. Microbiol. Biotech.*, 97 : 8859-8873.
- HINSINGER P., 2001 – Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: a review. *Plant Soil*, 237, 173-195.
- HINSINGER P., BETENCOURT E., BERNARD L., BRAUMAN A., PLASSARD C., SHEN J., TANG X., ZHANG F., 2011 – P for two, sharing a scarce resource – Soil phosphorus acquisition in the rhizosphere of intercropped species. *Plant Physiol.*, 156 : 1078-1086.
- HINSINGER P., HERRMANN L., LESUEUR D., ROBIN A., TRAP J., WAITHAISONG K., PLASSARD C., 2015 – Impact of roots, microorganisms, and microfauna on the fate of soil phosphorus in the rhizosphere. *Ann. Plant Rev.*, 48 : 377-408.
- HORST W. J., KAMH M., JIBRIN J. M., CHUDE V. O., 2001 – Agronomic measures for increasing P availability to crops. *Plant Soil*, 237 : 211-223.
- ISAAC M. E., HINSINGER P., HARMAND J. M., 2012 – Nitrogen and phosphorus economy of a legume tree-cereal intercropping system under controlled conditions. *Sci. Tot. Environ.*, 434 : 71-78.
- KABORÉ W. T., HIEN E., ZOMBRE P., COULIBALY A., HOUOT S., MASSE D., 2011 – Valorisation de divers substrats organiques dans l’agriculture péri-urbaine de Ouagadougou (Burkina Faso) pour l’amendement et la fertilisation des sols : acteurs et pratiques. *Biotech. Agron. Soc. Environ.*, 15 : 271-286.
- KHASAWNEH F. E., DOLL E. C., 1978 – The use of phosphate rock for direct application to soils. *Adv. Agron.*, 30 : 159-206.
- LAMBERS H., BRUNDRETT M. C., RAVEN J. A., HOPPER S. D., 2010 – Plant mineral nutrition in

ancient landscapes: high plant species diversity on infertile soils is linked to functional diversity for nutritional strategies. *Plant Soil*, 334 : 11-31.

LI L., LI S. M., SUN J. H., ZHOU L. L., BAO X. G., ZHANG H. G., ZHANG F. S., 2007 – Diversity enhances agricultural productivity via rhizosphere phosphorus facilitation on phosphorus-deficient soils. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 104 : 11192-11196.

LINDSAY W. L., 1979 – *Chemical equilibria in soils*. JohnWiley & Sons, New York, USA.

LÓPEZ-HERNÁNDEZ D., BROSSARD M., FARDEAU J. C., LEPAGE M., 2006 – Effect of different termite feeding groups on P sorption and P availability in African and South American savannas. *Biol. Fertil. Soils*, 42 : 207-214.

LYNCH J. P., 2007 – Roots of the second green revolution. *Aust. J. Bot.*, 55 : 493-512.

MÄDER P., KAISER F., ADHOLEYA A., SINGH R., UPPAL H. S., SHARMA A. K., SRIVASTAVA R., SAHAI V., ARAGNO M., WIEMKEN A., JOHRI B. N., FRIED P. M., 2011 – Inoculation of root microorganisms for sustainable wheat-rice and wheat-black gram rotations in India. *Soil Biol. Biochem.*, 43 : 609-619.

MANLAY R. J., ICKOWICZ A., MASSE D., FLORET C., RICHARD D., FELLER C., 2004A – Carbon, nitrogen and phosphorus spatialized budget of a village territory of the West African savanna – I. Element pools and mixed-farming system structure. *Agric. Syst.*, 79 : 55-81.

MANLAY R. J., ICKOWICZ A., MASSE D., FLORET C., FELLER C., RICHARD D., 2004B – Carbon, nitrogen and phosphorus spatialized budget of a village territory of the West African savanna – II. Element flows and functioning of the mixed-farming system. *Agric. Syst.*, 79 : 83-107.

NDUNG’U-MAGIROI K. W., HERRMANN L., OKALEBO J. R., OTHIENO C. O., PYPERS P., LESUEUR D., 2012 – Occurrence and genetic diversity of phosphate-solubilizing bacteria in soils of differing chemical characteristics in Kenya. *Ann. Microbiol.*, 62 : 897-904.

NZIGUHEBA G., MERCKX R., PALM C. A., MUTUO P., 2002 – COMBINING *TITHONIA DIVERSIFOLIA* AND FERTILIZERS FOR MAIZE PRODUCTION IN A PHOSPHORUS DEFICIENT SOIL IN KENYA. *AGROFOR. SYST.*, 55 : 165-174.

PENUELAS J., POULTER B., SARDANS J., CIAIS P., VAN DER VELDE M., BOPP L., BOUCHER O., GODDERIS Y., HINSINGER P., LLUSIA J., NARDIN E., VICCA S., OBERSTEINER M., JANSSENS I. A., 2013 – Human-induced nitrogen-phosphorus imbalances alter natural and managed ecosystems across the globe. *Nature Comm.*, 4.

QUIQUAMPOIX H., MOUSAIN D., 2005 – « Enzymatic hydrolysis of organic phosphorus ». In Turner B. L., Frossard E., Baldwin D. S. (eds) : *Organic Phosphorus in the Environment*, Wallingford, Cabi Publishing : 89-112.

RISKIN S. H., PORDER S., SCHIPANSKI M. E., BENNETT E. M., NEILL C., 2013 – Regional Differences in Phosphorus Budgets in Intensive Soybean Agriculture. *BioScience*, 63 : 49-54.

SANDS D. C., MORRIS C. E., DRATZ E. A., PILGERAM A. L., 2009 – Elevating optimal human nutrition to a central goal of plant breeding and production of plant-based foods. *Plant Sci.*, 177 : 377-389.

THONAR C., SCHNEPF A., FROSSARD E., ROOSE T., JANSÁ J., 2011 – Traits related to differences in function among three arbuscular mycorrhizal fungi. *Plant Soil*, 339 : 231-245.

TURNER B. L., LAMBERS H., CONDRON L. M., CRAMER M. D., LEAKE J. R., RICHARDSON A. E., SMITH S. E., 2013 – Soil microbial biomass and the fate of phosphorus during long-term ecosystem development. *Plant Soil*, 367 : 225-234.

VAN DER VELDE M., SEE L., YOU L., BALKOVIC J., FRITZ S., KHABAROV N., OBERSTEINER M., WOOD S., 2013 – Affordable Nutrient Solutions for Improved Food Security as Evidenced by Crop Trials. *PLOS One* 8, e60075.

VITOUSEK P. M., FARRINGTON H., 1997 – Nutrient limitation and soil development: experimental test of a biogeochemical theory. *Biogeochem.*, 37 : 63-75.

WISSUWA M., MAZZOLA M., PICARD C., 2009 – Novel approaches in plant breeding for rhizosphere-related traits. *Plant Soil*, 321 : 409-430.

WRAGE N., CHAPUIS-LARDY L., ISSELSTEIN J., 2010 – Phosphorus, plant biodiversity and climate change. *Sociology, Organic Farming, Climate Change and Soil Science*, Sustainable Agriculture Reviews 3, Lichtfouse E. (Series Ed.), Springer, Dordecht : 147-169.

Restauration de la productivité des sols tropicaux et méditerranéens

Contribution à l'agroécologie

Éditeur scientifique
Éric ROOSE

*Cet ouvrage a bénéficié du soutien
de l'Agence universitaire de la francophonie*

IRD Éditions
INSTITUT DE RECHERCHE POUR LE DÉVELOPPEMENT
Collection Synthèses

Marseille, 2017

Préparation éditoriale

Yolande Cavallazzi

Sylvie Hart

Mise en page

Desk (53)

Réfection des illustrations

Michelle Saint-Léger

Coordination, fabrication

Catherine Plasse

Sylvie Hart

Maquette de couverture

Michelle Saint-Léger

Maquette intérieure

Pierre Lopez

Photo de couverture

© IRD/É. Roose – Collines cultivées autour du lac Kivu (Rwanda).

La loi du 1^{er} juillet 1992 (code de la propriété intellectuelle, première partie) n'autorisant, aux termes des alinéas 2 et 3 de l'article L. 122-5, d'une part, que les « copies ou reproductions strictement réservées à l'usage du copiste et non destinées à une utilisation collective » et, d'autre part, que les analyses et les courtes citations dans le but d'exemple ou d'illustration, « toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause, est illicite » (alinéa 1^{er} de l'article L. 122-4).

Cette représentation ou reproduction, par quelque procédé que ce soit, constituerait donc une contrefaçon passible des peines prévues au titre III de la loi précitée.

© **IRD, 2017**

ISBN : 978-2-7099-2277-7