Tatiana Molé
Chargée de mission
eau & agriculture

Etude 2009 / 2010

Gestion du phosphore en production porcine

Réseau Cohérence, Pôle agricole – 2 avenue du Chalutier sans pitié 22190 Plérin – 02.96.58.01.94

Sommaire

PREAMBULE

1. Le phosphore : un élément indispensable mais néfaste en excès 6

1.1. Le phosphore dans la production agricole 6

1.2. Les impacts environnementaux du phosphore 10

1.2.1. Les processus d'eutrophisation des eaux de surface 10
1.2.2. Les transferts de phosphore des sols aux cours d'eau 12

2. Le contexte Breton 14

2.1. La réglementation « azote » 14

2.2. Les débuts de la réglementation phosphore 16

2.3. Flux de phosphore à l'échelle de la Bretagne 18

3. Composition de quelques effluents porcins 20

3.1. Lisiers porcins bruts et co-produits de traitement 20

3.2. Les fumiers de porcs élevés sur litières accumulées 22

3.3. Composts de fumiers et de lisiers 24

4. traitements et exportations d'engrais organiques : un moyen de résorption ? 26

4.1. Aspect réglementaire 26

4.2. Aspect marché des matières fertilisantes 30

4.3. Réflexion autour des conséquences territoriales des transferts planétaires de P 30

5. Le lien au sol, premier facteur de durabilite des systemes d'élevages 32

6. Recommandations pour une bonne gestion des fumiers stockés au champ. 36

6.1. Caractéristiques des amas de fumier stockés au champs 36

6.2. Critères de sélection des sites d'entreposage 38

6.2.1. Propriétés physiques des sols 38
6.2.2. Propriétés chimiques des sols 40
6.2.3. Exemples de sites contre-indiqués pour les amas au champ 40

6.3. Préparation des sites 42

6.4. Gestion des amas 42

6.5. Réhabilitation des sols arables après la reprise 44

6.5.1. Enlèvement du sol 44
6.5.2. Apport de matériel organique 44

CONCLUSION

BIBLIOGRAPHIE

Préambule

L'altération de la qualité des eaux est lourde de conséquences tant du point de vue économique que sociétal (production d'eau potable, tourisme, économie…). L'azote et le phosphore sont les principaux éléments mis en cause dans la pollution des eaux. L'agriculture est désormais dénoncée comme première responsable des pollutions diffuses des eaux de surface et souterraines. En France, dans certaines régions, notamment en Bretagne, la qualité des eaux est souvent très dégradée. La cause principale avancée, et généralement démontrée, est la concentration d'activités agricoles conduites de manière très intensive, en particulier en utilisant des aliments du bétail importés d'autres zones de la planète. La réduction des pollutions d'origine agricole devient un enjeu primordial ; des mesures sont prises dans toute l'Europe pour la reconquête de la qualité de l'eau.

Pour maîtriser les pollutions d'origine agricole, les pouvoirs publics s'appuient sur différents outils : réglementaires, économiques, ou basés sur le volontariat. Les premiers programmes d'action alliant protection de l'environnement et productions agricoles ont essentiellement porté sur la réduction de la pollution par les nitrates. Le premier objectif de ces programmes d'action a été de diminuer puis de supprimer les pollutions ponctuelles dans le temps et dans l'espace. Des campagnes de mise aux normes ont vu le jour pour limiter les fuites d'effluents issus directement des bâtiments d'élevage ou s'échappant des ouvrages de stockage des déjections. Ces campagnes de réhabilitation des bâtiments et de leurs outils annexes ont aujourd'hui permis de limiter les fuites ponctuelles des composés azotés vers les nappes souterraines et les cours d'eau. Beaucoup d'argent a été investi dans la lutte contre les nitrates en Bretagne, cependant la pollution azotée est toujours loin d'être endiguée, l'essentiel des flux d'azote arrivant dans les milieux aquatiques provenant de pollutions diffuses, liées à une tendance à la surfertilisation des sols agricoles.

Alors que le manque de phosphore dans les milieux cultivés faisait l'objet d'études depuis plus de 100 ans, les conséquences des excédents de phosphore dans les milieux naturels étaient mal connues avant les années 70 et les lessives furent, à juste titre, les premières cibles des protecteurs de l'environnement. La connaissance des dommages causés indirectement au milieu naturel, et plus spécifiquement aux écosystèmes aquatiques, par le phosphore (qui n'est pas par lui-même un polluant) a beaucoup progressé.

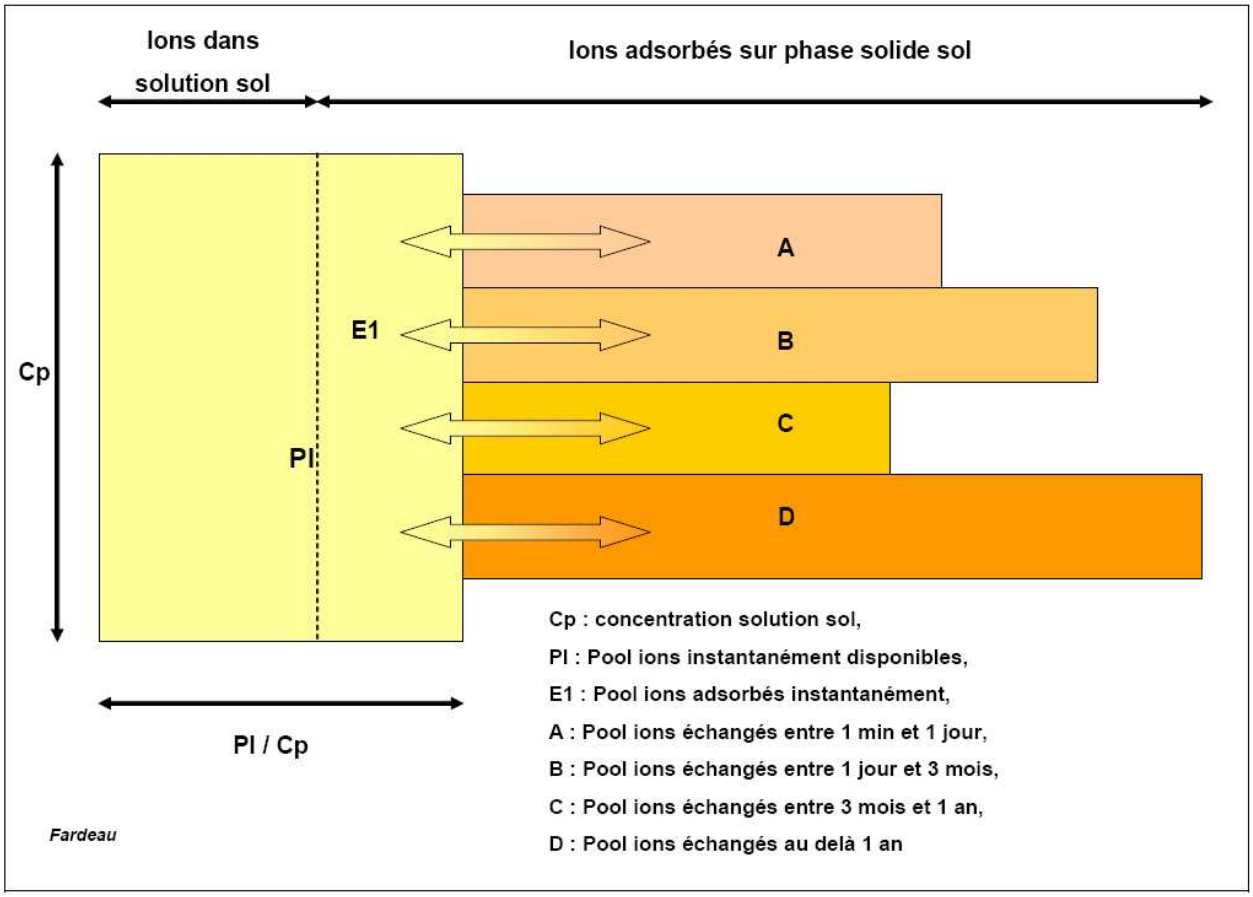
L'agriculture a déjà mis en œuvre quelques solutions pour diminuer ses rejets de phosphore dans les milieux naturels, en utilisant un peu moins d'engrais minéraux,et en adaptant des formules alimentaires utilisant des phytases dans l'alimentation animale qui permettent de limiter les quantités de phosphore dans les déjections, mais des efforts majeurs sont encore à faire pour diminuer la pollution que peuvent générer des excédents de phosphore dans les milieux naturels.

Les phénomènes d'eutrophisation des eaux de surface, devenant de plus en plus visibles, sont alors particulièrement préoccupants.

C'est pourquoi l'Union européenne est susceptible de mettre en place, comme pour l'azote, une directive plafonnant les apports de phosphore à une valeur seuil sur les territoires excédentaires, ce qui aura des conséquences très significatives sur :

- la possibilité de poursuivre, ou non, des élevages dans les zones d'excédents structurels,
- l'utilisation des effluents d'élevage comme matières fertilisantes et/ou amendantes ,
- et sur la gestion de la fertilisation des cultures.

Figure 1 : modèle pluricompartimental du phosphore biodisponible des sols (source : Fardeau et al. 1993)



1. LE PHOSPHORE : UN ELEMENT INDISPENSABLE MAIS NEFASTE EN EXCES

Le phosphore, très abondant dans la nature, est un élément clé dans l'organisation de la vie : Il intervient dans la respiration, la photosynthèse et la reproduction des végétaux mais aussi dans l'ensemble des processus énergétiques nécessaires au développement des animaux.

Lorsqu'il s'accumule dans le milieu, il ne constitue pas une menace directe pour les êtres vivants, bien au contraire : c'est parce qu'il favorise une croissance « explosive » des végétaux qu'il peut provoquer des dommages à l'environnement et, plus particulièrement, aux écosystèmes aquatiques.
Depuis près de 40 ans, les questions de pollution de l'eau se limitaient aux problèmes des nitrates et, plus récemment, des pesticides. Pourtant, la problématique « nitrates » est indissociable de celle des phosphates. C'est de l'accumulation de ces deux éléments dans les plans d'eau que naissent les phénomènes d'eutrophisation (étymologie grecque : du préfixe eu- "bien, dans de bonnes conditions" et de trophê, "nourriture"), qui mettent en péril les équilibres fragiles des milieux aquatiques et rendent l'utilisation de l'eau dans des activités cruciales économiquement et socialement (alimentation en eau potable, tourisme, activités industrielles…) difficile voire impossible.

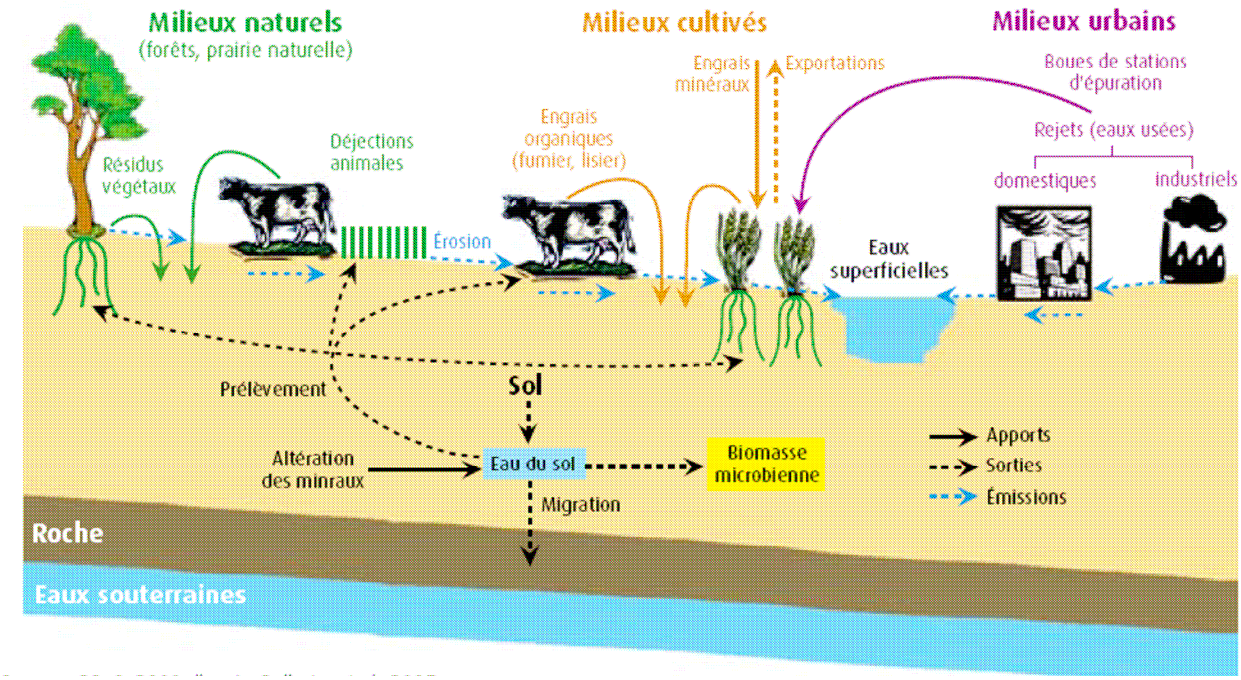
Le phosphore, au moindre impact dans les écosystèmes terrestres, devient problématique lorsqu'il est transféré du sol vers les points d'eau. Il est donc nécessaire d'identifier les mécanismes de transfert de ses sources d'émissions vers le milieu aquatique, pour proposer des moyens de lutte contre la pollution par les matières phosphorées et des méthodes de suivi pouvant avoir un rôle préventif ou curatif.

1.1. Le phosphore dans la production agricole

Le cycle du phosphore peut être qualifié de sédimentaire car il s'effectue principalement entre les continents et les océans et ne possède pas de phase gazeuse. Son passage d'un compartiment à un autre n'est pas contrôlé par des réactions microbiennes et les échanges de phosphore entre les écosystèmes terrestres et aquatiques sont des processus naturels extrêmement lents. C'est pourquoi la gestion de cet élément et de ses conséquences environnementales doit être distinguée de celle de l'azote.

Après la seconde guerre mondiale, le phosphore était un des facteurs limitant des rendements des cultures dans beaucoup de sols : une fraction minime du phosphore est dans la solution du sol et seule la partie phytodisponible (principalement les ions phosphates en solution) est à disposition des cultures (figure 1). Son importance dépend de la croissance et du développement des cultures et en particulier de la mise en place des racines et des mécanismes de mobilisation du phosphore qu'elles mettent en oeuvre. Les microorganismes du sol et les nombreuses réactions sol-solution participent à la régulation de l'approvisionnement en phosphore de la solution du sol mais c'est le prélèvement par les cultures qui est le flux central et moteur de la circulation du phosphore entre le sol et la solution (Morel, 2002). Quand la partie phytodisponible s'avère insuffisante pour couvrir les besoins des plantes, le phosphore devient un facteur limitant de la production végétale.

figure 2 : cycle du phosphore préservé dans les milieux naturels, modifié dans les milieux anthropisés.



Lorsque les agriculteurs ont commencé à avoir des disponibilités financières, ils ont utilisé comme fertilisants des scories de déphosphoration (sous-produits de l'industrie sidérurgique), abondantes et très bon marché (Aubert, 2007). Plus tard, les agriculteurs ont utilisé d'autres formes de phosphore présentes dans des engrais binaires ou ternaires dans lesquels le phosphore était aussi minéral. La part du phosphore minéral dans la fertilisation des sols diminue régulièrement depuis plusieurs années grâce à un changement des pratiques agricoles et à une modification des engrais binaires ou ternaires proposés par l'industrie (Aurousseau, 2001).

Cependant, en Bretagne comme dans d'autres zones européennes à forte densité d'élevage, l'augmentation des importations d'aliments du bétail a fait augmenter les entrées de phosphore sur les territoires plus rapidement que la réduction des entrées d'engrais minéraux ne les a fait diminuer (Lemercier, 2003). La situation de carence a ainsi évolué en situation de stockage et le phosphore a cessé, dans de très nombreuses situations, de contrôler la production végétale, les quantités de phosphore extraites par la méthode Dyer étant très souvent au-delà de 0,25 à 0,30 g/kg (Aubert, 2007). A titre d'exemple, la teneur moyenne des extraits Dyer dans les sols bretons est d'environ 0,40 g/kg (Aurousseau, 2001) mais peut atteindre jusqu'à 0,90 g/kg.

Avec le développement de l'élevage hors-sol et des aliments importés, les déjections animales sont devenues les principales sources de phosphore à épandre. Lorsque l'on analyse au niveau national la part relative des différentes productions animales dans les rejets annuels de phosphore, on s'aperçoit que les bovins contribuent aux deux tiers des rejets, suivi des porcins puis des volailles. D'après Giovanni (2002), 70 à 75% des besoins en phosphore des cultures françaises pourraient être théoriquement couverts par l'épandage des seuls effluents de bovins. Pourtant, les différentes déjections animales n'ont pas toutes les mêmes ratios P2O5/N, ce qui signifie que l'épandage de certaines déjections dimensionné sur l'azote peut conduire à une surfertilisation phosphatée.

Ainsi, l'épandage de lisier de porcs à 170 kg N/ha apporte au minimum 150 kg P2O5/ha : si un maïs ensilage ayant un rendement de 11,5 t de MS/ha (moyenne française 2006) reçoit cette dose d'apport, l'excédent phosphoré dépasse 90 kg de P2O5/ha, les besoins en P2O5 de cette culture étant estimés à 63 unités. (calculé d'après Institut de l'élevage et al, 2001).

Les phosphates apportés par la fertilisation évoluent dans les sols vers des formes de moins en moins solubles. On appelle ce phénomène le processus de « rétrogradation » du phosphate. Comparativement à la quantité totale de phosphore dans les différents réservoirs terrestres, la masse de phosphore présente dans la biomasse (végétale et animale) est peu importante. La réserve en phosphore des roches étant une ressource non renouvelable, la fertilisation phosphatée des sols doit être gérée au plus juste. Depuis plus d'un siècle, en Europe, la fertilisation phosphatée a été globalement supérieure aux exportations par les récoltes, ce qui a permis de constituer dans les sols une réserve d'ions phosphate en solution dont le maintien et, a fortiori, l'accroissement dans les zones de grandes cultures, ne présente plus d'intérêt (figure 2).

figure 3 : conséquences visibles de l'eutrophisation des eaux

1.2. Les impacts environnementaux du phosphore

1.2.1. Les processus d'eutrophisation des eaux de surface

En milieu aquatique peu profond, ce sont souvent l'azote ou le phosphore qui limitent la croissance des organismes photosynthétiques (Huet *et al.*, 2005). Dès lors qu'ils sont apportés en quantité suffisante pour ne plus être facteur limitant de la croissance, les organismes chlorophylliens s'y développent comme en milieu terrestre.

L'accroissement dans les eaux de surface à partir de source extérieures au milieu aquatique, des teneurs des éléments N et P indispensables à la nutrition des plantes, conduit à un développement de la flore trop important par rapport aux potentialités du milieu pour en assurer ultérieurement l'élimination à la fin de la croissance des végétaux. En effet, à la mort des organismes photosynthétiques, des bactéries consommatrices d'oxygène se développent au détriment des matières végétales mortes et dégradent ces matières. Les conséquences directes sont de deux ordres : le premier est la réduction de la teneur en oxygène des eaux et le second la présence en quantité croissante de matières organiques (figure 3).

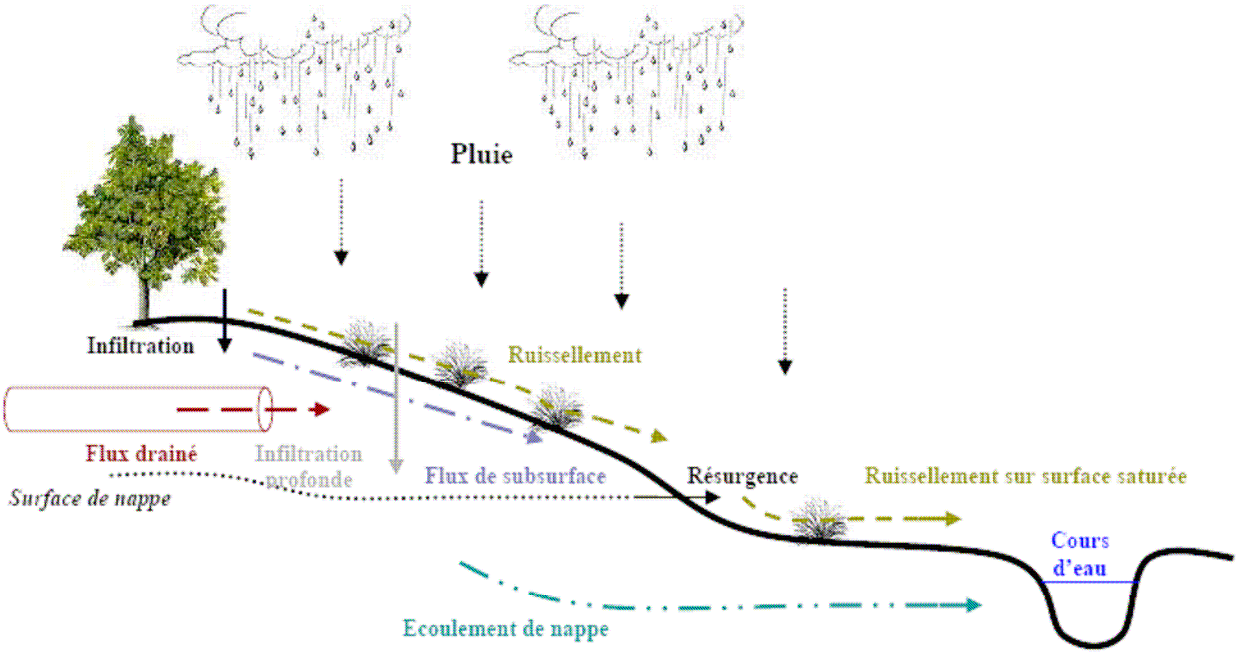
Ces deux effets peuvent occasionner de multiples dommages aux milieux aquatiques :

- les populations animales souffrent de la diminution du taux d'oxygène, due à la « respiration » des bactéries, souvent anaérobies, consommatrices de la biomasse végétale et responsable de sa dégradation.
- L'accumulation de biomasse morte va, par minéralisation sur place, « relarguer » du phosphore sous forme de phosphates et ainsi bénéficier aux végétaux de l'année suivante.
- L'activité photosynthétique démultipliée augmente le pH de l'eau, ce qui rend l'ammoniaque extrêmement toxique à très faible dose pour les poissons.
- La prolifération de biomasse entraîne la destruction de l'habitat aquatique par colmatage des cours d'eau et la réduction de la diversité écologique et des frayères à poissons.

Certains micro-organismes photosynthétiques des eaux douces peu agitées, telles des cyanobactéries, parfois toxiques, sont fixateurs d'azote et en ce sens peuvent outrepasser la contrainte azote dans le milieu aquatique. Ils peuvent dans certains cas représenter jusqu'à 90% de la flore algale (Lemercier, 2003), et permettre le développement de l'eutrophisation même en l'absence d'apport de composés azotés extérieurs. Ce phénomène se développe surtout à température et luminosité élevées, mais cette reste très marginal.

Pour réduire la prolifération de ces végétaux photosynthétiques, algues ou végétaux supérieurs, on a recours à des moyens physiques (limiter la pénétration de la lumière), chimiques (sels de cuivre) ou encore mécanique (bullage d'air). Ces solutions sont coûteuses et généralement limitées aux réservoirs d'eau potable peu étendus. **La seule solution viable pour réduire l'eutrophisation en eau douce sur le long terme, durable, est de limiter les apports de phosphore dans les eaux** (Huet *et al*, 2005).

figure 4 : Représentation schématique des écoulements d'eau vers le réseau hydrographique.



1.2.2. Les transferts de phosphore des sols aux cours d'eau

(d'après le travail de Céline Repussard, 2008)

Du phosphore des sols cultivés est transporté jusqu'aux milieux aquatiques par voie aérienne (érosion éolienne, dépôts atmosphériques) et surtout par l'eau qui circule dans ou à la surface du sol (figure 4).

- Formes et transformations du phosphore transporté

Au cours de son transfert jusqu'au milieu aquatique récepteur, le phosphore particulaire et le phosphore dissous évoluent au gré des phénomènes de sorption, d'organisation et minéralisation, de dissolution et précipitation qui régissent le passage d'un état à l'autre selon les conditions du milieu traversé. Lorsque le phosphore dissous parvient au milieu aquatique il peut être piégé par des particules en suspension qui sédimentent lorsque la vitesse du courant diminue. A l'inverse, lorsque l'eau est pauvre en phosphore, celui-ci peut être libéré pour rétablir l'équilibre chimique entre les deux phases. Cela confère aux sédiments alternativement les rôles de puits et de source vis-à-vis du phosphore. Lors des mesures du phosphore dans les eaux il est toutefois impossible de distinguer le phosphore récemment transporté de celui remis en suspension. De ce fait il n'est pas permis de discerner l'origine du phosphore transféré à l'exutoire d'un bassin versant lorsque les sédiments accumulent du phosphore provenant de sources diverses.

- Voies de transfert du phosphore de la parcelle au réseau hydrographique

Pour être en mesure de réduire significativement les apports de phosphore dans les eaux il importe de connaître les mécanismes responsables de ces transferts. Deux voies de transfert permettent au phosphore d'atteindre les réseaux hydrographiques :

✓ Les processus de ruissellement et d'érosion constituent le mode principal de transfert du phosphore vers les eaux de surface. Ce transfert se fait en moyenne à 95 % sous forme particulaire et 5 % sous forme dissoute. En effet, les eaux de ruissellement se chargent en partie de phosphates dissous au contact du sol mais ce sont surtout les particules de sol érodées qui sont porteuses du phosphore (Aubert, 2007), leur teneur de P étant 500 ou 1000 fois plus importante que celle des eaux. La durée du transfert depuis la parcelle jusqu'au réseau hydrographique dépend essentiellement des obstacles au ruissellement présents sur son chemin. Une fois les eaux de surfaces atteintes, une partie du phosphore se dépose par sédimentation, les sédiments devenant source de phosphate pour les eaux en période d'étiage, favorisant alors l'eutrophisation des eaux.

✓ Les écoulements de subsurface englobent les flux latéraux dans le sol, le drainage vertical, les flux préférentiels à travers les macropores et les drains artificiels. Ce n'est que récemment que cette voie de transfert a été considérée comme non négligeable. La lixiviation du phosphore concerne essentiellement les ions phosphates et les formes organiques du phosphore dissoutes dans l'eau.

Le transfert de quantités significatives en dessous de la couche travaillée du sol n'a lieu que lorsque simultanément les apports sont très supérieurs aux besoins des cultures et le pouvoir fixateur du sol limité. Sauf exception pour les sols très filtrants, les quantités transférées de phosphore pour un drainage annuel de 200 mm n'excède pas 0,5 kg P/ha/an (Schvartz et al.,2005) à 50 cm de profondeur, soit une concentration moyenne de 0.25 mg P par litre. Si la nappe était à cette profondeur, l'eutrophisation des eaux apparaîtrait dès à la source, leur sortie ,puisque l'eutrophisation se déclanche pour des valeurs de concentration de P de 0.05 mg P l-1. Mais les horizons de sols sous-jacents sont toujours beaucoup plus fixateurs pour les ions phosphates que les horizons de surface. En fait les eaux de profondeurs ne sont jamais en situation d'eutrophisation dès qu'elles reviennent à la lumière.

2. LE CONTEXTE BRETON

La Bretagne a bénéficié très tôt de mesures environnementales visant à réduire les pressions polluantes liées aux activités agricoles.

2.1. La réglementation « azote »

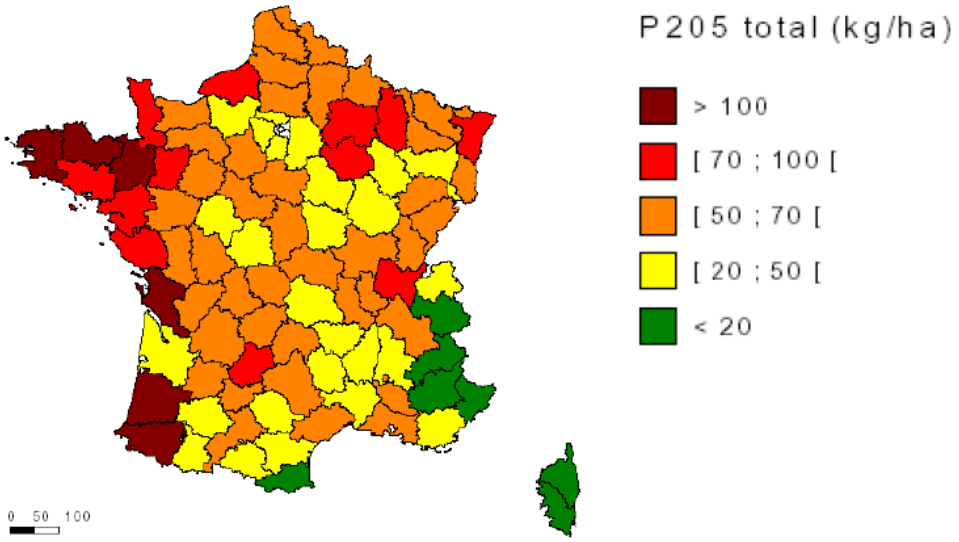
La réglementation initiale ne portait alors que sur l'élément azote. La **Directive Européenne nitrates** définit les zones vulnérables comme des zones :

- dans lesquelles la teneur des nitrates dans les eaux superficielles et souterraines est égale ou supérieure à 50 mg/l.
- et/ou on note une tendance à l'eutrophisation.

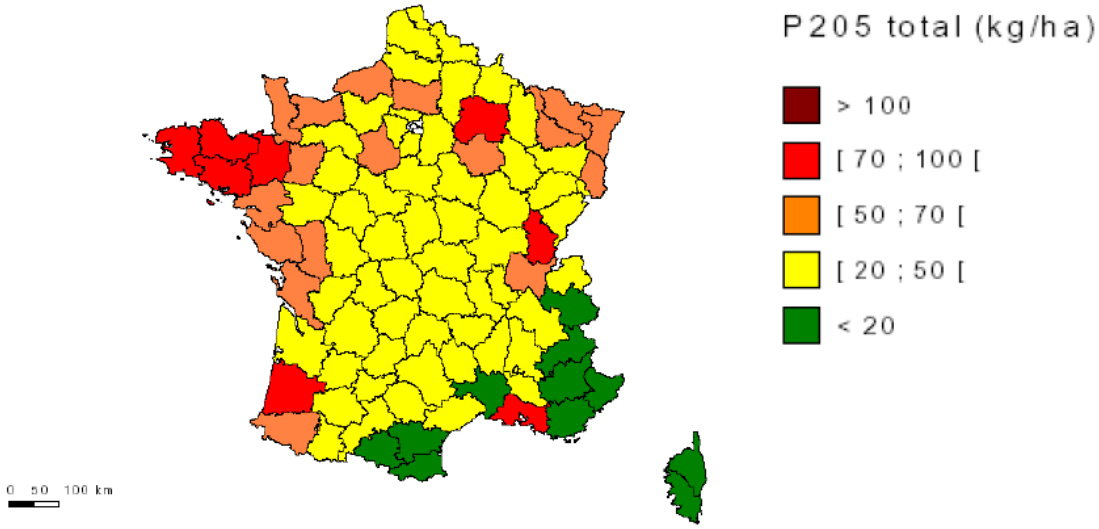
La Bretagne est la seule région française entièrement classée en zone vulnérable depuis 1994 notamment à cause de la forte concentration des nitrates dans ses cours d'eau, les conditions hydrographiques particulières rendant cette région très sensible aux pollutions diffuses. De plus, sur les 187 cantons agricoles que compte la Bretagne, 104 sont classés zones d'excédents structurels (ZES), soit près de deux tiers de sa surface agricole. D'une façon générale, la fertilisation azotée doit respecter le principe de fertilisation équilibrée, définie comme une situation dans laquelle les apports sont, au maximum, équivalents aux besoins des cultures. En pratique, la réglementation concernant les installations classées interdit l'apport de doses supérieures à 200 kg d'N/ha/an sur les cultures, toutes formes d'azote confondues, les apports d'azote organique devant être inférieurs à 170 kg/ha épandable selon la directive nitrates. De plus, en fonction du niveau de l'excédent des territoires défini dans le cadre des programmes d'actions renforcées de résorption ZES, un seuil cantonal de production d'azote est fixé, au-delà duquel les exploitations sont dans l'obligation de traiter ou de transférer leurs déjections. Ces seuils vont, pour les cantons les plus excédentaires, de 12 500 kg à 20 000 kg d'N produits, toutes origines confondues.

Figure 5 : pressions moyennes exercées par le P sur les départements français (Molé, 2008)

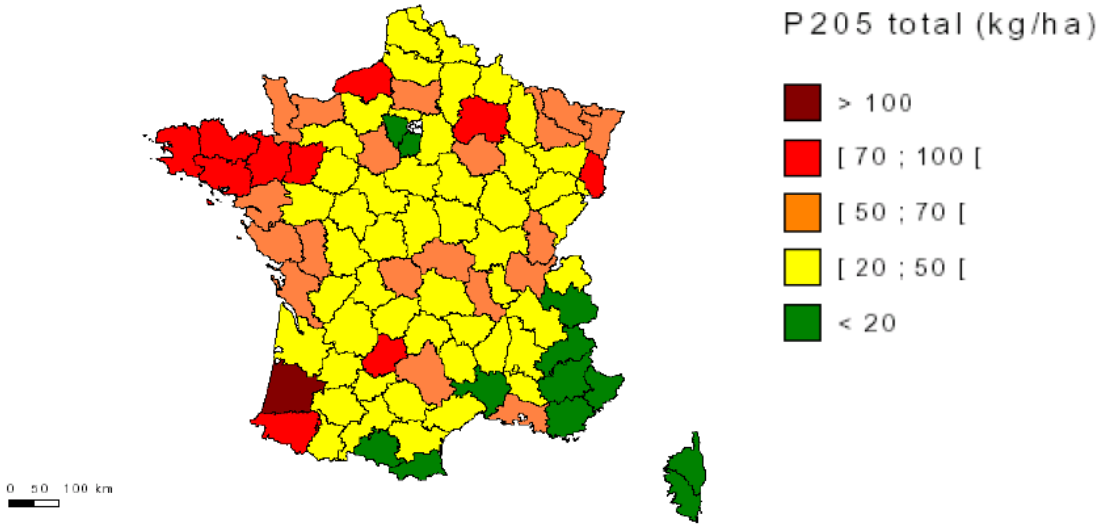
Carte 1 : Pression en P_2O_5 total sur les départements français, année 2000



Carte 2 : Pression en P_2O_5 total sur les départements français, année 2005



Carte 3 : Pression en P_2O_5 total sur les départements français, année 2006



2.2. Les débuts de la réglementation phosphore

La réglementation contenue dans le troisième programme d'action édicté le 23 novembre 2005 pour **la reconquête de la qualité de l'eau**, qui impose toujours des mesures visant à réduire les pressions azotées sur les exploitations en ZES des 4 départements bretons, a été complétée par des **restrictions d'épandage de phosphore**. Les exploitations soumises, en raison des quantités d'azote qu'elles mettent en œuvre, à une obligation de traitement de leurs déjections (environ 300 en Bretagne) doivent respecter un seuil d'apport **maximal** total de 100 kg de P_2O_5, organique et minéral, par hectare de Surface Potentiellement Epandable (SPE). La prise en compte du phosphore semble logique dans les exploitations traitant, par la technique de dénitrification, leurs déjections pour réduire les quantités d'azote à épandre car cette pratique a pour conséquence arithmétique une augmentation des teneurs du phosphore dans les co-produits à épandre. Les arrêtés ministériels fixant les règles techniques auxquelles doivent satisfaire les élevages en Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE), signés le 7 février 2005 sous l'œil attentif de Bernadette Malgorn, préconisent « une fertilisation équilibrée qui corresponde aux capacités exportatrices réelles de la culture ou de la prairie concernée ». Le projet de Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) du bassin Loire-Bretagne pour la période 2010-2015 inclut également des mesures visant à réduire la pression organique phosphorée d'origine agricole sur certains bassins versant.

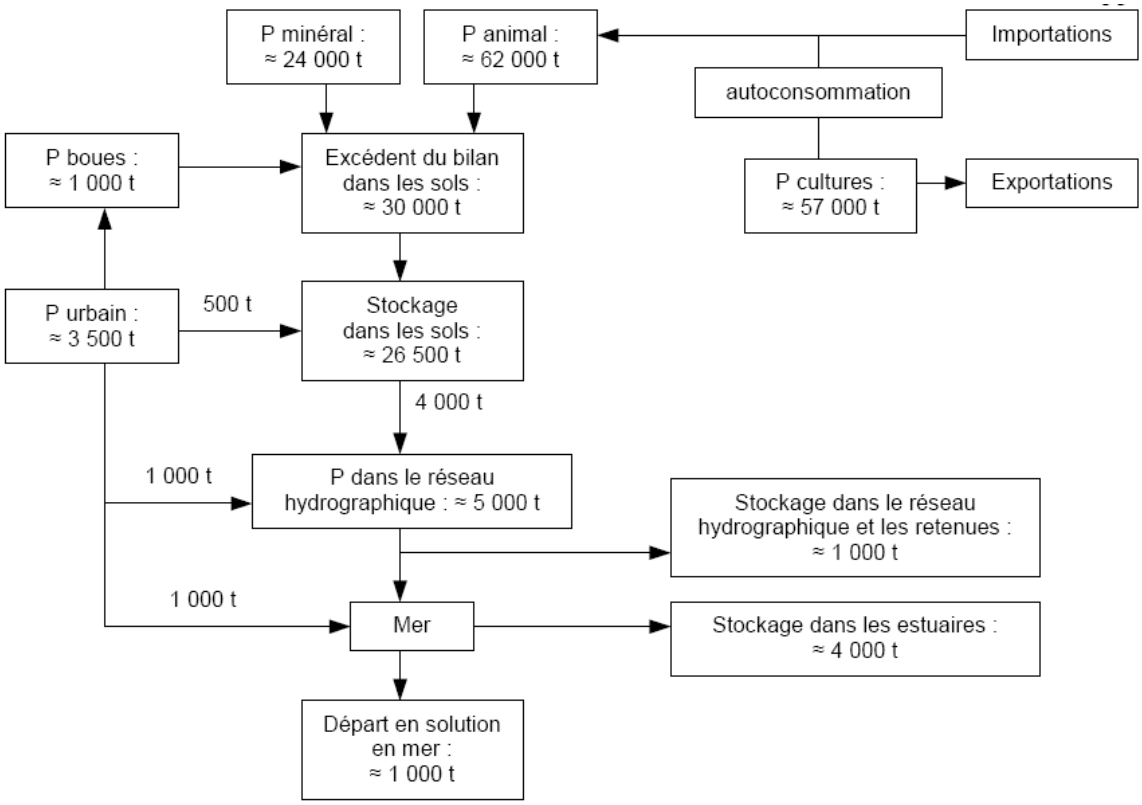
Dans les faits, des **bilans de phosphore établis pour l'année 2006** montrent que les surfaces agricoles des quatre départements de la région Bretagne subissent une pression d'apport de phosphore total comprise entre 70 et 100 kg P_2O_5/ha, essentiellement due aux épandages d'effluents d'élevage, alors que le niveau des exportations des cultures n'excède pas 70 kg de P_2O_5/ha (figure 5). Ainsi, sauf exception, la valeur seuil maximale de 100 kg de P_2O_5 ha^{-1} choisie représente environ à 150 % des capacités exportatrices du blé compte tenu de leur rendement dans les conditions agropédoclimatiques du contexte breton.

Si le respect d'une fertilisation équilibrée devenait obligatoire, le seuil maximal d'apport de phosphore devrait être, réglementairement, limité à 70kg P_2O_5/ha (Aubert, communication personnelle). Dans ce cas, la région Bretagne serait contrainte de renforcer ses mesures de prévention et de résorption des excédents phosphorés liés à ses activités d'élevage. On pourrait imaginer que dans un futur proche, les plans d'épandage des exploitations ICPE soient bâtis non plus sur l'élément azote, mais sur l'élément phosphore, ce qui entraînerait un besoin accru de surfaces épandables. Ce besoin ne semble guère possible à satisfaire localement puisque les surfaces agricoles sont, pour la grande majorité, déjà incluses dans des plans d'épandage.

Une telle mesure imposerait alors de recourir aux trois méthodes de résorption préconisées dans les ZES, à savoir :

- Le traitement des déjections et **leur transfert** des déjections traitées vers des cantons hors ZES dont la charge azotée est inférieure à 140 kg N/ha,
- La réduction des quantités d'éléments nutritifs fertilisants à la source, c'est-à-dire en diminuant les quantités présentes dans les intrants alimentaires pour en diminuer les rejets sous forme de déjections animales,
- et enfin la réduction volontaire du cheptel.

figure 6 : cycle du phosphore dans l'écosystème «Bretagne » en 2000. (Aurousseau, 2001)



2.3. Flux de phosphore à l'échelle de la Bretagne

Cette partie est rédigée à partir de l'étude des flux d'azote et de phosphore en Bretagne réalisée par Aurousseau P. en 2001. Les résultats sont représentés de façon schématique par la figure 6.

Le bilan du phosphore à l'échelle de l'écosystème et de l'hydrosystème « Bretagne » est excédentaire de 30 000 tonnes de P par an environ. Cet excédent se retrouve essentiellement dans les sols. En effet, quelques milliers de tonnes (environ 4 000) sont transférés vers le réseau hydrographique, le reste de l'excédent participe à l'enrichissement des sols (26 500 tonnes de P stockées en 2000). Le flux moyen régional de phosphore vers le réseau hydrographique est estimé à 2 kg de P /ha/an. L'augmentation annuelle du stock dans les sédiments estuariens est de 4 000 tonnes de P. Ce site de stockage joue un rôle majeur en Bretagne puisque le phosphore de ce compartiment contribue au développement des algues vertes et des blooms phytoplanctoniques. La capacité de stockage des cours d'eau et des retenues est difficile à évaluer. Les stocks totaux de phosphore dans les sols bretons sont estimés à environ 10 millions de tonnes, mais les incertitudes sont grandes et liées au fait que le phosphore total n'est pas très étudié. Les estimations résultent de corrélation avec les mesures de phosphore « assimilable », elles donnent une vision globale mais ne permettent pas d'avoir une représentation de la variabilité spatiale des stocks.

Suite à la baisse des quantités de phosphore minéral apportées, l'excédent du bilan phosphoré diminue d'année en année et le stock de phosphore dans les sols augmente de moins en moins. Néanmoins, cette évolution globale cache de grandes disparités entre les secteurs où la production animale est très intensive (et donc l'introduction de phosphore via l'alimentation du bétail très importante) et celles où la production végétale domine. En outre, **les flux de phosphore vers le réseau hydrographique ne semblent pas corrélés aux stocks mais avec la teneur en matière organique, de façon négative**. Les matières organiques contribuent très fortement à l'immobilisation du phosphore dans le sol. Quand il y a perte de matière organique, les éléments associés sont également mobilisés, entraînant des problèmes environnementaux en aval et une perte de fertilité des sols agricoles. En Bretagne, la teneur moyenne (moyenne communale) en matière organique a perdu 0,6 point en moyenne entre 1985 et 1995. De plus, cette baisse est d'autant plus élevée que la teneur initiale était forte. La diminution des teneurs en matière organique constitue une menace importante pour le transfert du phosphore des versants au réseau hydrographique. Actuellement, il n'est pas possible d'évaluer ce risque. Cependant la baisse du taux de matière organique peut rendre les flux de phosphore depuis les versants vers les cours d'eau de plus en plus dépendants des niveaux des stocks dans les sols.

Tableau 1: composition de Lisiers bruts de porcs et co-produits de traitement

	Unité	Lisier mixte (truie + suite)	lisier d'engraissement	lisier aéré	refus de décanteuse-centrifuge (lisier brut)
matière sèche	g/kg sur PB	36,3	68,4	28,7	399
Matières minérales		13	21,4	11,2	139
matières organique		25,3	45,9	17,6	271
C organique		11	23	6,4	124
N kjeldahl		3,6	5,4	1,1	14
N-NH4+		2,5	3,7	0,2	5,1
N organique		1,1	1,7	0,9	8,9
P2O5		2,1	3,2	1,7	33,7
P2O5	g/kg sur MS	59	47	59	84
ratio P2O5/NTK		**0,6**	**0,6**	**1,7**	**2,5**

(source : Levasseur, 2005)

3. COMPOSITION DE QUELQUES EFFLUENTS PORCINS

Les tableaux présentés ci-dessous proposent des valeurs de composition fertilisante indicatives des produits organiques issus des élevages porcins. Le choix des unités retenues pour les teneurs des constituants ou des éléments est celui du mode de présentation usuel, à savoir en g/kg de produit brut. Toutefois, afin de s'affranchir des taux de dilution parfois très variables inter et intra-famille de produits, les teneurs de P2O5 sont également exprimées en g/kg de matière sèche. (Levasseur, 2005). Selon les besoins, il peut être préférable de disposer des teneurs en éléments simples plutôt qu'en éléments composés ; le coefficient de conversion du P⇒P2O5 est : P2O5 = 2,29 x P. Ces tableaux donnent des compositions moyennes des différents produits organiques. Une certaine logique chimique voudrait que NK = Norg + N-NH4 et Matières minérales + Matières organiques = MS, or les calculs sur la base des valeurs mesurées sur l'échantillon ne la respectent pas.

3.1. Lisiers porcins bruts et co-produits de traitement (tableau 1)

Le lisier de porc, issu de facto du mélange d'urine et de fèces des animaux et des eaux de lavage des salles, voire des précipitations atmosphériques, est un produit très dilué (seulement 3,6% de MS pour un lisier mixte). Il n'est généralement utilisé qu'à proximité de son lieu de production : l'importance des volumes à épandre génère des coûts trop importants de transports sur de longues distances. Le ratio P2O5/NTK des lisiers bruts, autour de 0,6, est intéressant en tant que matière fertilisante. Il permet une fertilisation relativement équilibrée, au regard des besoins des cultures en éléments nutritifs fertilisants puisque pour un épandage de 100 unités de phosphore, le lisier apporte près de 170 unités d'azote. Cependant, la majeure partie de l'azote du lisier est sous forme ammoniacale, disponible à court terme (dans les semaines qui suivent l'apport) et beaucoup plus facilement lessivable que sous forme organique (Texier, 2001). De plus, sa teneur très limitée en matières organiques associée à un coefficient isohumique faible (coefficient de transformation des matières organiques brutes en matières organiques évoluées de la couche arable. Pour le lisier, k1= 10 à 15% du poids de matières organiques brutes), peut à moyen ou long terme conduire à une dégradation des qualités physico-chimiques du sol.

Le lisier aéré a subi un traitement biologique aérobie pour éliminer l'azote du lisier brut principalement sous sa forme moléculaire N2 (gaz non polluant), mais environ 15% se volatilise sous forme de N2O (gaz à effet de serre). Ce procédé de traitement, qui s'apparente au compostage, peut permettre d'éliminer jusqu'à 75% de l'azote initial. Son impact sur la teneur du phosphore du produit est considérable, car le phosphore, à la différence de l'azote, n'a pas de formes chimiques susceptibles de se volatiliser. La teneur de P est ainsi multipliée par 3 et le produit final présente des teneurs en éléments nutritifs très déséquilibrées comparées aux besoins des cultures. Un apport de lisier aéré contenant 100 kg de phosphore apporte moins de 60 unités d'azote dont 90% sont sous une forme organique, plus stable que celle d'un lisier brut et donc potentiellement intéressante pour le long terme. Si l'apport est calculé d'après les besoins de P de la culture, un apport d'azote minéral complémentaire peut être nécessaire pour couvrir les besoins immédiats des plantes. Le lisier aéré est un produit également très dilué, qui ne peut être valorisé qu'à proximité de l'élevage dont il est issu (coût du transport).

Tableau 2. Composition de fumiers porcins.

	Unité	Fumier engraissement paille	Fumier porcelets paille	Fumier engraissement sciure	fumier pailleux stocké 3-6 mois
matière sèche	g/kg sur PB	308	334	373	342
Matières minérales		67	47	67	129
matières organique		236	287	316	291
C organique		123	148	162	183
N kjeldahl		9,4	8,6	7,3	12,6
N-NH4+		3	3	1,3	2,9
N organique		6,4	5,3	6	9,7
P2O5		7,7	6,7	9	12,5
P2O5	g/kg sur MS	25	20	24	37
ratio P2O5/NTK		**0,8**	**0,8**	**1,2**	**1,1**

(source : Levasseur, 2005)

Les refus de décanteur-centrifuge sont obtenus par séparation des phases du lisier : ils constituent la phase la plus solide obtenue. La plupart des décanteurs-centrifuges sont utilisés avec des produits polymères qui permettent d'obtenir des taux de capture élevés : la phase solide conserve 65 à 70% de la matière sèche initiale du lisier, 30 à 35% de l'azote et 75 à 85% du phosphore. Les refus de décanteurs-centrifuges sont donc des produits secs qui se compostent de façon naturelle et sont plus facilement exportables (produit concentré, moins de volume à transporter). Leurs teneurs en éléments fertilisants sont intéressantes, car plus élevées que la plupart des lisiers et des fumiers. Cependant, leur composition les rend difficilement valorisables sur des cultures dès lors que l'on souhaite respecter les principes d'une fertilisation équilibrée : ils apportent près de 2,5 fois plus de phosphore que d'azote, premier des facteurs limitants la croissance des peuplements végétaux cultivés sous nos conditions climatiques.

3.2. Les fumiers de porcs élevés sur litières accumulées (tableau 2)

La litière apporte des matières carbonées nécessaires à l'humification des déjections qui débute sous le porc dès la phase d'élevage. L'élévation de température de la litière liée à cette humification, qui correspond de facto à un début de compostage, entraîne simultanément une déshydratation de la litière et une perte d'azote ammoniacal par volatilisation.

Un épandage de fumier de porc pailleux à hauteur de 100 unités de Phosphore apporte 125 unités d'azote Kjeldahl, c'est-à-dire d'azote total. Dans un fumier pailleux de porc charcutier, 32 % de l'azote seulement est sous forme ammoniacale, contre 66% pour du lisier de porc charcutier. Ainsi, son effet direct sur les cultures est limité, mais l'effet indirect sur le fonctionnement du sol est significatif à moyen et long terme.

Les fumiers d'engraissement à base de sciure commencent également à composter sous les porcs. Au final, le fumier de sciure est plus sec et sa teneur en azote plus faible que le fumier de paille, la sciure ayant au départ une teneur en azote nulle. Cela a pour conséquence une augmentation du ratio P2O5/NTK : pour 100 unités de phosphore épandues, on apporte 83 unités d'azote Kjeldahl.

En conclusion, les fumiers sont d'un intérêt agronomique certain, puisque bien plus riches en matières organiques que les lisiers (près de 10 fois plus de MO que dans un lisier mixte). A leur valeur fertilisante s'ajoute donc une valeur d'amendement organique. En contribuant à l'entretien du stock de matière organique des sols, ils préservent leur fertilité et réduisent les risques de lessivage (Texier, 2001). Un apport régulier de produits riches en matières organiques induit une minéralisation de l'azote du sol au cours des années suivant son apport, qui devient alors disponible pour les cultures ; ces effets indirects sont d'autant plus importants que l'effet direct de l'azote ammoniacal est plus faible au moment même de l'apport. (Schvartz et al, 2005).

Tableau 3 : Composition de produits compostés.

	Unité	fumier pailleux composté	Fumier sciure composté	compost de lisier sur paille	compost de lisier sur déchets verts
matière sèche	g/kg sur PB	453	395	248	493
Matières minérales		143	85	86	257
matières organique		283	325	147	228
C organique		135	156	77	110
N kjeldahl		13,3	8,7	6,1	9,6
N-NH4+		1,4	1,9	1,7	0,65
N organique		12,1	7,1	4,5	9,1
P2O5		18,4	12,5	8,8	6,4
P2O5	g/kg sur MS	42	31	35	13
ratio P2O5/NTK		**1,4**	**1,4**	**1,4**	**0,7**

(source : Levasseur, 2005)

3.3. Composts de fumiers et de lisiers (Tableau 3)

Le compostage est une dégradation biologique en milieu aéré et humide, dégageant de la chaleur. Cette transformation est réalisée par des microorganismes. Elle aboutit à la formation d'un produit riche en matière organique, plus stable et correctement « hygiénisé ». Le compostage est une transformation aérobie des matières organiques. Le maintien des conditions aérobies dans toute la masse est obtenu par un retournement régulier du tas pour l'aérer. Ce retournement provoque un dégagement de CO_2 accompagné d'une phase à température élevée (jusqu'à 60°C). La teneur en matière sèche des composts est très dépendante des conditions de stockage : un stockage de longue durée en période pluvieuse peut faire passer la MS de plus de 35% à moins de 20% et diluer d'autant les éléments fertilisants. Il est préférable d'épandre les produits compostés rapidement (2 à 4 mois après la sortie de bâtiment) pour ne pas augmenter les coûts d'épandage (la matière sèche diminue à cause de la pluie) ou bien de couvrir les tas d'une vieille bâche lorsqu'ils sont totalement refroidis. (Institut de l'élevage et al., 2001).

Le compostage d'un fumier de porc à l'engrais permet d'épandre un produit plus homogène, plus sec (à condition de le protéger des intempéries) et plus riche en azote total. Ce produit vieilli bien et conserve ses éléments fertilisants, sauf une partie de l'azote qui est volatilisée. Il faut toutefois noter que les teneurs en phosphore du compost sont proches du double de celles du fumier non composté. Les composts de fumiers ou lisiers sur paille et de fumiers de sciure ont des teneurs en éléments fertilisants peu adaptées aux besoins des cultures, car ils contiennent bien plus de phosphore que d'azote. Pour 100 unités de phosphore épandues, on apporte seulement 71 unités d'azote, essentiellement organique.

Le compostage du lisier sur déchets verts met en œuvre 1 tonne de végétaux par m3 de lisier traité, contre seulement 70/80 kg de substrat pour le compostage de lisier sur paille. Compte tenu de cette dilution élevée par les déchets verts, la teneur en P_2O_5 sur matière sèche est moindre avec ce type de compost. Les produits décrits ici ont subi une maturation plus poussée que les composts de lisiers sur paille. Ainsi, ils ne contiennent plus que 6,8% d'azote ammoniacal relativement à l'azote Kjeldahl contre 28% pour les composts de lisier sur paille. Le ratio P_2O_5/N du compost de lisier sur déchets verts est bien plus intéressant que celui des autres composts présentés ici : pour 100 unités de P2O5 épandues, on apporte près de 143 unités d'azote.

Les composts sont particulièrement adaptés aux transferts de produits organiques : ils ont une siccité élevée (transport facilité), une teneur en matières organiques et en éléments minéraux intéressante, leur utilisation est assez aisée (épandage, conditionnement,…), ils sont hygiénisés et stables. (cf. paragraphe 5).

4. TRAITEMENTS ET EXPORTATIONS D'ENGRAIS ORGANIQUES : UN MOYEN DE RESORPTION ?

Le phosphore n'étant pas une ressource renouvelable à l'échelle humaine, la recherche d'une gestion durable de notre espace et de nos ressources naturelles impose de recycler les déchets nés de la consommation des aliments par les hommes et les animaux. En Bretagne, le respect des contraintes environnementales constitue un **impératif** pour le maintien des élevages en zone d'excédent structurel. Si l'on élimine pour l'instant la technique d'incinération des excédents structurels et la réduction du cheptel, le transfert de déjections animales ou de leurs co-produits de traitement en dehors des zones à forte densité d'élevage ayant des excédents structurels indiscutables, devient un impératif pour réussir à réduire les excédents de phosphore et, dans une moindre mesure, ceux d'azote.

Si, pour la filière avicole, des réseaux d'exportation des déjections se sont déjà mis en place depuis quelques années, le transfert des co-produits de traitement des lisiers de porc est un phénomène nouveau. En effet tout transport ajoute un coût supplémentaire important au traitement et ne doit être envisagé qu'en dernier recours, lorsque toutes les autres possibilités ont été envisagées (augmentation du plan d'épandage, réduction des apports d'azote et de phosphore alimentaires, remplacement du lisier par le fumier, délocalisation d'une partie de l'engraissement voire réduction du cheptel…).

La recherche de débouchés pérennes et économiquement acceptables de ces produits fertilisants est une problématique commune tant à la filière avicole qu'à la filière porcine. Elle s'avère difficile à mettre en œuvre compte tenu :

* des contraintes réglementaires,

* de la simplicité d'utilisation des engrais minéraux,

* mais aussi de la concurrence des déjections animales brutes et des effluents non agricoles issus des collectivités et des industries. (Levasseur, Aubert, 2006) qui pèsent sur le marché de ces produits à vocation d'intrants agricoles.

Cette situation nous conduit donc à rappeler les grandes lignes réglementaires concernant les matières fertilisantes et les conditions de fonctionnement des marchés de tous produits commercialisés.

4.1. Aspect réglementaire

Qu'ils soient soumis à autorisation ou déclaration, les élevages de porcs doivent respecter la réglementation sur les Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE). Les **déjections animales brutes sont considérées comme des déchets** et, à ce titre, soumises à obligation d'épandage contrôlé (Loi n°76-663 du 19 juillet 1976 relative aux ICPE).

Tableau 4 : Normes AFNOR NFU 44-051 et 44-001

	MS (%MB)	MO (%MB)	N (%MB)	P_2O_5 (%MB)	K_2O (%MB)	$N+P_2O_5+K_2O$	Cu mg /kg MS (et flux maximaux annuels sur 10 ans, en g/ha/an) [1]	Zn	As	Cd	Cr	Hg	Pb	Se	Ni
NF U 44-051 Compost de matières végétales et animales Fumiers et/ou lisiers et/ou fientes compostés Fumiers	> 30%	≥ 20%	< 3%[2]	< 3%	< 3%	< 7%	300[3] (1000)	600[3] (3000)	18 (90)	3 (15)	120 (600)	2 (10)	180 (900)	12 (60)	60 (300)
NF U 44-051 Déjections animales sans litière Mélange de matières végétales et de matières animales		≥ 25%													
NF U 42-001 Fientes de volaille déshydratées	75 %		> 3%	>2,5%		> 7 %	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NF U 42-001 Fientes de volaille avec litière	-		> 2%	> 2%	> 2%	> 7 %									
NF U 42-001 Engrais NP issu de lisier	-		> 1,5 %	> 3%		> 6 %	-	-	-	-	-	-	-	-	-

[1] *Des flux limites maximaux par an sont aussi définis.*
[2] *Somme des formes nitriques, ammoniacales et uréiques < 33 % de l'azote total ; rapport C/N > 8.*
[3] *Par dérogation, pour une durée de 5 années, les valeurs limites seraient de 600 et 1 200 mg/kg de MO pour respectivement le cuivre et le zinc.*

La transformation des déjections animales en matières fertilisantes permet de s'affranchir du plan d'épandage obligatoire. Mais la production, la mise sur le marché et la commercialisation des matières fertilisantes doivent se dérouler dans un cadre réglementaire d'un autre type que le plan d'épandage.

Le cadre réglementaire s'appliquant aux matières fertilisantes et supports de culture est défini par les articles L255-1 à L255-11 du Code Rural. Pour que le déchet puisse bénéficier du statut de produit, il doit présenter 4 qualités : efficacité agronomique, innocuité vis-à-vis de l'homme des animaux et de l'environnement, stabilité et référencement à un document technique officiel. Une propriété importante pour l'utilisateur et parfois difficile à obtenir avec des produits organiques est la constance de composition qui assure une innocuité et une efficacité agronomique constante.

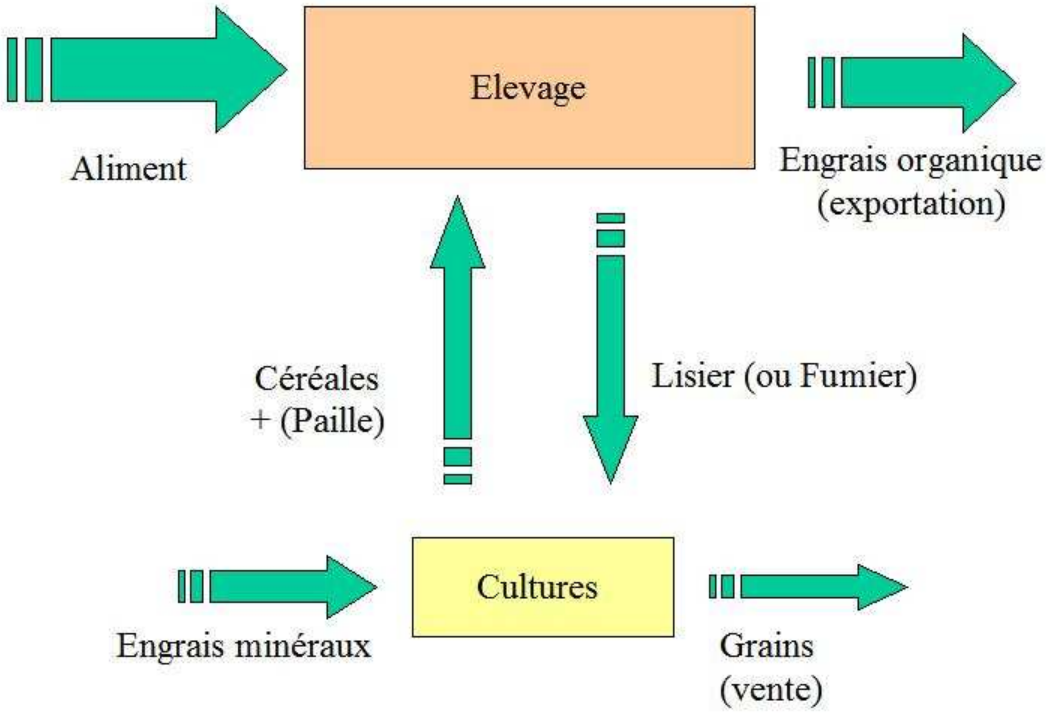
Il existe deux voies réglementaires pour mettre sur le marché une matière fertilisante revêtue de la garantie de l'état : **l'homologation et la normalisation.**

La création de **normes rendues d'application obligatoire** a été souhaitée par les différents acteurs professionnels et institutionnels afin de faciliter la mise en marché des matières fertilisantes. Les effluents porcins transformés sont essentiellement concernés par 2 normes : la NFU 42-001 (engrais minéraux qui comportent un sous chapitre engrais organo-minéraux) et la NFU 44-051 (amendements organiques). L'utilisation des normes impose au producteur de suivre un cahier des charges pour leur traitement et leur mise sur le marché. Les contraintes en sont rappelées dans le tableau 4.

La norme NFU 44-051 traite des « Matières fertilisantes composées principalement de combinaisons carbonées d'origine végétale, fermentées ou fermentescibles,destinées à l'entretien ou à la reconstitution du stock de matière organique (MO) du sol. » a été révisée en avril 2006. Son nouveau champ d'action inclut les fumiers, les composts et les déjections animales sans litière. Les teneurs en N, P_2O_5 et K_2O ne doivent pas dépasser chacune 3 % de la matière brute et leur somme doit être inférieure à 7 % de la matière brute. De plus, la teneur en matière organique (% MO) des produits non compostés doit être supérieure à 25 % de la matière brute, et celle des produits compostés supérieure à 20% de la matière brute. Pour tous les types de produits, la matière sèche doit être supérieure à 30 % du produit brut. De nouvelles exigences sur l'innocuité des produits ont été ajoutées : des valeurs limites pour les éléments traces métalliques, les pathogènes, les composés trace organiques et les inertes et impuretés ont été définies.

La norme 42-001, en cours de révision, définit les engrais organo-minéraux comme des «Matières fertilisantes dont la fonction principale est d'apporter aux plantes des éléments directement utiles à la nutrition (éléments fertilisants majeurs, éléments fertilisants secondaires, oligo-éléments). » Selon la législation, tout produit dont une des teneurs en N, P_2O_5 ou K_2O dépasse 3 % de la matière brute doit être considéré comme engrais. Elle concerne essentiellement les engrais organiques issus du lisier, notamment les refus de séparation de phases.

Figure 7 : Représentation schématique des flux circulants dans un élevage porcin breton « classique ».



4.2. Aspect marché des matières fertilisantes

Une bonne connaissance du marché des matières fertilisantes en France est indispensable pour mieux identifier les perspectives de débouchés pérennes des co-produits de traitement des lisiers de porc.

Un produit destiné à être exporté devra avoir la siccité la plus élevée possible, compatible avec les techniques de séchage/compostage rencontrées sur le terrain, c'est-à-dire de l'ordre de 60- 65 % de matière sèche. Ces niveaux de déshydratation sont indispensables pour limiter le coût du transport (éviter de transporter de l'eau) et permettre en outre la stabilisation des produits.

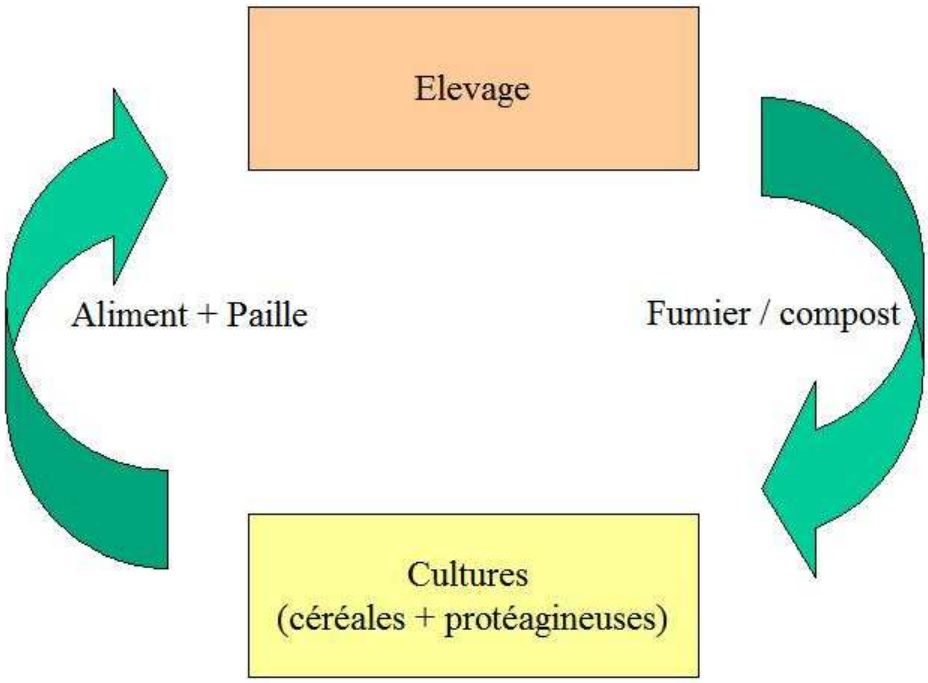
Parmi toutes les composantes du prix de revient des engrais et des amendements organiques, le transport devient un critère essentiel du coût global accentué par l'augmentation du prix des carburants. Compte tenu des distances à parcourir, les coûts de transport seront ainsi très variables entre les différents produits issus du grand ouest. La distance pouvant être parcourue dépend toutefois de la valeur ajoutée des produits : des engrais granulés organo-minéraux fabriqués en Bretagne sont vendus plus de 150 €/t à des vignobles du sud et du sud-ouest de la France. Pour des engrais et des amendements organiques à plus faible valeur ajoutée, les distances à parcourir devront être bien moindres afin que le coût de transport demeure au moins inférieur au prix de vente de la matière fertilisante.

Le marché des grandes cultures permettrait potentiellement d'absorber des quantités importantes de produits organiques. Des économies d'échelle sont envisageables dans la transformation, la logistique et les modes de livraison des matières fertilisantes. Elles seront indispensables sur ces segments de marché, compte tenu de l'importante baisse du pouvoir d'achat des agriculteurs qui explique pour partie les niveaux d'apports très faibles observés aujourd'hui. Dans certaines régions céréalières les apports de phosphore ne sont plus souvent que de l'ordre de 50 unités/ ha par année, voire tous les deux ans. Pour des raisons également économiques, les apports de scories ont également été fortement réduits depuis une dizaine d'années en Seine et Marne (La France a fermé ses mines de fer et ne produit plus de scories. Il en reste en provenance du Luxembourg, mais les quantités sont vraiment anecdotiques). A contrario, l'essor du prix du pétrole qui accroît le coût de fabrication des engrais minéraux, surtout azotés, devrait améliorer l'attrait des fertilisants organiques.

4.3. Réflexion autour des conséquences territoriales des transferts planétaires de P

La mondialisation des échanges, couplée à la spécialisation des zones de production, complique la recherche d'un fonctionnement idyllique de l'écosystème planétaire. Il existe depuis un siècle de gigantesques transferts planétaires unidirectionnels de P liés aux flux de minerais depuis les mines jusqu'aux champs cultivés. Mais ils concernent désormais des flux bien plus discrets, car cachés sous une forme beaucoup plus élaborée qu'un engrais, puisqu'il s'agit de ceux impliquant les aliments humains et animaux. Pour ne citer qu'un exemple, il entre en Bretagne, avec les aliments du bétail, plus de P que les cultures bretonnes ne peuvent en prélever, créant une "genèse" locale de P due aux déjections animales qui ne peuvent même pas être recyclées localement rationnellement (figure 7)

figure 8 : représentation schématique du principe du lien au sol



Ce P devrait être renvoyé vers les champs d'origine de ces aliments du bétail. Mais ces aliments proviennent, pour l'essentiel de pays "en voie de développement" qui pratiquent le "soil mining" ; l'Argentine perd ainsi en moyenne 5 kg P ha-1 an-1. Nombre de terres africaines ne sont même plus en situation de "perdre" cette quantité, tant le niveau global de fertilité est bas et la possibilité économique d'apporter des fertilisants est désormais limitée !

Ainsi, le renforcement de la séparation mondiale des productions animales et végétales conduit à la création de territoires d'accumulation de déchets aux destinées peu compatibles avec la durabilité et de territoires en voie d'appauvrissement global où P est devenu une contrainte majeure. Dans un état organisé, favorisant les débats démocratiques portant sur le couple production-environnement, des solutions locales peuvent être imaginées mais dans les pays démocratiquement démunis face à la mondialisation des échanges monétaires et de matière sans limite elles sont moins évidentes à mettre en place.

5. LE LIEN AU SOL, PREMIER FACTEUR DE DURABILITE DES SYSTEMES D'ELEVAGES

Jusqu'au début du XXème siècle, l'agriculture et l'élevage étaient associés dans des fermes dites de polyculture-élevage. La valorisation des déjections animales, exclusivement recyclées sous forme de fumier, servait à améliorer la fertilité des sols. Puis le développement des engrais chimiques contribua à la réduction de l'utilisation des fertilisants d'origine organique. Le phénomène s'amplifia même avec la spécialisation des régions agricoles en régions de grandes cultures et régions d' élevage, produisant trop de fumiers et lisiers.

Les apports d'éléments nutritifs aux plantes voire aux terres (la logique voudrait que la fertilisation soit pratiquée pour faire pousser des plantes et non pour enrichir des sols), sont indispensables pour compenser les exportations par les cultures (éléments nutritifs fixés dans les parties récoltées des plantes cultivées) et les pertes par lessivage. Cette pratique permet globalement d'entretenir les fertilités chimique et biologique des terres. Le recyclage, en agriculture, des éléments nutritifs, est un impératif qui devrait être accepté par toutes et tous, dans un objectif de développement durable de l'humanité.

Aujourd'hui, les élevages bretons de monogastriques sont pour la très grande majorité « hors-sol », c'est à dire que le nombre d'animaux présents n'est plus conditionné par la surface agricole disponible. Un élevage « lié au sol » doit pouvoir, à l'idéal (figure 8) :

- produire l'aliment nécessaire aux animaux
- produire la paille qui servira de litière aux animaux
- épandre toutes les déjections produite par les animaux sur ses propres terres.

Une étude des différents systèmes de production, dans le cadre du programme de recherche « Porcherie verte », a démontré que les systèmes d'élevage de porcs les plus durables sont ceux qui tendent vers l'autonomie alimentaire et l'autonomie de fertilisation, associée à une bonne rentabilité économique.

L'utilisation préférentielle d'engrais de ferme riches en matières organiques peut permettre de répondre à des enjeux environnementaux forts auxquels notre région est confrontée. Par exemple, dans un bassin versant agricole dégradé aux prises avec des risques importants d'enrichissement en phosphore des plans d'eau, principalement par érosion du sol, le maintien d'un haut niveau de qualité du sol est à la base des solutions agronomiques et environnementales à mettre en oeuvre.

Or il est reconnu que les engrais de ferme contribuent beaucoup mieux à la qualité du sol que les engrais minéraux. Cependant, compte tenu des coûts d'épandage et de transport associés à ce type d'engrais, leur site d'épandage doit être le plus proche possible du lieu de production, pour rester compétitif. D'autres contraintes de toutes sortes leur étant liées, l'efficacité fertilisante des fumiers doit être la plus élevée possible pour soutenir la comparaison avec des engrais minéraux, et surtout, la plus « équilibrée » possible, afin de couvrir les besoins des cultures sans nécessiter un apport de lisier ou d'engrais minéral complémentaire.

Pour atteindre cet objectif d'équilibre, il semble de plus en plus intéressant de limiter la volatilisation de l'azote dans les élevages ayant un réel lien au sol, et donc les compostage des fumiers. Si une règlement portant sur l'épandage de P2O5, tel que celui proposé en 2005, devenait d'application obligatoire, seuls les produits les plus équilibrés permettront de couvrir les besoins en azote des plantes cultivées qui recevront une dose d'engrais calculée par rapport à leurs besoins en phosphore…

Les déjections porcines ont, à l'évidence, une valeur fertilisante mais aussi une valeur amendante. Elles doivent donc, lorsque leur utilisation est conforme aux principes de fertilisation équilibrée, contribuer à réduire l'utilisation d'engrais minéraux tout en augmentant la stabilité structurale des sols et la vie qu'ils entretiennent (surtout le fumier et le compost). Mais lorsque les apports dépassent la capacité de recyclage des milieux naturels, elles deviennent polluantes pour le sol, l'eau et l'air, puisque, au-delà de la compensation des éléments nutritifs indispensables, l'accumulation de ces même éléments, et de quelques autres contenus dans l'alimentation et largement rejetés dans les déjections, peut entraîner à plus ou moins long terme de réelles pollutions des sols.

A l'heure actuelle, seules les exploitations agricoles soumises aux régimes des installations classées voient leurs apports en phosphore plafonnés à un seuil maximum de 100 kg de P2O5 par hectare épandable (arrêté ICPE, 2005). Les autres exploitations ne sont limitées que sur leur fertilisation azotée. La révision future du schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE) en Côtes d'Armor, d'ici à 2009, devrait permettre un réel progrès dans la gestion du phosphore : Le Sdage proposerai notamment d'appliquer de nouvelles normes et de contraindre les agriculteurs à réduire fortement les apports de phosphore pour arriver à l'équilibre de la fertilisation.

Tableau 5 : caractérisation des phases d'évolution d'un amas de fumier de 500 tonnes, stocké au champs

phase	consolidation	maturation	après la reprise de l'amas
durée	au cours des 2 premiers mois	6 mois (parfois jusqu'à > 1 an)	variable selon réhabilitation
PRINCIPAUX PHENOMENES OBSERVABLES	diminution du volume de l'amas (jusqu'à 20%, par compression)	diminution du volume (jusqu'à -40%) et de la masse de l'amas (jusqu'à -60%)	Minéralisation (pdt 2 ans) du Norg résiduel dans le sol : apport excédentaire de N-NH4
	accroissement de 10 à 20% de la surface occupée au sol (affaissement)	variation cyclique de la masse et la teneur en eau du fumier, surtout à la surface de l'amas	Nitrification (2 premiers mois) du N-NH4 résiduel retenu dans le sol
	Variation cyclique de la température dans l'amas (fonction de l'activité de décomposition)	volatilisation de N-NH4	Nitrification abondante (pdt 2 ans) du N-NH4 issu de la minéralisation de Norg
	Volatilisation de l'azote ammoniacal (de 5 à 20% de l'N initial)	perte de carbone par oxydation (40% en 10 mois pour fumiers humides, plus pour les fumiers secs)	Immobilisation dans l'humus du sol pendant les 2-3 premières années de N et du C résiduels.
	Ruissellement à la périphérie du tas, lors des précipitations & redoux.	Immobilisation, Retroversion, adsorption et fixation des éléments fertilisants par le sol.	prélèvements par les plantes
	Production de lixiviats sous l'amas & en périphérie (retenus par sol & végétaux de la bande filtrante)	Réduction de la perméabilité du sol par colmatage physique, biologique & chimique.	Rejets de l'N élémentaire (N2) dans l'atmosphère par dénitrification en condition de sol humide & en abondance de C soluble.
	Diminution de la charge microbienne (facteur de 15 sur 2 mois pour les streptocoques fécaux)	Lessivage d'éléments fertilisants vers la nappe phréatique	Amélioration graduelle de la perméabilité et de la structure du sol
	Faible réduction de la charge fertilisante de l'amas (<15%) (volatilisation N)	Réduction importante de la charge fertilisante de l'amas (jusqu'à 50%, dont 30% par volatilisation)	Lessivage de N & P vers le sous-sol et la nappe phréatique.

6. RECOMMANDATIONS POUR UNE BONNE GESTION DES FUMIERS STOCKES AU CHAMP.

Pouvoir stocker son fumier, directement du bâtiment de logement des animaux au champ, est une économie. L'exploitant évite ou diminue la surface nécessaire en fumière. Toutefois, pour éviter un risque de pollution, cette possibilité est permise seulement pour certains types de fumiers, qui ne dégagent pas de jus, et sous certaines conditions.

Réglementairement, la durée d'accumulation des litières sous les animaux doit être au moins de deux mois, pour pouvoir stocker le fumier au champ. Les éleveurs qui raclent leur litière ou la vident toutes les semaines, tous les quinze jours… doivent d'abord l'entreposer en fumière pour atteindre environ deux mois de stockage cumulé (sous les animaux et en fumière). La quantité de fumier mis en dépôt ne doit pas être supérieure à la quantité correspondant aux besoins de la parcelle ou d'un îlot de parcelle. Le fumier peut rester jusqu'à dix mois en stockage au champ et le retour sur un même emplacement du tas de fumier ne doit pas se faire avant trois ans. Des distances sont à respecter par rapport à des nuisances olfactives et aux risques de pollution.

Lorsque les fumiers et composts sont stockés au champs, les amas doivent être confectionnés pour une courte durée afin de limiter les pertes de valeur fertilisante. Ils doivent également être peu encombrants pour faciliter les pratiques culturales dans le reste du champ et rester faciles d'accès.

Le Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs Québécois vient de réviser son règlement sur les exploitations agricoles, dans l'objectif d'atteindre un meilleur équilibre entre les apports des fertilisants et les besoins des plantes, favorisant ainsi une réduction de la pollution causée par l'utilisation de ces substances dans l'environnement. Cette approche est axée notamment sur une gestion rigoureuse du phosphore à l'échelle de chaque entreprise agricole. L'institut de recherche et de développement en agroenvironnement du Québec a réalisé au cours de l'année 2009 un « guide de conception des amas de fumiers au champs », qui propose des éléments scientifiques et des solutions techniques pour en optimiser la gestion. Quelques une des préconisations de ce document seront développées ici, car transposables aux exploitations bretonnes.

6.1. Caractéristiques des amas de fumier stockés au champs

Les amas de fumier entreposés au champ subissent différents phénomènes naturels au cours du temps, qui impactent leur état physique et leur composition chimique. Ces phénomènes caractérisent trois phases successives (la consolidation de l'amas, la maturation du fumier et l'après reprise de l'amas) au cours desquelles la valeur fertilisante du produit évolue, avec les risques de pollutions associés (tableau 5)

Selon Grégoire et Côté (2004), l'accumulation de N, P205 et K20 dans les premiers 50 cm de sol sous les amas, après 9 mois de présence, était de 340 g, 140 g et 1600 g respectivement par tonne de fumier. Pendant la même période, les pertes par drainage souterrain ont été de 31 g de N, 1,9 g de P205 et 160 g de K20, et les pertes par ruissellement recueillies à moins de 1 m du pourtour de l'amas ont été de 32 g de N, 8,4 g de P205 et de 205 g de K20.

Tableau 6 : Bilan théorique des éléments fertilisants d'un amas de 500 tonnes, après 2 mois de consolidation et 6 mois de maturation

valeurs approchées (kg)	N	P	K	N	P	K
contenus initiaux	**2500**	**500**	**3000**	**2500**	**500**	**3000**
volatilisé	300			800		
adsorbés par le sol sous l'amas	30	6	225	175	30	650
adsorbés par le sol de la bande filtrante	20	6	75	125	12	350
prélevés par les végétaux de la bande filtrante	30	6	40	50	12	50
retenus (+) /relargués (-) par l'andain filtrant	de -0,1 à 1	-0,05 à 0,3	de -0,5 à 1	de -0,1 à 1	-0,05 à 0,5	de -0,5 à 1
diffusés dans la nappe phréatique	5	0,1	20	15	0,3	65
exportés par le système de drainage	5	0,05	20	15	0,3	65
Résiduels dans l'amas :	**2100**	**480**	**2620**	**1320**	**440**	**1820**

Tableau 7 : Bilan théorique de la réduction des charges en éléments fertilisants dans le sol sous un amas de 500 tonnes entreposé pendant 4 mois sans gel, 2 ans après sa reprise

valeurs approchées (kg)	N	P	K
contenus résiduels dans le sol (0-50 cm) sous l'amas, juste après la reprise	**100**	**20**	**500**
prélevés par l'enlèvement de 3 cm de sol lors de la réhabilitation	15	3	70
Prélevés par la végétation à l'emplacement de l'amas	55	7	60
Rétrogradés et fixés par le sol	0	5	0
Réduits en N2	2	0	0
Diffusés dans la nappe phréatiqsue	5	0	0
exportés par le système de drainage	10	0,8	40
Résiduels dans les premiers 50 cm de sol sous l'amas, 2 ans après la reprise	**13**	**4**	**330**

C'est dire que les charges de N, P et K atteignant les drains souterrains (ou la partie haute de la nappe phréatique) sont faibles pendant la présence de l'amas, par rapport à la quantité qui est adsorbée par le sol (tableau 6)

Ce sont les propriétés physico-chimiques du sol qui gouvernent sa capacité d'adsorption. Leur connaissance est primordiale pour prédire en combien de mois cette capacité sera atteinte. Les travaux de Grégoire et Côté, 2004, ont démontré que si la capacité d'adsorption est dépassée (notamment en azote) à la suite d'une persistance trop longue des amas sur un site, le sol relarguera vers la nappe phréatique, au cours des deux années suivant la reprise de l'amas, une proportion importante d'azote et à des teneurs pouvant excéder 100 mg/l2, dans l'eau de drainage (tableau 7)

6.2. Critères de sélection des sites d'entreposage

6.2.1. Propriétés physiques des sols

Sous l'amas, un sol ayant une faible perméabilité doit être recherché afin de réduire la percolation des lixiviats vers la nappe phréatique. Au contraire, le sol de la bande filtrante devrait avoir une perméabilité plus élevée afin de favoriser une infiltration des lixiviats et de diminuer le ruissellement vers les fossés.

Plus la teneur en argile est grande en présence de matière organique, plus les agrégats granulaires stables deviennent nombreux, ce qui augmente la perméabilité d'un sol. Dans ces conditions, la couche arable d'un sol argileux contenant 70 % d'argile sera 10 fois plus perméable que celle d'un sol qui en contient moins de 10 %. La couche de 20-40 cm de sol située sous la couche arable présente, aussi, une tendance à afficher une perméabilité plus élevée avec l'accroissement de sa teneur en argile. Cette tendance est cependant moins forte que dans le cas de la couche arable, en partie en raison d'un plus faible état d'agrégation des particules minérales et organiques. Globalement, la conductivité hydraulique du sol diminue en moyenne de 30 %, de la couche arable à cette couche sous-jacente. À une profondeur entre 40 et 60 cm, les caractéristiques du sous-sol sont généralement intimement liées à la nature de la roche-mère, elles ne sont pas influencées par le profil cultural. La perméabilité dépend donc de la texture du sol.

Les sols dont la teneur en sable total excède 86 % et dont la fraction de sable grossier dépasse 50 % seraient à déconseiller pour l'entreposage d'amas pendant plus d'un mois (ou 4 mois hivernaux), car ils sont trop perméables. Au contraire, les sols sableux où dominent les fractions sable fin et très fin (>50 % du sable total) pourraient permettre l'entreposage d'amas pour une durée de 3 mois sans gel.

Sans égard à la texture du sol, trois phénomènes de colmatage ont un impact sur la perméabilité du sol sous les amas. Ils se produisent habituellement dans les premiers jours suivant la lixiviation et peuvent réduire la perméabilité du sol par un facteur de 10 et plus :

- Le colmatage physique résulte de l'obstruction des macropores par les fines particules de fumier; il dure plusieurs années, tant que la matière organique n'est pas oxydée ou réintégrée à l'humus du sol.
- Le colmatage biologique découle, quant à lui, de l'obstruction des pores par la biomasse microbienne. Il disparaît lorsque cette biomasse est hydrolysée, mais il peut se reformer de façon séquentielle.

- Le colmatage chimique se produit dans les sols contenant une fraction d'argile. Il consiste en une destruction des macropores et des micropores par déstabilisation de la structure causée par les cations monovalents, tels NH4 +, Na+ et K+. S'il n'y a pas d'autres amas sur le même site, ce type de colmatage se résorbe au cours des années suivant la reprise, ce qui n'est pas le cas sur les sites permanents tels que ceux situés à proximité des bâtiments d'élevage.

6.2.2. Propriétés chimiques des sols

Parmi les éléments fertilisants issus de la lixiviation et du ruissellement des amas, le phosphore est celui qui doit être le plus possible capté et retenu dans le sol, de manière à ne pas enrichir les plans d'eau. La teneur en aluminium libre (Al Mehlich-3) du sol est le principal facteur de fixation du P. Dans la couche arable, elle a tendance à décroître avec l'augmentation de la teneur en argile. Les teneurs en Al Mehlich-3 les plus élevées se retrouvent naturellement dans les sols les plus sableux, mais il y a des exceptions.

Pour favoriser la rétention du N-NH4 et du K, on doit rechercher des sols avec une capacité d'échange cationique (CEC) élevée (> 15 meq/100 g). La CEC s'accroît avec la teneur en argile des sols, quelque soit la couche concernée. Les plus faibles CEC se retrouvent le plus souvent dans des sols contenant moins de 20 % d'argile.

Les sols sableux avec prédominance de sable moyen et grossier ont une CEC inférieure à 10 meq/100 g et une perméabilité élevée. Ils présentent les plus forts risques de laisser passer des éléments fertilisants vers des couches plus profondes, puis vers la nappe phréatique.

6.2.3. Exemples de sites contre-indiqués pour les amas au champ

Les lieux présentant les caractéristiques suivantes peuvent augmenter les risques de ruissellement, de percolation ou d'accumulation excessive d'éléments fertilisants et ne devraient donc pas être utilisés pour stocker les fumiers en amas :

- Les affleurements rocheux et les sols minces de moins de 80 cm de profondeur.
- Les zones inondables par débordement de cours d'eau et de plans d'eau.
- Les terrains situés en deçà des distances imposées par la réglementation.
- Un emplacement situé à moins de 100 m d'un autre ayant été utilisé pour stocker du fumier l'année précédente.
- Un site non cultivable attenant à un champ cultivé.
- Un terrain où la nappe phréatique se situe régulièrement à moins de 50 cm de profondeur durant la saison de croissance des cultures.
- Un site sur lequel l'eau de ruissellement en amont ne peut être détournée et risque d'atteindre l'amas.
- Les parties de champ en légère dépression qui, sans être inondables par le débordement d'un cours d'eau, peuvent être submergées par plusieurs centimètres d'eau (pluies intenses).
- Les terrains dont la pente est de 6 % et plus.

6.3. Préparation des sites

Une bande filtrante est le principal aménagement à recommander autour de l'amas : Elle permet de stabiliser le lixiviat dans le champ et de réduire les risques de son écoulement vers les cours d'eau. La bande filtrante commence à la base de l'amas avant consolidation et doit l'entourer de tous les côtés, sur une largeur d'au moins 10 mètres. Elle sera constituée préférentiellement de plantes pérennes voire de céréales d'automne ou de chaumes avec leurs pailles. En l'absence de végétation ou de résidus de culture, certaines façons culturales (chisel, labour) dans le sens des courbes de niveau (perpendiculaires au sens de la pente) peuvent accroître l'efficacité de la bande filtrante en augmentant la rugosité de sa surface. Il faut éviter de dessiner des voies d'écoulement préférentiel (ornières profondes) dans cette zone.

Lorsque le terrain sur lequel repose l'amas comporte une pente de plus de 2%, l'aménagement d'une rigole d'interception en amont du site peut être envisagée pour détourner les eaux de ruissellement. La distance entre la rigole et l'amas doit être la plus courte possible pour ne pas capter trop de ruissellement, mais suffisamment large pour permettre le passage des machines agricoles.

Si l'amas doit rester tout l'hiver dans le champ, un andain filtrant peut être réalisé pour limiter les risques de ruissellement. Il sera composé préférentiellement de matériaux qui ne risquent pas d' êtres dispersés par le vent. Au moment de sa confection, il a environ 50 cm de hauteur et 75 cm de largeur. Il est disposé en aval de la bande filtrante, de façon à filtrer toute l'eau qu'elle rejette. L'andain sera récupéré au moment de la reprise, puis réservé. Il peut être réutilisé plusieurs fois pour de nouveaux amas.

6.4. Gestion des amas

L'aménagement d'amas de fumier au champ doit être planifié pour limiter la période d'entreposage à moins de trois mois sans gel du sol. Au-delà de cette durée, les pertes de nutriments occasionnées par le ruissellement et la lixiviation sous l'amas augmentent, lors de la phase de maturation du fumier.

L'entreposage du fumier sous forme d'amas n'a pas pour but d'effectuer du compostage. Le fumier mis en amas est destiné à être valorisé le plus possible à son état frais. En évitant les facteurs propices au compostage, on limite les risques de lixiviation des éléments fertilisants et donc de déséquilibre de la valeur fertilisante du fumier (équilibre N/P notamment).

Afin de profiter du maximum de sa valeur fertilisante et pour limiter la contamination du site sous l'amas, il est recommandé d'effectuer la reprise du fumier (humide ou sec) avant que ne se soit écoulée une période de trois mois d'entreposage, surtout si l'amas a été confectionné tôt au printemps.

Les amas au champ sont sensibles aux intempéries et aux aléas climatiques, particulièrement en période de redoux hivernal et en périodes de surplus hydriques, plus fréquents à l'automne et au printemps. Il est donc recommandé de faire une visite des sites d'entreposage des amas durant les périodes critiques afin d'évaluer la situation et d'apporter des solutions si nécessaire. Par exemple, en cas d'écoulement en dehors de la bande filtrante, l'ajout d'un andain filtrant pourrait être recommandé.

6.5. Réhabilitation des sols arables après la reprise

Le lessivage des nitrates (NO3) vers la nappe phréatique, au cours des deux premières années suivant la reprise de l'amas, est la conséquence environnementale la plus à craindre. Le nitrate provient de la nitrification de l'azote ammoniacal (N-NH4) résiduel présent dans le sol arable sous l'amas, de même que de la minéralisation de l'azote organique (N-org.) résiduel qui s'y trouve aussi.

Le meilleur indicateur du besoin de réhabilitation d'un site est la charge résiduelle en éléments fertilisants qui peut y être mesurée juste après la reprise de l'amas. Pour obtenir cette charge résiduelle, il suffit de calculer la différence entre les teneurs en éléments fertilisants des premiers 20 cm de sol sous l'amas immédiatement après la reprise et celles observées à proximité du site, ramenées en kg/ha. Une augmentation de charge de plus de 5000 kg/ha de N-total ou de 375 kg/ha de N-NH4 justifie une réhabilitation du site. La charge du sol en matière organique révèlera la quantité de fumier résiduel laissée sur le site lors de la reprise de l'amas, surtout si le chantier a été difficile. La minéralisation de l'azote organique et la nitrification de l'azote ammoniacal s'opèrent très rapidement au cours du premier mois suivant la reprise.

La réhabilitation du sol d'un site au printemps et durant la saison de croissance n'est pas toujours facile en raison de diverses contraintes. Par exemple, le site de l'amas est enclavé à l'intérieur d'un champ déjà ensemencé ou en croissance active; ou encore, la capacité portante du sol n'est pas suffisante pour supporter le transport d'une partie du sol. La réhabilitation devrait se faire lors des travaux de semis de la parcelle. Toutefois, il peut arriver qu'elle soit effectuée plus tard en saison, à un moment jugé plus propice. Deux méthodes peuvent être utilisées : l'enlèvement du sol et l'apport de matériel organique. Utilisées conjointement, ces deux méthodes donnent de meilleurs résultats.

6.5.1. Enlèvement du sol

L'enlèvement de la partie superficielle de la couche arable est partiel et ne devrait pas dépasser 10 cm d'épaisseur. Si le sol prélevé est valorisé à proximité de la bande filtrante, il est déposé en parts égales vers l'extrémité de celle-ci. Du sol de la bande filtrante est ensuite rapporté à l'emplacement de l'amas avec une niveleuse. Si le sol prélevé est valorisé à une plus grande distance du site, la dépression créée par l'enlèvement du sol riche sera comblée par du sol pauvre en N, P et K et en matière organique. Le tout sera incorporé sur une profondeur de 20 cm par une façon culturale.

6.5.2. Apport de matériel organique

Pour contrer le lessivage de l'azote nitrique vers la nappe phréatique, l'apport d'un matériel organique ayant un haut rapport carbone sur azote (C/N) présente aussi beaucoup d'intérêt. Ce matériel servira de support stimulant l'activité d'humification des charges résiduelles tant en carbone qu'en azote. L'humus ainsi produit libérera très lentement ses éléments fertilisants suivant les besoins des cultures. Par exemple, un apport de 6 kg de paille hachée finement (C/N = 60 à 100) par m2 de sol occupé par l'amas, pourra être incorporé par une méthode culturale appropriée sur 20 cm de profondeur.

Conclusion

La prise de conscience croissante, bien que tardive en France, du rôle central du phosphore dans l'eutrophisation conduit à s'interroger sur les moyens disponibles pour limiter son transfert vers le réseau hydrographique. L'apparition récurrente à la belle saison des marées vertes sur les côtes bretonnes participe à l'entretien du sentiment d'une pollution endémique dont l'agriculture est devenue la principale responsable (après la forte réduction de l'utilisation de phosphates dans les détergents), en raison de la densité et du niveau d'intensification des élevages.

La fertilisation des cultures étant préférentiellement établie selon les besoins en azote des plantes, le phosphore excédentaire s'est accumulé dans les sols cultivés et est acheminé plus ou moins directement des parcelles agricoles vers le réseau hydrographique. Pour limiter les phénomènes d'eutrophisation, deux approches complémentaires peuvent être envisagées :

- Réduire les rejets de phosphore par les animaux d'élevage, en travaillant sur la teneur en P de l'aliment, l'introduction de phytases ou encore sur le métabolisme des animaux. Les filières de traitement et d'exportation des effluents répondent à cette même logique, celle de limiter les contributions de l'élevage à l'enrichissement des sols bretons.
- « fixer » le phosphore présent dans les parcelles agricoles, car son impact sur les écosystèmes terrestre est bien plus limité que dans les écosystèmes aquatiques. Dans cette optique, des apports réguliers de matières organiques associés à des techniques de travail du sol et de stockage des effluents adaptées permettent de restreindre les phénomènes de ruissellement et d'érosion. L'aménagement de « zones tampons » autour des étendues d'eau apporte une protection supplémentaire à ces écosystèmes fragiles.

Bibliographie

AUBERT C., 2007, le phosphore : élément essentiel à la vie mais avec un impact sur l'environnement lié aux activités humaines, TeMA n°1, p 9-12.

AUBERT C., LEVASSEUR P., 2005, le marché des fertilisants organiques en France, 12 p.

AUROUSSEAU P., 2001, les flux d'azote et de phosphore provenant des bassins versants de la rade de Brest. Comparaison avec la Bretagne, 2001, Océanis vol 27 n°2, p 137-161

BARROIN, G., 2003. Phosphore, azote et prolifération des végétaux aquatiques. Courrier Env. INRA,48, p 13-26.

CASTILLON P., DORIOZ J.M. et HANOCQ D., 2007. Effet des techniques culturales sans labour sur le transfert de phosphore vers le réseau hydrographique. Perspectives agricoles.

CORPEN, 1998. Programme d'action pour la maîtrise des rejets de phosphore provenant des activités agricoles, 85p.

CORPEN, 2003, Estimation des rejets d'azote - phosphore - potassium - calcium - cuivre – zinc des porcs. Influence de la conduite alimentaire et du mode de logement des animaux sur la nature et la gestion des déjections produites, juin 2003, 44p

DE BUTLER B., 2006. Rôle de l'Hydrologie et des pratiques culturales sur les flux de phosphore à l'exutoire d'un petit bassin versant agricole de Bretagne. Mémoire de fin d'études, ENSA Rennes, 77p

DORIOZ J.M., 2006. Mécanismes de transfert du phosphore vers les milieux aquatiques. Dans « Phosphore et environnement ». Formation Arvalis Institut du Végétal, Rennes, 5 avril 2006.

DORIOZ J.M., TREVISAND D., VANSTEELANT J.Y., 1997, transfert diffus de phosphore des bassins versants vers les eaux de surface : impacts, ordre de grandeur, mécanismes, l'eau dans l'espace rural, production végétale et qualité de l'eau, INRA Ed., p 249-264

FARDEAU J.C, MOREL C., OBERSON A., 1993, phosphore, matière organique et eutrophisation des écosystèmes, Congrès de Blois 1993, p 125-138

GIOVANNI R., 2002, évaluation des potentiels d'azote et de phosphore d'origine animale de la région Bretagne pour les années 1998 – 2001, Fourrage, n°170, p 123-140

HUET G., POTEL M., DE LA BROISE D., 2005, le phosphore, un polluant d'avenir ?, Eau & Rivières, N°132, p 11-18.

INSTITUT DE L'ELEVAGE, ITAVI, ITCF, ITP, 2001, Fertiliser avec les engrais de ferme, ITCFIE, ITAVI, ITP, 2001, 104p.

CÖTE D., GASSER, M-O, POULIN D., 2009, guide de conception des amas de fumier au champ II, IRDA 48 p.

LEMERCIER B., 2003, la pollution par les matières phosphorées en Bretagne, DIREN Bretagne, 85 p

LEVASSEUR P., 2005. Composition des effluents porcins et de leurs co-produits de traitement, ITP, 28 p.

MOLE, 2008, Bilans du phosphore sur les territoires et propositions de leviers d'action pour la filière avicole, mémoire de fin d'étude ENESAD, 141p.

MOREL C., 2002, Caractérisation de la phytodisponibilité du phosphore du sol par la modélisation du transfert des ions phosphates entre le sol et la solution, mémoire préparé en vue de l'obtention du diplôme d'habilitation à diriger des recherches, 91 p.

REPUSSARD C., 2008, essai d'adaptation pour l'ouest de la France d'outils d'évaluation du risque de transfert de phosphore des parcelles agricoles vers le réseau hydrographique, mémoire de fin d'étude ENITAC, 91p.

SCHVARTZ C., MULLER J.C., DECROUX J., 2005, guide de la fertilisation raisonnée, COMIFER, 414 p.

TEXIER C., 1997, Le compostage à la ferme des fumiers porcins, Journées Rech. Porcine en France, 29, p 319-326

TEXIER C., 2001, les litières biomaîtrisées en porcherie, Techniporc 24, n°4, p 29-34.

TEXIER C., 2004, les fumiers de porc sur litière de paille accumulée : composition production et rejet entre le sevrage et l'abattage, Techniporc 27, n°1, p 27-32.