



Comment raisonner la biodisponibilité du phosphore dans les effluents d'élevage ?

Jean-Claude Fardeau, Philippe Rabiller, Claire Jouany, Monique Lineres,
Christian Morel, Tatiana Molé, Astrid Oberson

► To cite this version:

Jean-Claude Fardeau, Philippe Rabiller, Claire Jouany, Monique Lineres, Christian Morel, et al.. Comment raisonner la biodisponibilité du phosphore dans les effluents d'élevage ?. 10. Rencontres de la Fertilisation Raisonnée et de l'Analyse. (Gemmas Comifer), Comité Français d'Etude et de Développement de la Fertilisation Raisonnée (COMIFER). Paris, FRA., Nov 2011, Reims, France. 20 p. hal-02811326

HAL Id: hal-02811326

<https://hal.inrae.fr/hal-02811326>

Submitted on 6 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.

Comment raisonner la biodisponibilité du phosphore dans les effluents d'élevages ?

Jean-Claude Fardeau, Philippe Rabiller (CA 72), Claire Jouany (INRA, 31), Monique Linères (INRA, 33), Christian Morel (INRA, 33), Tatiana Molé (Réseau Cohérence 22), Astrid Oberson (Ecole Polytechnique Fédérale de Zurich), etc....

Contexte

Les humains ont commencé à se fixer à la terre il y a quelques 12 000 ans ; c'était dans les plaines alluviales du Tigre et de l'Euphrate, la Mésopotamie, zone de l'Irak actuel. Ils ont alors, pour partie, abandonné la cueillette pour pratiquer de l'agriculture sédentaire, du type polyculture élevage. Et les déjections animales ont été les premières matières fertilisantes raisonnées. Gérées directement par chaque agriculteur producteur, et à son bénéfice direct, les déjections animales sont restées les seules matières fertilisantes pendant environ 11 850 ans. Puis les matières fertilisantes minérales, dont l'utilisation a été justifiée et validée en raison des connaissances développées par Liebig, sont apparues. L'industrie chimique lourde les a produites et par voie de conséquence les prises en main. Les pratiques de fertilisation des cultures en ont été modifiées, l'agriculteur devant alors apprendre à gérer ce que l'industrie chimique, c'est-à-dire un producteur vraiment très différent de lui-même, lui proposait. Dans les états de l'Ouest européen, l'utilisation des matières fertilisantes minérales a, pour un temps, supplanté, dans la pratique et par voie de conséquence, les raisonnements, l'utilisation des matières fertilisantes organiques issues des élevages devenues trop souvent des déchets à éliminer au moindre coût. Cette évolution des pratiques est restée très aisée tant que les systèmes polyculture élevage ont été dominant dans les campagnes, les déjections animales devenant des suppléments d'azote que l'on apportait aux cultures « riches ». A ce titre il est certainement significatif de constater que : (i) le livre « phosphore et potassium dans les relations sol-plantes » publié par l'INRA en 1988 et qui synthétisait les observations des chercheurs pendant les 25 précédentes années ne comporte aucun article traitant de la gestion phosphatée au moyen de déjections animales, alors que dans un livre publié 22 ans plus tôt sur l'intérêt des essais de longue durée on trouvait quelques 10 essais européens comportant des apports de fumier ; (ii) le titre proposé par les organisateurs ne renvoie pas directement à « matières fertilisantes ». Il est tout aussi instructif de visiter des sites web de chambres d'agriculture, celui de la CA du Gers, par exemple. On peut y lire que les apports d'éléments nutritifs par les effluents d'élevages sont loin d'être négligeables. Admirable tournure de phrase qui en dit long sur le sentiment des humains par rapport aux effluents d'élevage ! Elle rejoint d'ailleurs, en ce sens, le symbole bien connu de **PMPOA**, le **Plan de Prévention des Pollutions d'Origine Agricole**, qui instille dans l'inconscient de la majorité des citoyens et des ronds de cuir de différents ministères, que les élevages sont d'abord des sources de pollution avant d'être : (i) les fournisseurs ancestraux de protéines absolument indispensables aux humains ; (ii) les producteurs de matières fertilisantes qui contiennent beaucoup d'éléments nutritifs, dont les majeurs.

L'évolution des conditions d'élevage et de nutrition de certains animaux, conséquence : (i) d'une part de l'appât du gain recherché par certains intermédiaires ; (ii) d'autre part d'acquis cognitifs sur la nutrition animale, essentiellement pour les bovins, les porcins et les volailles, a favorisé la création de régions dédiées aux productions animales. Les éleveurs de ces régions ont alors dû se procurer des aliments du bétail en dehors des zones de ces productions animales. Restait à résoudre le problème des déjections animales issues de ces zones de productions animales utilisant des aliments originaires de zones distinctes et le plus souvent très éloignées de celles des élevages. Et comme Antoni (2009) le remarque avec beaucoup de délicatesse, et d'à propos, « si le phosphore doit bien être considéré comme une nécessité agronomique, il est devenu petit à petit une préoccupation environnementale » Mais chacun d'entre nous devrait se souvenir : (i) qu'il y a 60 ans, le phosphore était aussi une préoccupation environnementale majeure (Fardeau *et al.*, 1993 ; Tunney *et al.*, 1997), mais à l'opposé de ce qu'il est maintenant, car nombre de cultures ne pouvaient atteindre leurs rendements potentiels par manque de phosphore biodisponible dans les terres ; (ii) et qu'il reste sur notre planète de très nombreux et très vastes territoires dans lesquels le phosphore reste un facteur limitant de la production végétale (MacDonald *et al.*, 2011) qui ne permet pas de nourrir correctement les populations et surtout les agriculteurs (Brunel, 2009).

A l'échelle planétaire le P apporté aux cultures, et *in fine* aux terres est à 50 % ou plus originaire des déjections animales (MacDonald *et al.*, 2011). Ce fait a pour origine deux situations très contrastées. Dans un cas, les disponibilités monétaires des agriculteurs sont trop limitées pour avoir accès aux engrais minéraux et le P des déjections animales y est recyclé sur place. Dans le second

cas, le phosphore présent dans les déjections animales a pour origine l'alimentation du bétail qui provient pour l'essentiel d'origines étrangères à celle des productions animales et le phosphore qu'elles contiennent ne peut pas être renvoyé à son expéditeur. La France, et bien d'autres pays de l'Ouest Européen, sont typiquement dans ce cas, creusant, par là même et par soil mining, le déficit de P des terres dans les zones de production des aliments du bétail.

Alors que ces effluents d'élevage sont porteurs d'environ 50 % du P épandu sur les sols de l'Hexagone, la caractérisation et les conditions d'utilisation du P de ces effluents ne font pas l'objet de textes réglementaires aussi tatillons que les textes réglementaires concernant les formes minérales et organo-minérales de P. En effet, tant au plan national qu'europpéen, voire mondial, les textes relatifs aux formes minérales de P autorisées à être mises sur les marchés imposent des solubilités du P dans des solutions d'extraction sans grand rapport avec : (i) le devenir des différentes formes de P au contact des différents constituants des terres ; (ii) l'intérêt agronomique des différentes formes. Ces solutions d'extraction conventionnelles sont essentiellement utilisées non pour préciser les conditions d'utilisation des produits mais pour limiter les fraudes sur la nature des produits, fraudes qui seraient dues à des mélanges peu recommandés ! Aucun des textes réglementaires concernant les matières fertilisantes minérales contenant du P n'a fait, et ne fait encore, référence à la **biodisponibilité du phosphore** contenu dans les produits mis sur le marché. Dans le cas des produits mis sur le marché via la pratique de l'homologation, tout au plus rencontre-t-on dans les textes réglementaires un rappel à l'efficacité, sans que les méthodes de sa détermination ne soient précisées ! Ce fût et c'est encore aux agronomes, et non au législateur, de tenter : (i) de relier la nature chimique du produit à la possibilité, pour le phosphore qu'il contient, de passer dans les récoltes pour y être métabolisé ; (ii) et de démontrer ainsi une certaine efficacité, voire une efficacité certaine, des produits !

Les organisateurs de ce colloque AFES-COMIFER-GEMAS ont proposé d'explorer, entre autres thèmes, ceux portant sur la gestion des cycles nutritifs des éléments, la fertilité des sols et l'activité biologique des terres en relation avec la nutrition des végétaux. **L'objectif de ce document, tout en faisant du verbe « raisonner » le fil rouge de ce texte, est d'analyser, en se référant aux thèmes du colloque, dans quelles conditions il serait possible de faire des progrès en matière de gestion du P contenu dans les effluents d'élevage en faisant explicitement référence à la biodisponibilité du P qu'ils contiennent.** Il y aura, peut-être, matière à glaner quelques idées tant pour le COMIFER ou pour le GEMAS que pour l'AFES.

Définition de chacun des termes du titre du document

Pour éviter toute polysémie, et évacuer toute ambiguïté sémantique, il a semblé souhaitable de préciser le sens qu'il est possible, voire souhaitable, de donner aux termes choisis dans ce titre proposé par le collège des organisateurs du colloque COMIFER-GEMAS-AFES. C'est pourquoi nous rappellerons différentes significations données à chacun des termes, et celle retenue ici, pour : raisonner, phosphore, effluents d'élevage, biodisponibilité, pour tenter d'aboutir à raisonner ce que pourrait être la biodisponibilité du P dans les effluents d'élevage.

Raisonner

Le raisonnement est, à la lecture d'une phrase glanée dans Wikipédia, un « processus cognitif » qui permet d'obtenir de nouveaux résultats ou bien de vérifier la réalité d'un fait en faisant appel soit à différentes lois, soit à des expériences, quel que soit leur domaine d'application. C'est ainsi que l'on raisonne pour :

- prendre une décision,
- tester une argumentation,
- confirmer une hypothèse.

A titre d'exemple chacun peut constater que le raisonnement COMIFER de la fertilisation PK est un outil destiné à prendre des décisions opérationnelles en matière d'apport de phosphore aux cultures en associant et hiérarchisant plusieurs critères non contradictoires. Dans le cas qui nous concerne, il importera, avant toute action, d'argumenter afin d'être en mesure de prendre quelques décisions opérationnelles avec les effluents d'élevage qui ne contiennent pas que du P.

Phosphore.

L'élément phosphore, considéré par certains comme profondément diabolique et à fuir comme le diable (Emsley, 2000), est strictement indispensable pour tout organisme vivant (Antoni, 2009). Il est indispensable, et surtout irremplaçable pour tout être vivant, puisqu'il assure les fonctions vitales de respiration, de mouvement et de reproduction via les ADN et ARN. Aucun autre élément, parmi les 116 qui existent dans notre univers, ne peut le remplacer pour ces trois fonctions. Dans la totalité des

processus vitaux majeurs le phosphore n'est ni P, ni P_2O_5 toujours signifié réglementairement en Europe sur les sacs d'engrais, une situation qui illustre combien les lois et règlements peuvent s'asseoir sur les faits scientifiques avérés, le phosphore correspond aux ions PO_4^{3-} ou PO_4H^{2-} ou $PO_4H_2^-$. Tous ces ions sont équivalents au regard des processus biologiques dans la mesure où ces ions passent instantanément d'une forme à l'autre soit du fait du prélèvement sélectif d'une des formes soit en fonction du pH du milieu. Les ions phosphate sont la seule forme chimique de P que les plantes sont capables de prélever puis de métaboliser. Sous la forme impliquée dans les fonctions biologiques fondamentales, tout en restant toujours, à l'état naturel, au degré d'oxydation +5, P n'est jamais toxique. Mais lorsque nos alchimistes l'obligent à prendre le degré d'oxydation +3 pour devenir un phosphite, dérivé de l'acide PO_3H_3 , il devient toxique. C'est un élément qui peut presque être considéré comme un élément trace, sa teneur moyenne dans les terres se situant aux alentours de 0.1%. Il devient rapidement facteur limitant de la production végétale ; et par voie de conséquence du développement animal, dès que la pratique agricole devient « minière », c'est-à-dire est pratiquée sans restitution de cet élément. Il importe donc d'en restituer aux terres une quantité voisine de celle exportée par les récoltes. Dans l'ouest européen, durant les 12 derniers lustres, les restitutions ont été effectuées majoritairement sous forme d'engrais phosphatés minéraux, les déjections animales ayant, trop souvent, été considérées comme des déchets à faire disparaître.

Les réserves planétaires de P exploitables pour produire des engrais minéraux P à un coût compatible avec les prix agricoles actuels, et prévisibles, sont limitées. Elles doivent permettre une consommation légèrement croissante pendant quelques 350 années Il arrivera au P ce qui arrive au pétrole, les gîtes de ces deux matières premières ayant d'ailleurs une origine commune : la vie dans des milieux humides assez chauds ! Les gîtes connus se tariront. Il importe donc de **recycler au maximum, et au mieux, l'élément phosphore** qui n'est pas, à la différence du pétrole, détruit par son utilisation. Il est seulement quelque peu dilué dans les terres réceptrices.

Rappelons ici que tous les processus vitaux constructifs ont pour conséquence un accroissement de la teneur du P par rapport au milieu dont le P est issu. Ainsi la teneur du P dans les plantes est en moyenne plus élevée que la teneur du P dans les terres ayant porté les plantes. La vie accumule le P et les exemples en sont multiples (turricules de vers de terre, termitières, squelettes,).

Les moyens analytiques disponibles en analyse routine pour caractériser les formes chimiques de P, qu'elles soient minérales ou organiques, tant dans les effluents d'élevage de toute nature que dans les terres ayant reçu ou non des effluents d'élevage sont rares. De plus tous les moyens analytiques utilisables, même en recherche, telle la RMN (Bunemann *et al*, 2011), nécessitent, préalablement à la détermination des composés phosphatés, leur extraction du milieu dans lequel ils sont en mélange. Les extractions modifient parfois les composés recherchés.

Lorsque, dans les milieux naturels, on cherche à expliciter les différents composés phosphatés, il est classique de distinguer deux grands groupes de formes physiques et physico-chimiques : les formes minérales et les formes organiques.

a) Les phosphates minéraux contiennent le P sous forme d'ions phosphate libres ou associés à des cations tels Ca, Fe et Al, voire plus rarement Mn ou Zn, voire plus exceptionnellement à Cd et U. En fait les ions phosphate PO_4^{3-} ou PO_4H^{2-} ou $PO_4H_2^-$ réagissent avec tous les cations de la planète, de lune ou de Mars ! C'est pourquoi, même lorsque que des phosphates sont appliqués en solution, ou sous une forme soluble-eau, à une terre, la fraction de l'apport qui reste en solution est ridiculement petite par rapport à l'apport, souvent moins de 1 % de l'apport ! C'est dire que l'histoire des phosphates sur notre planète est d'abord l'histoire de leurs relations intimes avec des cations portés par des constituants des terres. Ce comportement universel a des conséquences majeures sur ce que l'on cherche à raisonner, voire à quantifier, à savoir la biodisponibilité du phosphore. On en veut pour preuve opérationnelle la diminution, au cours du temps écoulé entre l'apport et le prélèvement, du coefficient réel d'utilisation du phosphore d'un apport (Figure 1)

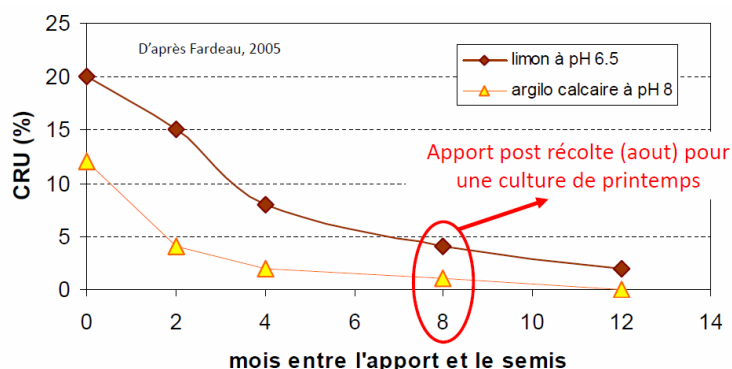


Figure 1. Diminution du coefficient réel d'utilisation du P d'un engrais phosphaté soluble eau ou citrate d'ammonium neutre par une culture en fonction du temps de contact entre l'apport et le prélèvement.

b) Les formes organiques du phosphore, *sensu stricto*, sont infiniment plus complexes que les formes minérales (Turner *et al.*, 2003 ; Bunemann *et al.*, 2011). Elles sont issues des processus vitaux et, par définition, ce sont des molécules carbonées. Les plus célèbres, et les plus fréquentes, sont, entre autres molécules, les phytates, l'ADN, l'ARN, l'ATP, l'ADP, des phosphonates néoformés par voie microbienne dans les stockages d'effluents d'élevage. Dans ces molécules les phosphates sont liés aux structures carbonées et ne peuvent être libérés en solution que : (i) par des actions microbiennes sur lesquelles l'homme n'a aucune maîtrise dans les sols, (ii) ou par combustion, l'un et l'autre de ces mécanismes, pour être fonctionnels, se « gavant » de substances carbonées.

Effluents d'élevages.

La lecture du « Nouveau Petit Robert » nous révèle : (i) que ce mot vient du latin *effluere*, c'est à dire s'écouler ; (ii) qu'il s'agit de tout ce qui s'écoule d'une source. Ce n'est que dans un second alinéa que le mot effluent renvoie à déchet. Dans l'inconscient général, le terme effluent d'élevage renvoie à l'idée de vague pollution que renforce le sigle PMPOA. Ainsi dans les documents réglementaires les effluents d'élevages sont, *a minima*, l'ensemble des déjections animales, à savoir :

- * pour les bovins : des fumiers, des lisiers, des composts de lisiers et des purins ;
- * pour les ovins et les caprins : des fumiers ;
- * pour les porcins des fumiers sur différents types de litière et des lisiers ;
- * pour les volailles (Molé, 2009) : des fumiers, des fientes plus ou moins sèches et des lisiers issus des palmipèdes en gavage et des poules pondeuses, et tous les volatiles ayant donné, par le passé, naissance aux guanos ;
- * pour les équidés, essentiellement des crottins sur litières ;
- * pour la cuniculiculture, essentiellement des fumiers très secs,

tous produits dont les teneurs totales des éléments nutritifs majeurs (N, P, K, voir Ca et Mg pour certains), et des matières organiques ont été signifiées de longue date par Garola (1921) qui notait déjà leurs très grandes variations.

* Dans des déclinaisons locales récentes, telle celle de la Chambre d'Agriculture de la Haute Marne, il apparaît que, dans le cadre de la « mise aux normes » des installations d'élevage, les éleveurs sont en devoir de comptabiliser, dans les effluents liquides d'élevage, l'ensemble des effluents directement ou indirectement issus des productions animales. Ainsi, à côté des purins et lisiers déjà cités, on trouve les jus d'ensilage, les eaux brunes qui sont des eaux pluviales souillées par des déjections animales, des eaux vertes qui proviennent des zones d'attente de traite des vaches laitières, des eaux blanches conséquences du nettoyage des canalisations des salles de traite et du tank de stockage des laits ainsi que des lavages des fromages.

Pour compléter cette liste déjà longue, et en tant que rappel historique des différences d'approche de l'agronomie selon les pays, il a semblé intéressant de ne pas oublier les humains, même si le terme d'élevage paraîtra discutable à certains pinailleurs. Garola (1921) écrit que « Dans tous les pays où l'agriculture est avancée, on considère les excréments humains, à juste raison, comme un puissant engrais, et l'on prend soin de les recueillir complètement. Rendre au sol ces excréments, c'est lui restituer une grande partie des matières que les récoltes antérieures ont enlevées. Cependant, presque partout, dans notre beau pays de France, on laisse perdre, dans les villes et dans les campagnes, ces matières fécales dont la restitution au sol doit être considérée comme un impérieux devoir ! ». Puis il rapporte les écrits de Liebig qui avait beaucoup voyagé en Extrême Orient, et qui, comme tout chinois **ayant parfaitement réussi à pied par la Chine**, conta dans **sa treizième lettre sur l'agriculture moderne** « qu'il est impossible de se faire une idée chez nous du soin que les Chinois mettent à tirer partie des matières fécales de l'homme ; pour eux, elles sont le suc nourricier du sol ; celui-ci ne doit sa fertilité qu'à cet agent énergétique. Et tout chinois considère comme une grave impolitesse de la part de son hôte que celui-ci quitte la maison sans lui laisser au moins un bénéfice auquel il a droit en retour de son hospitalité ! ». A l'évidence, les stations de traitements des eaux « usées » qui sont devenues les collecteurs de nos déchets n'ont pas le même charme suranné que ces toilettes rencontrées dans les hutongs en voie de disparition rapide.

Notons que la pisciculture est absente de cette liste alors qu'il s'agit pourtant d'une activité professionnelle qui modifie significativement les propriétés des eaux qui la portent !

Ainsi réglementairement les effluents d'élevage sont donc non seulement les déjections animales mais aussi tout ce qui est une conséquence directe des pratiques d'élevage. On est donc en présence, et aux prises, avec des effluents d'élevage solides, semi-solides ou franchement liquides dont les compositions sont très diverses en raison : (i) de leurs origines, (ii) de l'alimentation très

variée du bétail (Toor *et al*, 2005), (iii) des traitements subis avant leurs épandages au sol. En effet avant d'être appliqués comme matières fertilisantes sur les terres et aux cultures (puisque selon les canons du COMIFER toute fertilisation a pour objet de satisfaire les besoins des cultures), les effluents d'élevage sont, dans leur très grande majorité, traités soit par des méthodes biologiques naturelles du type stockage et/ou compostage soit par des additifs chimiques (du type CaO ou Ca(OH)₂ soit par des méthodes physiques comme la centrifugation ou l'incinération (Figure 2).

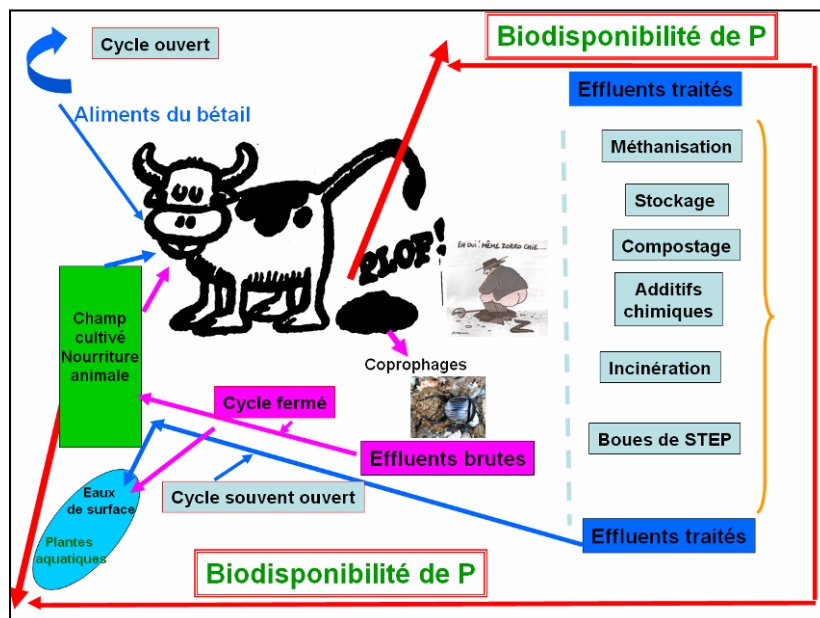


Figure 2. Variété des traitements des effluents d'élevage avant apport aux terres.

Dans le cadre de l'utilisation des effluents d'élevage comme matières fertilisantes, le traitement ultime **et inévitable**, le plus « traumatisant », le plus perturbateur, pour la nature chimique des composés phosphatés est à coup sûr celui de leurs rencontres avec les constituants minéraux, organiques ou microbiens des terres, toujours très gloutons de phosphore ! L'agriculteur est alors confronté à une triple complexité : (i) celle de l'origine du P des effluents, (ii) celle de leurs traitements, (iii) et celle des réactions avec les constituants des terres. Cette triple complexité laisse à imaginer qu'il ne sera pas possible de proposer une réponse unique à la question posée concernant le raisonnement de la biodisponibilité du P des effluents. **Les réponses proposées concernant la biodisponibilité de P dans les effluents d'élevage devront donc prendre en compte les propriétés physico-biochimiques des terres réceptrices des effluents.** Tout un programme !

Biodisponibilité d'un élément nutritif ou potentiellement toxique

Ce terme est devenu un des mots, parce qu'il fait savant (savant de Marseille !! évidemment), que tout orateur, dès qu'il parle technique ou politique environnementale, se doit de prononcer chaque fois qu'il est question de biologie agricole et végétale, voire de pollution. Mot magique, comme le mot durable, ce terme est même souvent galvaudé et utilisé à tort et à travers. Il importait donc d'en préciser la signification dans un contexte quelque peu raisonné.

Quelques fondamentaux associés au concept de biodisponibilité. La présence du suffixe « ité » pour un vocable, ou « able » dans le cas d'un adjectif, indique que le terme porteur de ces suffixes doit traduire une potentialité et non la réalisation de la potentialité. En adoptant les propositions conceptuelles de Barber (1995), pape en matière de biodisponibilité des éléments, le terme **biodisponibilité** limite le terme **disponibilité** d'un élément biodisponible, assimilable ou bioassimilable, phytoassimilable, tous termes synonymes, à l'état physico-chimique que doit posséder un élément **nutritif ou potentiellement toxique** pour pouvoir pénétrer et être métabolisé dans des organismes vivants (Barber, 1995). Dans un contexte d'agriculture, les organismes vivants à considérer sont, évidemment et en priorité, les végétaux cultivés ou naturels, que ceux-ci soient terrestres ou aquatiques. Parce que les plantes ne consomment les éléments que sous une forme ionique, une situation qui impose la présence d'eau, seul constituant chimique universellement distribué capable de ioniser des molécules, la définition proposée limite la biodisponibilité aux formes minérales des éléments présentes dans la terre, ou dans l'eau, **durant la période de végétation**, incluant du coup les ions libérés, durant cette période, par dégradation microbienne de combinaisons organiques (Barber, 1995). Ainsi, parce que la majorité des végétaux prélèvent les éléments dont ils

ont besoin dans les constituants des terres, l'élément biodisponible sera un élément présent dans un **pool d'ions qui, associés aux constituants des terres (Barber, 1995) et/ou présents dans l'eau avec ses sédiments** (Tunney *et al.*, 1997), peuvent se déplacer jusqu'aux capteurs, le plus souvent une racine, durant la croissance de la plante (si une racine est assez proche), pour y être prélevés. Ce sont donc, dans le langage des physiciens, des **ions diffusibles (Morel *et al.*, 2011)**, mobiles dans le langage ordinaire, qui vont se mouvoir dans le milieu sol du fait des mécanismes de diffusion dans les systèmes [terre - solution de terre]. Dans un contexte de durabilité générale globale ce concept doit raisonnablement être élargi aux transferts dans les humains (Denys, 2011) qui sont les « cibles » ultimes de la production agricole.

Conséquences opérationnelles du concept retenu pour expliciter la biodisponibilité d'un élément pour le monde végétal. La quantification de la biodisponibilité d'un élément doit donc tenir compte : (i) du végétal considéré ; (ii) des constituants des terres et des matières fertilisantes qui jouent le rôle de réservoir pour les ions diffusibles ; (iii) et du temps qui s'écoule durant la végétation puisque, comme le signale Barber (1995) nous devons être en mesure de quantifier les ions qui, au cours de la végétation et dans un système [particules de terre – solution], sont susceptibles de rejoindre les racines pour y être prélevés.

Il ne peut donc y avoir de caractérisation raisonnée de la biodisponibilité d'un élément nutritif, ou potentiellement toxique, sans confronter intimement les propriétés des plantes, voire des microorganismes telluriques, à celles des terres et à celles des matières fertilisantes que l'on envisage de leur faire consommer afin de satisfaire leurs besoins au cours du temps.

Application du concept de biodisponibilité à la quantification de la biodisponibilité des phosphates des terres et de matières fertilisantes.

Parce que les ions phosphates réagissent avec les constituants des terres, les apports ne conservent pas leur individualité. C'est pourquoi la caractérisation de la biodisponibilité du P dans une matière fertilisante donnée ne présente pas vraiment d'intérêt, à l'exception de cas spécifiques comme ceux de terreaux qui servent directement de support à des cultures (Traoré *et al.*, 1999).

** Les propriétés des plantes au regard des prélèvements de P : le rôle majeur de la concentration des ions phosphates dans la solution des terres.*

Comme l'ont montré Memon et Fox (figures 3 et 4) le premier facteur de contrôle du prélèvement de P par les plantes est la concentration des ions phosphates dans la solution des terres (Barber, 1995), un fait, parmi d'autres, utilisé par notre collègue Sylvain Pellerin dans ses modélisations.

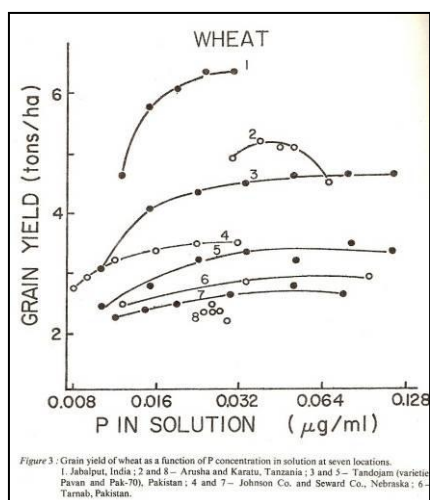


Figure 3 Influence de la concentration du P du P dans la solution du sol sur les rendements absolus.

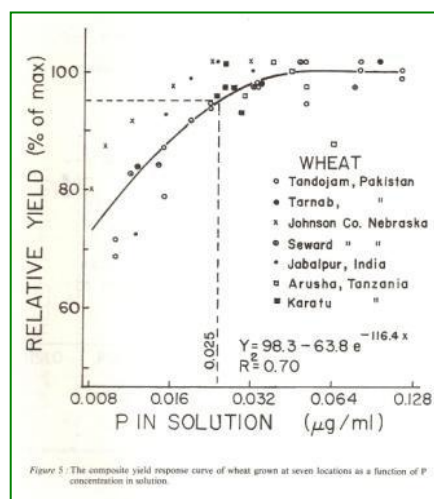


Figure 4. Influence de la concentration du P dans la solution du sol sur les rendements relatifs

Ainsi, dans un contexte agropédoclimatique donné, et si les racines se souffrent pas de contraintes hydriques ou mécaniques, une plante donnée ne sera en mesure d'exprimer son rendement potentiel que si la concentration des ions phosphate dans la solution du sol atteint, voire dépasse un peu car les prélèvements peuvent la faire légèrement diminuer, une valeur spécifique à chaque plante, voire à chaque variété. C'est cette idée que les agronomes planétaires, et ceux du

COMIFER, ont signifié dans leurs recommandations, en parlant de plantes exigeantes et de plantes peu exigeantes, sans faire d'hypothèse sur le mécanisme en cause pour rendre compte de l'exigence, faute d'avoir aisément accès à la valeur de cette concentration tant elle est peu élevée et délicate à mesurer !

** Quantification des propriétés cinétiques des ions phosphates diffusibles d'une terre susceptibles de contribuer à la satisfaction des besoins des cultures tel que le recommande le COMIFER (et surtout ses membres actifs)*

Tout ion phosphate qui a été prélevé par un organisme, organisme qui représente la fonction bio du système si souvent mise en avant, était un ion phosphate diffusible avant son prélèvement, sans quoi il n'aurait pas pu être prélevé. C'est la raison pour laquelle la détermination des ions diffusibles dans les systèmes portant les végétaux, est de la plus grande importance pour être en mesure d'apprécier les propriétés, dont les quantités, d'ions phosphate d'une terre qui, en étant prélevés, sont susceptibles de contribuer à la satisfaction des besoins des cultures. Ainsi tout ion diffusible est susceptible d'être prélevé, mais indépendamment de tout problème de cinétique de libération depuis la phase solide jusqu'à la racine, tout ion diffusible susceptible d'être prélevé ne permet pas obligatoirement de satisfaire la totalité des besoins des cultures qui permettrait d'atteindre le rendement maximum dans les conditions agropédoclimatiques (figure 3 et 4) où il se trouve. Cela dépend évidemment de la plante (figure 3 et 4) et, pour une plante donnée, de la valeur de la concentration du P de la solution par rapport à la valeur optimale.

Les mécanismes de diffusion sont la conséquence de l'existence de gradients de concentration entre deux points d'un système. Ces gradients de concentration résultent soit d'un apport de matières fertilisantes phosphatées soit de prélèvements par les racines. Barber (1995) considère que, compte tenu du fait que le volume des racines au sein d'une terre est voisine de 2 %, le coefficient de diffusion effectif, D_e , dans la terre en place doit être supérieur à $10^{-12} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$. Mais c'est là une notion bien abstraite pour le commun des mortels, mais pas pour Morel !, et bien délicate à déterminer simplement expérimentalement. C'est la raison pour laquelle ce type de mesure n'est jamais la base de la détermination des ions phosphate diffusibles. Deux autres approches sont disponibles pour approcher la quantification des ions phosphates diffusibles d'une terre.

1) L'approche historique et toujours pratiquée. Daubeny, vers 1850, considère qu'il existe, dans les terres, du phosphore dormant et le phosphore actif, ce dernier étant la source nutritive pour la culture de l'année qui serait renouvelé, pour partie, durant l'intersaison, par le phosphore dormant. Cette vision raisonnée sur la base des connaissances des années 1850 a donné naissance, planétairement, à toutes les méthodes d'extraction du phosphore « assimilable », les solutions d'extraction ayant au départ un rapport avec les excréments racinaires. Ces méthodes n'ont qu'un rapport lointain avec des mesures de diffusibilité des ions phosphate dans les milieux sols et ne constituent pas non plus des mesures directes de la concentration des ions phosphates dans la solution des sols. Ces méthodes continuent néanmoins d'être utilisées partout comme méthode d'estimation, via la quantité extraite dans des conditions très standard, de l'aptitude du phosphore d'une terre à assurer tout ou partie de la nutrition des phosphatées des cultures. Mais elles ne renseignent en rien non plus sur la cinétique potentielle de libération des ions depuis la phase solide des constituants des terres jusqu'à la solution.

2) La chasse aux ions diffusibles présents dans des systèmes [sol - solution de sol] pour rapprocher théorie et réalité. Basée sur l'emploi des isotopes ^{32}P ou ^{33}P , cette chasse est réalisée en utilisant une méthode des cinétiques d'échanges isotopiques des ions phosphates entre terre et solution de terre. Cette méthode permet d'illustrer et de quantifier la réalité des processus d'autodiffusion dans les systèmes [terre - solution de terre]. Elle consiste à injecter dans des systèmes [terre - solution de terre] une quantité $R_{(0)}$ de radioactivité sous forme d'ions phosphate marqués et de mesurer au cours du temps, t , la quantité de radioactivité, $R_{(t)}$, restant dans la solution de terre. Nous avons démontré, en effectuant des expériences d'une durée de 10 minutes pour Fardeau (1993), de 40 minutes pour Morel et al. (2011), que la cinétique descriptive des échanges des ions autodiffusibles du système [terre - solution de terre] était correctement représentée, quelle que soit la terre et pour des temps compris entre 1 minute et l'infini

$$\frac{R_{(t)}}{R_{(0)}} = \frac{R_{(1)}}{R_{(0)}} \left\{ t + \left(\frac{R_{(1)}}{R_{(0)}} \right)^{1/n} \right\}^{-n} + \frac{R_{(\infty)}}{R_{(0)}} \quad (\text{Equation 1})$$

n étant un paramètre expérimental calculé. **Et on n'est jamais jamais trop fort pour ce calcul !**

Cette équation autorise le calcul de la quantité d'ions phosphate autodiffusibles, $E(t)$ (E pour échangeables), c'est-à-dire mobiles, en un temps déterminé, t, temps qui peut être compris entre 1 minute à plusieurs années, voire l'infini. Le calcul est réalisé au moyen de l'équation 2 :

$$E(t) = [R(0)/R(t)] Q_1 \quad (\text{Equation 2})$$

Q_1 étant la quantité d'ions phosphate en solution pour le système [terre – solution de terre] analysé.

Ainsi la quantification des propriétés cinétiques du P effectivement diffusible d'un système [terre – solution de terre] passe la détermination des paramètres : (i) Q_1 représentatif de la concentration des ions phosphate dans la solution du sol, indicateur clé des potentialités des phosphates pour être absorbé par les cultures ; (ii) $R(1)/R(0)$ représentatif du pouvoir fixateur de la terre pour les ions phosphates identifié par certains au facteur capacité ; (iii) et n qui permet de prendre en compte, dans la caractérisation de la mobilité, le facteur temps, t.

Ce type de résultat autorise aussi le calcul des quantités de P mobiles en des durées ayant des rapports avec le fonctionnement racinaire de tout végétal. Ce qui permet de proposer une **représentation** (figure 4) des ions phosphates mobiles des terres (Fardeau, 1993).

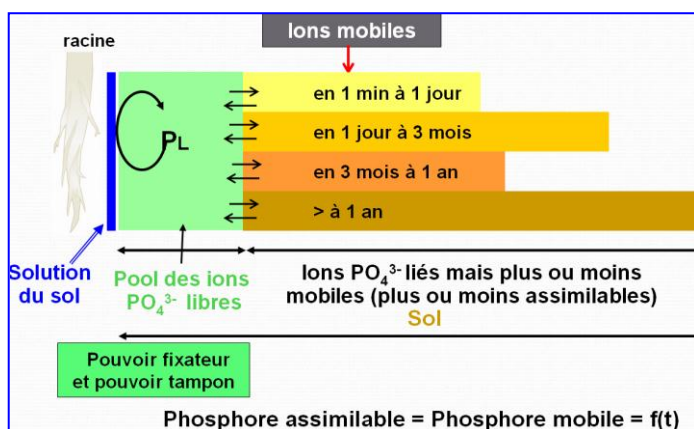


Figure 4. Représentation schématique des ions phosphate mobiles dans un système [sol - solution de sol] donné.

Mais cette représentation n'illustre que l'état du P diffusible d'une terre dans un état donné. Christian Morel est allé plus loin dans la quantification du phosphore disponible d'une terre. Il a démontré que, dans une terre donnée, les ions phosphate diffusibles sont correctement décrits par une équation unique permettant d'intégrer les variations de concentrations des phosphates dans la solution de sol, variations résultant des apports ou des exportations par les cultures. Ainsi un jeu de données expérimentales, obtenues en utilisant différents niveaux d'apports, permet de paramétrer la fonction mathématique suivante, appelée fonction cinétique de Freundlich, qui quantifie la dynamique de la quantité brute d'ions phosphates diffusibles, Pr_P (mg P.kg sol^{-1}), en fonction de la concentration des ions phosphates dissous en solution, C_p (mg P L^{-1}), et du temps, t (min) :

$$Pr_P = v \cdot C_p^w \cdot t^p \quad (\text{équation 3}).$$

Les paramètres v, w et p de cette équation sont obtenus par ajustement statistique des valeurs expérimentales. **Et, là aussi, n'est jamais jamais trop fort pour ce calcul !** Le paramètre v correspond à la quantité d'ions phosphate diffusibles dans le système [terre – solution de terre] en une minute lorsque la concentration des ions en solution, C_p , est de 1 mg P L^{-1} ; les paramètres w et p rendent compte respectivement des effets interactifs et moins que proportionnel de C_p et de t sur les valeurs de Pr_P . La valeur maximale de Pr_P est la quantité de phosphore minéral dans la terre.

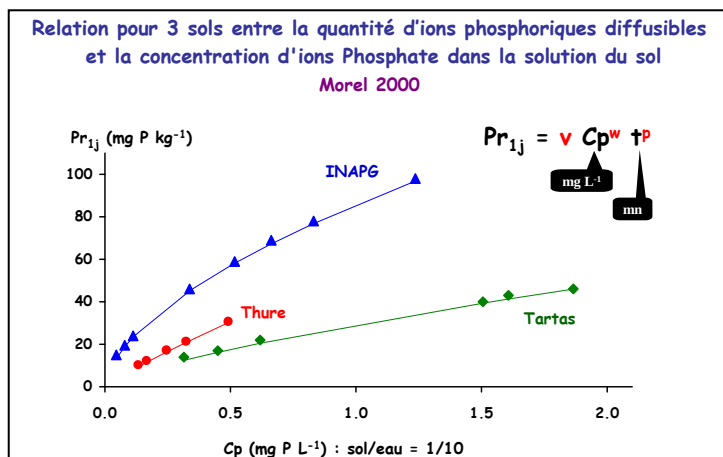


Figure 5. Représentation schématique, selon l'approche Morel, des courbes représentatives des variations de P diffusible dans 3 sols lorsque la concentration des ions phosphate en solution varie si l'on fait varier les niveaux d'apports de P.

Raisonnement la biodisponibilité du phosphore dans les effluents d'élevage ou plus exactement apprécier le phosphore biodisponible d'une terre ayant reçu des effluents d'élevage.

Pour réussir pleinement cette opération il nous faudrait disposer de nombreux indicateurs caractérisant le phosphore biodisponible d'une terre. Le premier est évidemment la concentration des ions phosphate dans la solution de terre, face visible et émergée, du phosphore diffusible, et premier des moteurs contrôlant l'entrée des ions dans les racines. Puis la concentration mesurée doit être comparée à la concentration optimale permettant à chaque culture d'atteindre au moins 95 % de son rendement maximal. A côté de cet outil clé, il nous faudrait disposer d'indicateurs permettant d'accéder, sans traceurs isotopiques, à la caractérisation de ce phosphore diffusible. C'est à quoi s'emploie, et s'ingénie, l'équipe TCEM de l'INRA de Bordeaux, à savoir, parmi les nôtres Christian Morel *et al.* (2011), Pascal Denoroy *et al.* (2011) et Sylvain Pellerin.

La situation présente

Actuellement, pour « gérer » le phosphore de déjections animales plus ou moins vieilles et/ou traitées, on fait appel à des tableaux du modèle de celui de la figure 6. Il existe de très nombreux tableaux comme celui-ci, qui, comme les petits potins, volent de bouche en bouche ! Et dans lesquels la démarche pifométrique (Blanchard, 1972) l'emporte largement sur toute autre approche raisonnée.

ARVALIS Institut du végétal	Coef d'équivalence	
	P	K
Type de produit		
Lisiers et fumiers de porcs	0,95	1
Fumiers ou fientes de volailles	0,85	1
Fumiers de bovins	0,80	1
Composts de fumiers de bovins	0,70	1
Boues de STEP biologiques	0,95	1
Boues de STEP physico chimiques (CaO, sels Fe...)	0,90	1
Compost de boues de STEP et déchets verts	0,70	1
Compost de déchets verts	0,55	1

Figure 6. Coefficient d'équivalence entre le P d'un produit organique et le P d'un superphosphate (origine Arvalis).

On nomme souvent les valeurs présentées dans ce tableau « coefficients d'équivalence », l'équivalence étant celle de l'effet (voire des effets) de l'effluent testé comparé à l'effet obtenu avec un superphosphate. Une des difficultés de la prise en compte opérationnelle de ce type de données est que l'on ne sait qu'exceptionnellement si le premier auteur du tableau avait observé : (i) un effet à court terme ou à long terme ; (ii) si l'effet observé correspondait à un effet sur la récolte qui suit l'apport ou bien à un effet pluriannuel avec répétition annuelle d'apports ; (iii) ou bien encore s'il avait estimé l'effet sur la base de résultats d'analyse de terres portant sur l'évolution des quantités de phosphore extraites par un réactif d'extraction « ordinaire, classique » selon le concept de Daubeny. Un tel type d'approche correspond, *de facto*, à une tentative d'estimation de l'efficacité effective ou potentielle (Fardeau *et al.*, 2003) d'une matière fertilisante et non à la quantification effective de la biodisponibilité du P contenu dans l'effluent.

Quantifier des formes du phosphore contenu dans des déjections animales pour accéder à une donnée clé : l'orthophosphate soluble – eau.

La fréquence de chacune des différentes formes minérales et organiques de phosphore, et tout particulièrement les phytates de calcium et magnésium, dans les effluents d'élevage dépend certes de l'alimentation des animaux comme en atteste par exemple les données de Torr *et al.* (2005) et ce point est central dans le devenir du phosphore contenu dans les effluents. La figure 7, proposée par Dao Than et Schwartz (2011), a pour objet d'illustrer les variations du P soluble eau et du phosphore total dans des déjections de vaches laitières. Ce pourcentage du P soluble-eau, c'est à dire la concentration d'ions phosphate que peuvent émettre ces effluents, varie de 1 % à 25 % du P total, et seules 30 % des variations du P soluble eau sont expliquées par les variations du P total. C'est pourquoi les effets immédiats que l'on peut observer sur culture, et dus au seul phosphore, après des apports de ce type d'effluents peuvent être très divers.

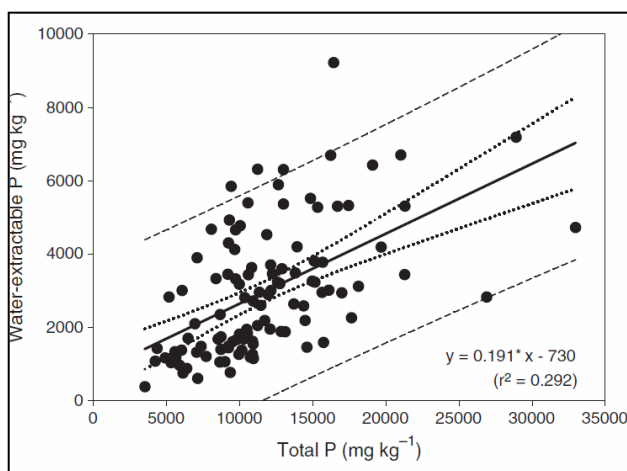


Figure 7. Phosphore total et phosphore sous forme d'orthophosphates soluble –eau présents dans les déjections de vaches laitières (Dao Than & Schwartz, 2011)

Tenter de quantifier, sans techniques isotopiques, le phosphore diffusible au moyen d'indicateurs pertinents.

La cinétique de transfert des ions phosphate de la phase solide des terres vers les solutions de terre repose sur la connaissance d'au moins trois paramètres permettant de caractériser cette cinétique. Il s'agit ; (i) de la concentrations des ions en solution ; (ii) des conditions de maintien de cette concentration sous l'effet des apports et des prélèvements, c'est-à-dire un indicateur représentatif du pouvoir tampon de la terre pour les ions phosphate diffusibles ; (iii) de l'effet du temps sur la diffusibilité, toutes données contenues implicitement dans les paramètres v , w et p de Christian Morel. A défaut d'utiliser la technique isotopique, l'équipe TCEM s'efforce, dans le cadre d'un programme CASDAR, de mettre en place des fonctions de pédotransfert permettant d'accéder, via des données captées par des analyses de routine, à des indicateurs composites représentatif de ces paramètres (Denoroy *et al.*, 2011).

Conclusions et marge de progrès possibles réalistes.

Comment raisonner la biodisponibilité du phosphore dans les effluents d'élevage ? Telle était la question. On ne détermine pas, on ne raisonne pas, on n'évoque même pas dans les textes réglementaires nationaux et européens, la biodisponibilité du P dans les matières fertilisantes normées et/ou homologuées, pour lesquelles on ne parle, du bout des lèvres, que d'efficacité. Alors pourquoi voudrait-on raisonner la biodisponibilité du P dans les effluents d'élevage ? N'est-ce pas un pari perdu d'avance puisque cette détermination n'est pas entreprise pour les matières fertilisantes « ordinaires » ? Le P des effluents d'élevage aurait-il des propriétés particulières que n'auraient pas les matières fertilisantes normées ou homologuées, et pourquoi permettrait-il une telle innovation conceptuelle et opérationnelle ? Seraient-ce leurs origines objectivement biologiques qui en feraient des substances à part ? Ces questionnements nous ont conduit à réexaminer ce qu'était : raisonner, le phosphore, les effluents d'élevage et enfin le phosphore biodisponible pour tenter, enfin, une synthèse, c'est-à-dire un raisonnement. Les réponses à ces différents questionnements conduisent : (i) à réaffirmer que le phosphore biodisponible d'une terre n'est constitué de rien d'autre que des ions diffusibles, tels que les ont défini Morel *et al.* (2007) et Morel *et al.* dans ce colloque (2011), (ii) à constater que ; pour pronostiquer le destin de P, les réactions physiques, chimiques et biochimiques entre les ions phosphates et les constituants des terres, sont plus importantes que la nature des composés phosphatés présents dans les effluents. On est donc en droit de conclure que le raisonnement de la biodisponibilité de P doit porter, comme pour les phosphates minéraux ou organo-minéraux d'ailleurs, sur les couples [effluents d'élevage + terres] bien plus que sur la connaissance du P des déjections animales. Néanmoins, force est de reconnaître que la détermination du P sous forme P soluble-eau dans les effluents est un indicateur pertinent d'un probable effet d'un tel apport sur le P biodisponible du milieu récepteur

Les effluents d'élevage présentent une particularité générale commune à tous : tous sont un mélange, en proportions variables, de formes minérales solubles eau, comme le rappelle la figure 7, et de formes organiques, majoritairement de type phytates, ces molécules étant la forme de réserve du phosphore dans les végétaux. On est alors confronté à une double complexité : celle du P des effluents et celle des réactions des différents composés phosphatés avec les constituants des terres. Autant les informations disponibles de longue date et validées de nouveau dans la présentation de

Christian Morel, voire dans celles d'autres auteurs tel Pascal Denoroy, sur le devenir des formes minérales de P sont avérées, autant le destin des composés phosphatés organiques, *sensu-stricto*, dont la transformation est le fait des microorganismes des terres, peut poser question. Il en pose d'autant plus que **l'homme n'a aucune maîtrise sur la vie et sur l'activité des microorganismes telluriques**. L'homme agricole n'a donc actuellement aucun outil pour raisonner avec certitude le destin des formes organiques de P. Notons cependant que, dans les rares essais de longue durée bien conduits dans lesquels nos grands anciens ont tenté de comparer les effets des formes minérales et les effets des formes organiques, les observations effectuées n'autorisent pas à conclure, en matière de phosphore, à la supériorité de la forme minérale sur la forme inorganique, à la différence de ce que l'on peut observer concernant l'azote des déjections animales. Force est cependant de reconnaître que dans les rares analyses disponibles sur ce sujet, seules les formes minérales ont été regardées alors que la majorité du P tombant sur les terres en provenance des déjections animales est organique *sensu stricto*. C'est pourquoi on est en droit de soutenir l'idée qu'un accroissement des connaissances de base sur le devenir des phytates dans les terres serait un bon point pour une gestion plus raisonnée des effluents animaux. Des progrès en microbiologie des terres sont alors indispensables.

Même si la gestion de ces effluents n'était pas le thème du document, disserter sur la biodisponibilité du P dans les effluents d'élevage ne peut être complet sans susurrer quelques mots sur la gestion, à objectif agronomique, du phosphore présent dans les effluents. Il ne sera donc qu'évoqué ici. En fait les effluents d'élevage ne véhiculent pas que du P ; ils véhiculent de l'azote, principalement organique et nombre de matières organiques (Fardeau, 2000) des bonnes et des plus curieuses comme des antibiotiques dont on ne sait guère s'ils restent actifs ou non dans les terres. Un des dilemmes plus proche du sujet provient de la valeur du rapport N/P dans nombre d'effluents animaux, conséquence « naturelle » du fait que les animaux, à partir de leurs aliments, « fixent » proportionnellement plus de N que P. Dans ces conditions le rapport N/P dans leurs déjections est inférieure au rapport N/P des aliments végétaux consommés par les animaux. Le retour des déjections sur la terre pose donc un problème de gestion de N (Molé, 2008). De plus ces matières organiques ajoutées, plus ou moins fermentescibles sont aussi actives sur les sites de fixation des ions phosphates en réduisant les possibilités de fixation des ions phosphates ! Le cumul de l'évolution du rapport N/P entre l'alimentation et les effluents ainsi que la réduction de la fixation de P sur les terres en présence de ces effluents a pour conséquence un accroissement relatif de la biodisponibilité du P des terres réceptrices de ces effluents. On est donc globalement renvoyé au cas général de l'emploi des matières fertilisantes phosphatées ; et les conseils du COMIFER restent totalement applicables. Dans ces conditions !a fertilisation raisonnée, telle que conçue par le COMIFER, condamne des surfertilisations P, et le phosphore excédentaire, conséquence de l'entrée des aliments du bétail produits à l'extérieur, devrait alors quitter les lieux. Et ce, avant qu'il devienne un vrai souci environnemental (Antoni, 2009) qui peut conduire à se poser la question : peut-on et doit-on tout eutrophiser, les terres et les eaux, ou bien peut-on, sous conditions, eutrophiser l'un sans eutrophiser l'autre, c'est-à-dire accroître la biodisponibilité d'un des compartiments des agroécosystèmes sans accroître la biodisponibilité des hydrosystèmes ?

In fine, la biodisponibilité n'est certainement qu'un concept assez immatériel. Mais le phosphore biodisponible, identifiable aux ions phosphate diffusibles est une réalité bien matérielle. Les paramètres caractéristiques du P biodisponible peuvent-ils être atteints par des approches biologiques au motif que tout cela c'est bio. Non. Par contre ces paramètres peuvent être mesurés en les identifiant à ceux des ions phosphates diffusibles dont les mouvements sont sous la dépendance des mécanismes de diffusion. En confrontant la valeur des paramètres mesurés à l'aptitude des plantes à extraire les ions phosphate des terres les progrès sont certains, une façon de rappeler que la biologie, ici représentée par les plantes et les microorganismes telluriques qui oeuvrent sur les matières organiques, n'est probablement rien d'autre qu'une remarquable aventure de séquences physico-chimiques organisées aux lois très éprouvées et assez incontournables, impliquant l'énergie discrètement portée par les phosphates.

Références.

1. **Antoni V** (2009) Le point n° 14 sur "**LE PHOSPHORE DANS LES SOLS, NECESSITE AGRONOMIQUE, PREOCCUPATION ENVIRONNEMENTALE**". Téléchargeable à l'adresse suivante : <http://www.ifen.fr/publications/nos-publications/le-point-sur/2009/le-phosphore-dans-les-sols-necessite-agronomique-preoccupation-environnementale.html>
2. **Barber SA** (1995) *Soil nutrient bioavailability. A mechanistic approach*. John Wiley. New York. 414 pages. ISBN.0 471 58747 8.

3. **Blanchard J** (1972) Le système pifométrique. *Énergie nucléaire* (14)1, 59-60.
4. **Brunel S** (2009) *Vaincre la faim*. Larousse. Paris.
5. **Bünemann EK, Oberson A, Frossard E.** (2011) *Phosphorus in Action. Biological Processes in phosphorus cycling.*, XV, 483 p. ISBN 978-3-642-15270-2. pp. 4-37.
6. **Dao Than H & Schwartz RC** (2011) Effect of manure management on phosphorus biotransformations and losses during animal production. In: *Phosphorus in Action. Biological Processes in phosphorus cycling.* (Eds) Bünemann EK, Oberson A, Frossard E. 2011, XV, 483 p. ISBN 978-3-642-15270-2. pp 407-430.
7. **Denoroy P et al.** (2011) Vers un raisonnement innovant de la fertilisation phosphatée. 10^{ème} rencontres de la fertilisation raisonnée et de l'analyse. Reims 23-24 Nov 2011.
8. **Denys S (2011)** Vers une intégration de la biodisponibilité dans l'estimation des expositions des humains aux contaminants des sols. HDR. INPL . 04.04.2011. 60 pages.
9. **Emsley J** (2000) *The shocking history of phosphorus. A biography of the Devil's element*. Pan Books. London. ISBN 0 330 39005 8.
10. **Fardeau JC** (1993) Phosphore assimilable du sol. Sa représentation fonctionnelle par un modèle pluricompartmental. *Agronomie*. 13(4), 317-331.
11. **Fardeau JC, Morel C et Oberson A** (1993) Phosphore, matière organique et eutrophisation des écosystèmes. In : *Colloque COMIFER-GEMAS*. pp 125-138.
12. **Fardeau JC** (2000) estimation de la biodisponibilité des éléments nutritifs contenus dans les produits résiduels. *Ingénieries – EAT*. 21, 15-28.
13. **Fardeau JC et al. (2003)** Matières fertilisantes. Quels indicateurs utiliser pour quantifier leur efficacité. In *Thevenet G et Faedy L (eds). Les fertilités du sol et les systèmes de cultures.* pp.187-199.
14. **Garola CV** (1921) *Engrais. I Les matières fertilisantes*. Baillière et fils. Paris. 348 pages.
15. **MacDonald GK, Bennett EM, Potter PA, Ramankutty N** (2011) Agronomic phosphorus imbalances across the world's croplands. www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1010808108.
16. **Molé T** (2008) *Bilans de phosphore sur les territoires et propositions de leviers d'action pour la filière avicole*. Mémoire de fin d'étude ENESAD Dijon. 140 pages
17. **Morel C, Schaub A, Valentin N, Houot S** (2007) Valeur fertilisante de produits résiduels organiques (PRO) : Exemple du phosphore. *Journée technique « Retour au sol des produits résiduels organiques*. Colmar. 21/11/2007.
18. **Morel C et al.** (2011) Dynamique à long terme du phosphore dans les sols cultivés. 10^{ème} rencontres de la fertilisation raisonnée et de l'analyse. Reims 23-24 Nov 2011.
19. **Toor GS, Cade-Menun BJ, Sims JT** (2005) Establishing a linkage between phosphorus forms in dairy diets, feces and manure. *J. Environ. Qual.* 34: 1380-1391.
20. **Traoré O, Sinaj S, Frossard E and JM Van De Kerkhove** (1999) Effect of composting time on phosphate exchangeability. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 55: 123-131.
21. **Tunney H, Carton OT, Brookes PC and Johnston AE** (1997) *Phosphorus loss from soil to water*. CABI Intern; UK. ISBN 0 85199 156-4. 465 pages.
22. **Turner BL, Frossard E and Baldwin DS** (2003) Synthesis and recommendations for future Research. In: *Organic Phosphorus in the environment*. CABI Publishing ISBN. 0 85199 822 4. Oxfordshire. UK. 400 pages. Pp 377-380.