

*Communauté française de Belgique*

**FACULTE UNIVERSITAIRE DES SCIENCES AGRONOMIQUES DE  
GEMBLoux**

**Etude critique du taux de saturation en phosphore  
dans des sols agricoles en Région wallonne en tant  
qu'indicateur de bonnes pratiques en matière de  
fertilisation phosphorée**

Travail de fin d'études

Année académique 2007-2008

Présenté par Malorie Renneson

Promoteur(s) : Pr. L. Bock, Pr. J-M. Marcoen

En vue de l'obtention du grade de Bioingénieur en Gestion de l'Environnement et  
Aménagement du Territoire

*Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique de la Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux.  
Le présent document n'engage que son auteur.*

*Communauté française de Belgique*

**FACULTE UNIVERSITAIRE DES SCIENCES AGRONOMIQUES DE  
GEMBLoux**

**Etude critique du taux de saturation en phosphore  
dans des sols agricoles en Région wallonne en tant  
qu'indicateur de bonnes pratiques en matière de  
fertilisation phosphorée**

Travail de fin d'études

Année académique 2007-2008

Présenté par Malorie Renneson

Promoteur(s) : Pr. L. Bock, Pr. J-M. Marcoen

En vue de l'obtention du grade de Bioingénieur en Gestion de l'Environnement et  
Aménagement du Territoire

## REMERCIEMENTS

---

Au terme de ce travail, j'adresse toute ma reconnaissance aux personnes ayant participé d'une façon ou d'une autre à cette étude et à cette aventure humaine. Je tiens à exprimer mes plus vifs remerciements à mes promoteurs M. Bock et M. Marcoen pour m'avoir fait confiance et m'avoir suivie durant ces six mois.

Je tiens également à remercier tout particulièrement M. Colinet et M. Vandenberghe pour leur suivi, leur soutien et leur bonne humeur (les chansons et sifflements dans le couloir...), malgré les nombreuses fois où je débarquais dans leurs bureaux en lançant « j'ai un problème » (vous adoriez d'ailleurs cette phrase!). Je tiens également à remercier M. Bodson pour ses informations et le temps qu'il m'a consacré.

De manière générale, j'aimerais remercier tous les professeurs m'ayant fait partager leur savoir durant ces cinq années.

Un très grand merci à Jérémie pour sa bonne humeur sur le terrain, sa disponibilité et ses muscles. Je m'excuse de t'avoir fait arriver dernier de tes randonnées, d'avoir été la cause de tes maux de dos ou encore de tes sommes devant les matchs de foot, par contre je ne t'excuse pas pour tous les vers de terre...

Cette aventure n'aurait pu être réalisée sans toutes les personnes du Laboratoire de Géopédologie et de GRENeRA. Un grand merci à Valérie Genot pour ses connaissances, sa gentillesse et les heures qu'elle m'a accordées. Merci à Françoise Toussaint, notre « maman de labo » comme on la surnommait pour sa bonne humeur en laboratoire et son aide. Merci à Roland Sine, toujours présent en cas de problème. Merci à Guy Buchet, le « super-broyeur » comme il se définit lui-même. Merci à Xavier Legrain de m'avoir accompagnée sur le terrain par tous les temps. Merci à Béatrice, Caroline, Mathieu et à tous les autres pour les bons moments qu'ils m'ont faits passer.

Je tiens en outre à remercier Yorick Reusen et Moussa Ouedraogo pour leur aide technique et le temps qu'ils ont accepté de me consacrer, ainsi que les agriculteurs ayant accepté de participer à ce travail. Je tiens à leur adresser toute ma gratitude pour leur accueil et leur disponibilité.

Merci à Isabelle, notre jeune mariée, Arielle, Boris, Ludo, Laetitia, Martine, Michel et Vicky pour tous les bons moments passés en labo, ainsi que pour toutes les discussions et les fous rires. Merci aux GEAT pour ces trois années passées ensemble.

Enfin, merci à tous ceux qui sont présents autour de moi au quotidien et sans qui je ne serais pas ce que je suis aujourd'hui. Merci à mes parents de m'avoir toujours fait confiance et d'être présents depuis 23 ans à mes côtés. Merci Noémie pour tes corrections et tes coups de gueule. Papa, arrête de stresser plus que moi et de rendre la vie infernale à la maison. Merci à Delphine, Marie, Stéphanie et tous les autres. Merci Doris pour ta relecture, toi qui m'as appris à écrire, si ce n'est pas paradoxal !

Merci François de me soutenir quoi qu'il arrive et de supporter mes coups de folie. Merci d'être toi...

C'est à toi papy que je dédie ce travail, toi qui m'as malheureusement quittée trop tôt. Avant de partir, tu m'as dit que tu ne te faisais aucun souci quant à ma réussite et voilà j'y suis parvenue. C'est aussi pour toi que je me suis battue ces cinq années. Merci papy pour tout ce que tu m'as apporté durant 18 ans.

## RESUME

---

Le phosphore d'origine agricole représente une des sources les plus importantes d'eutrophisation des eaux de surface. Sa gestion demande l'utilisation d'indicateurs facilement déterminables. Le taux de saturation en phosphore (TSP) des sols est souvent proposé comme tel et est déjà utilisé dans de nombreux pays. Afin de comprendre le comportement de ce paramètre et sa relation avec les propriétés du sol et les apports en phosphore, différents thèmes ont été abordés.

Tout d'abord, une évaluation du TSP a été réalisée dans six exploitations agricoles situées dans les régions limoneuse, sablo-limoneuse et condrusienne. Ces exploitations ont été choisies de manière à représenter une large gamme de modes de gestion. Le fer, l'aluminium et le phosphore ont été extraits à l'oxalate d'ammonium ( $Fe_{ox}$ ,  $Al_{ox}$  et  $P_{ox}$ ) tandis que le phosphore disponible a été déterminé par la méthode de Lakanen-Erviö. Ces paramètres ont été analysés en fonction des types de sol et des bilans phosphatés. Ainsi, des différences entre les types de sol et les agriculteurs sont observables. De même, les apports phosphatés modifient les paramètres liés au TSP ( $P_{ox}$ , capacité de fixation en phosphore et TSP).

Une étude de la variabilité spatiale du TSP à l'échelle de la parcelle met en évidence des gradients expliqués par les axes de drainage et les propriétés des sols. De plus, certains paramètres présentent des distributions semblables comme c'est le cas du  $P_{ox}$  et du TSP. La prise en compte de cette variabilité spatiale lors de l'échantillonnage ne présente que peu d'intérêt car la précision n'est pas améliorée pour autant.

Par ailleurs, une étude des parcelles répondant à la loi du minimum montre des différences de la capacité de fixation en phosphore (CFP) en fonction des modes de gestion. Les apports les plus importants réduisent la CFP. Cela a également été démontré lors de l'étude de la variabilité temporelle. De plus, les teneurs en phosphore les plus élevées sont généralement observées dans les sols subissant des apports plus importants. Cela n'est cependant pas vérifié dans toutes les parcelles agricoles. Les bilans phosphatés ne semblent donc pas le meilleur facteur explicatif. De plus, cette étude tend à montrer que le TSP n'est pas un bon indicateur agronomique.

Enfin, une très bonne corrélation ( $r=0,777$ ) entre le  $P_{ox}$  et le phosphore disponible a été mise en évidence et est améliorée (jusqu'à  $r=0,918$ ) lorsque l'on distingue les textures du sol. D'autres corrélations montrent également l'importance du  $P_{ox}$  dans la détermination du TSP et celle du Fe dans la détermination de la CFP. De bonnes corrélations ont également été mises en exergue entre les paramètres édaphiques de base et ceux permettant le calcul du TSP confirmant la relation de ce paramètre avec les propriétés du sol (argile, CEC et pH).

**Mots-clés :** phosphore, taux de saturation en phosphore, capacité de fixation en phosphore, phosphore disponible, fertilisation phosphatée, sol, géostatistique.

## ABSTRACT

---

Agriculture is partly responsible for the eutrophication of surface waters due to phosphorus losses and overfertilization. Appropriate management of this problem should rely on indicators which can be easily determined. The degree of phosphorus saturation (DPS) in soil is often proposed and it is already used in some countries. To understand the influence of soil types and phosphorus fertilization on this parameter, different themes are discussed.

First, an evaluation of DPS was made in six farms located in the Belgian Loamy and Sandy Loamy regions and in Condroz. These farms were chosen to represent a large range of phosphorus fertilization practices. Soil samples were analyzed for oxalate extractable iron, aluminium and phosphate content ( $Fe_{ox}$ ,  $Al_{ox}$  and  $P_{ox}$ ). Available phosphorus was determined by Lakanen-Erviö method. Significant differences were observed between the studied soils and between farms. Levels of fertilization have also an influence on phosphorus parameters ( $P_{ox}$ , phosphate sorption capacity and DPS) but not always clearly.

The spatial variability of DPS was studied and some gradients were underlined. These can be explained by drainage and soil properties. Some parameters, like  $P_{ox}$  and DPS, present similar spatial distributions. This study shows also that it is not mandatory to take spatial variability into account for sampling purpose on a parcel scale.

Moreover, a study was made on experimental parcels related to fertilization trials. Some differences were seen for the phosphate sorption capacity (PSC) between the different parcels. The PSC diminishes for the parcels with highest fertilization level. The same conclusion is observed for the study of time variability. Highest phosphorus content is observed in some parcels with highest phosphorus saturation while the opposite effect is observed in other parcels. So, the farm phosphorus evaluation (import minus export) is not an appropriate indicator. Others factors can explain these variations. More, DPS is not a good agronomic indicator.

Finally, a very good correlation ( $r=0,770$ ) exists between  $P_{ox}$  and available phosphorus. This correlation was ever better when we considered only one soil texture (up to  $r=0,918$ ). Other correlations indicated that  $P_{ox}$  explains an important part of DPS and also the importance of  $Fe_{ox}$  in the determination of the PSC. Relations between some soil properties (clay, CEC and pH) and DPS were also found.

**Keywords** : phosphorus, degree of phosphorus saturation, phosphorus sorption capacity, available phosphorus, phosphorus fertilizer, soil, geostatistics.

# TABLE DES MATIÈRES

---

INTRODUCTION .....	1
SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE .....	3
1. LE PHOSPHORE DANS LE SOL .....	3
1.1. Formes de phosphore du sol .....	3
1.1.1. Composés minéraux .....	3
1.1.2. Composés organiques .....	3
1.1.3. Formes ioniques du phosphore .....	3
1.2. Cycle biogéochimique du phosphore .....	4
1.2.1. Caractéristiques du cycle du phosphore .....	4
1.2.2. Dynamique du phosphore .....	5
1.2.2.1. <i>Minéralisation et organisation</i> .....	5
1.2.2.2. <i>Solubilisation</i> .....	6
1.2.2.3. <i>Rétrogradation du phosphore</i> .....	6
1.2.2.4. <i>Adsorption et désorption</i> .....	6
1.2.2.5. <i>Le devenir des fertilisants organiques</i> .....	6
1.3. Biodisponibilité du phosphore .....	7
1.3.1. Caractéristiques du phosphore disponible .....	7
1.3.2. Importance des mycorhizes .....	8
1.3.3. Facteurs influençant la fixation du phosphore .....	8
1.3.3.1. <i>Caractéristiques des sols</i> .....	8
1.3.3.2. <i>Matière organique</i> .....	9
1.3.3.3. <i>pH</i> .....	9
1.3.3.4. <i>Température</i> .....	9
1.3.3.5. <i>Concentration du phosphore en solution</i> .....	9
1.3.3.6. <i>Potentiel redox</i> .....	9
1.3.3.7. <i>Présence de minéraux argileux</i> .....	10
2. LE PHOSPHORE ET L'ENVIRONNEMENT .....	10
2.1. Eutrophisation .....	10
2.2. Sources d'eutrophisation .....	10
2.3. Facteur transport .....	11
2.4. Conséquences de l'eutrophisation .....	12
2.5. Mécanismes de lutte contre l'eutrophisation .....	13
2.6. Problématique en Belgique et en Europe .....	14
2.6.1. Situation en Belgique .....	14
2.6.2. Situation en Europe .....	14
3. TAUX DE SATURATION EN PHOSPHORE .....	14
3.1. Qu'est-ce que le taux de saturation en phosphore ? .....	14
3.2. Intérêt du taux de saturation en phosphore .....	15
3.3. Relations du taux de saturation en phosphore avec d'autres paramètres .....	16
3.4. Variabilité verticale du taux de saturation en phosphore .....	16
3.5. Alternatives au taux de saturation en phosphore .....	16
3.5.1. Index de saturation .....	16
3.5.2. Pouvoir tampon instantané .....	17
3.5.3. Indexation des risques .....	17
3.6. Etat du phosphore en Région wallonne .....	17
3.6.1. Distribution du phosphore .....	17
3.6.2. Distribution des oxyhydroxydes de fer et d'aluminium .....	18
3.6.3. Distribution du taux de saturation en phosphore .....	18
3.6.4. Influence de l'occupation du sol .....	18
3.6.5. Influence du type de sol .....	18
4. MÉTHODES ANALYTIQUES .....	18
4.1. Détermination analytique du taux de saturation en phosphore dans les sols .....	18
4.1.1. Méthode de Blakemore .....	18
4.1.1.1. <i>Principe de la méthode d'analyse</i> .....	18

4.1.1.2. Formes extraites.....	19
4.1.2. Méthode d'extraction au DCB .....	19
4.2.1.1. Principe de la méthode d'analyse.....	19
4.2.1.2. Formes extraites.....	19
4.1.3. Méthode Mehlich 3.....	20
4.1.4. Méthode au pyrophosphate de sodium.....	20
4.2. Comparaison des différentes méthodes d'évaluation et choix de la méthode Blakemore.....	20
4.2.1. Avantages de la méthode de Blakemore.....	20
4.2.2. Cas des sols basiques ou proches de la neutralité.....	20
4.3. Détermination analytique du phosphore disponible dans les sols .....	21
5. PRINCIPES DE LA FERTILISATION PHOSPHORÉE .....	22
5.1. Rôle du phosphore .....	22
5.2. Fertilisation phosphatée.....	22
5.2.1. Historique de la fertilisation phosphatée .....	22
5.2.2. Formes de fertilisants phosphatés .....	23
5.2.2.1. Comparaison des fertilisations minérale et organique.....	23
5.2.2.2. Engrais minéraux.....	23
5.2.2.3. Engrais organiques.....	24
5.2.3. Modalités de fertilisation .....	24
5.3.2.1. Quantités.....	24
5.3.2.2. Modalités d'apport .....	25
5.3.2.3. Efficacité des engrais.....	25
5.3. Conséquences agronomiques de la fertilisation phosphorée .....	26
OBJECTIFS .....	27
1. QUESTION 1 : ÉVALUATION DU TAUX DE SATURATION EN PHOSPHORE.....	27
2. QUESTION 2 : ÉTUDE DE LA VARIABILITÉ INTRAPARCELLAIRE .....	27
3. QUESTION 3 : ÉTUDE DE LA VARIABILITÉ TEMPORELLE .....	27
4. QUESTION 4 : PARCELLES DE LA LOI DU MINIMUM .....	27
MATÉRIELS ET MÉTHODES .....	28
1. DESCRIPTION DES PARCELLES AGRICOLES.....	28
1.1. Choix des parcelles à échantillonner .....	28
1.1.1. Choix des agriculteurs.....	28
1.1.2. Choix des parcelles .....	28
1.2. Description des agriculteurs.....	29
1.2.1. Régions agricoles .....	29
1.2.2. Types de sol .....	30
1.2.3. Mode de gestion du phosphore dans les exploitations agricoles .....	31
2. CLASSEMENT DES TYPES DE SOL.....	32
3. MÉTHODES D'ÉCHANTILLONNAGE EN FONCTION DE LA QUESTION ÉTUDIÉE .....	32
3.1. Question 1 : Evaluation du taux de saturation en phosphore .....	32
3.2. Question 2 : Etude de la variabilité intraparcellaire du taux de saturation en phosphore .....	33
3.3. Question 3 : Etude de la variabilité temporelle du taux de saturation en phosphore.....	33
3.4. Question 4 : Etude des parcelles de la loi du minimum .....	33
4. MÉTHODES D'ANALYSE .....	33
4.1. Détermination en laboratoire .....	33
4.2. Prédiction par spectroscopie proche infrarouge .....	34
5. ANALYSES STATISTIQUES.....	34
QUESTION 1 : ÉVALUATION DU TAUX DE SATURATION EN PHOSPHORE DANS DES SOLS AGRICOLES .....	35
1. INTRODUCTION.....	35
2. MATÉRIELS ET MÉTHODES.....	35



2.1. Choix des zones d'échantillonnage.....	35
2.2. Méthode d'échantillonnage .....	35
2.3. Méthodes d'analyse.....	35
2.4. Analyses statistiques .....	36
3. RÉSULTATS ET DISCUSSION -----	36
3.1. Inventaire du taux de saturation en phosphore.....	36
3.1.1. Statistiques descriptives.....	36
3.1.2. Comparaison des teneurs à celles de SATUPHOS .....	36
3.2. Influence du mode de gestion et de l'agriculteur .....	37
3.2.1. Etude des paramètres édaphiques "de base".....	37
3.2.2. Etude des paramètres "liés au phosphore".....	37
3.2.3. Etude d'un cas particulier .....	38
3.3. Influence du type de sol.....	39
3.3.1. Généralités .....	39
3.3.2. Influence de la texture .....	39
3.3.3. Influence du drainage.....	40
3.3.4. Influence du développement de profil.....	40
3.4. Corrélations entre les paramètres pédologiques et les teneurs en $P_{ox}$ , $Fe_{ox}$ , $Al_{ox}$ et, la CFP et le TSP....	40
3.4.1. Relations entre le $P_{ox}$ , le $Fe_{ox}$ , l' $Al_{ox}$ , la CFP et le TSP.....	40
3.4.2. Relation entre les paramètres "liés au phosphore" et les paramètres édaphiques "de base" --	40
3.4.3. Relation entre le $P_{dispo}$ et $P_{ox}$ .....	41
3.4.4. Corrélations générales pour l'ensemble des échantillons .....	41
4. CONCLUSION-----	41
QUESTION 2 : ÉTUDE DE LA VARIABILITÉ INTRAPARCELLAIRE DU TAUX DE SATURATION EN PHOSPHORE -----	43
1. OBJECTIFS ET PRINCIPES THÉORIQUES DE LA GÉOSTATISTIQUE-----	43
1.1. Introduction.....	43
1.2. Principes de la géostatistique .....	43
2. MATÉRIELS ET MÉTHODES-----	45
2.1. Parcelles échantillonnées .....	45
2.2. Méthodes d'échantillonnage.....	45
2.2.1. Maillage systématique .....	45
2.2.2. Méthode d'échantillonnage .....	46
2.2.3. Numérotation des échantillons.....	46
2.3. Méthodes d'analyse.....	46
2.4. Analyses statistiques .....	47
3. RÉSULTATS ET DISCUSSION -----	47
3.1. Statistiques descriptives .....	47
3.2. Etude des paramètres de corrélation.....	48
3.3. Etude de la distribution spatiale des paramètres .....	49
3.3.1. Parcelle 15 de l'agriculteur 1 .....	49
3.3.2. Parcelle 13 de l'agriculteur 2 .....	49
3.3.3. Conclusions de l'analyse des deux parcelles.....	50
3.4. Etude des semi-variogrammes.....	50
3.5. Comparaison des résultats de l'interpolation et de l'échantillonnage composite réalisé sur les deux parcelles.....	51
3.6. Détermination du nombre d'échantillons à prélever par parcelle .....	51
4. CONCLUSION-----	52
QUESTION 3 : ÉTUDE DE LA VARIABILITÉ TEMPORELLE DU TAUX DE SATURATION EN PHOSPHORE -----	53
1. MATÉRIELS ET MÉTHODES-----	53
1.1. Parcelles à échantillonner .....	53
1.2. Méthode d'échantillonnage .....	53
1.3. Méthodes d'analyse.....	54

1.4. Analyses statistiques .....	54
2. RÉSULTATS ET DISCUSSION -----	55
2.1. Caractérisation des paramètres édaphiques en fonction des agriculteurs .....	56
2.2. Etude de l'évolution des paramètres édaphiques .....	56
3. CONCLUSION -----	58
QUESTION 4 : ETUDE DES PARCELLES DE LA LOI DU MINIMUM -----	59
1. MATÉRIELS ET MÉTHODES -----	59
1.1. Parcelles à échantillonner .....	59
1.2. Méthode d'échantillonnage .....	59
1.3. Méthodes d'analyse.....	59
1.4. Analyses statistiques .....	59
2. LOI DU MINIMUM -----	60
2.1. Principe de la loi du minimum .....	60
2.2. Gestion des parcelles de la loi du minimum .....	60
2.2.1. Historique des parcelles de la loi du minimum -----	60
2.2.2. Dispositifs expérimentaux -----	60
2.2.3. Etudes réalisées sur ces parcelles-----	61
3. RÉSULTATS ET DISCUSSION -----	61
3.1. Caractérisation édaphique des parcelles de la loi du minimum .....	61
3.2. Etude des rendements.....	62
3.3. Analyse des paramètres physiques, chimiques et physico-chimiques.....	63
3.3.1. Paramètres édaphiques "de base"-----	63
3.3.2. Paramètres $P_{ox}$ , $P_{dispo}$ , $Al_{ox}$ , $Fe_{ox}$ , CFP et TSP -----	64
3.4. Evolution des paramètres édaphiques.....	65
3.5. Corrélations observées au sein des parcelles.....	65
3.5.1. Relations entre le $P_{ox}$ , le $Fe_{ox}$ , $P_{Al_{ox}}$ , la CFP et le TSP -----	65
3.5.2. Relations des paramètres "liés au phosphore" avec les paramètres édaphiques "de base" ----	66
3.5.3. Relation entre le $P_{dispo}$ et le $P_{ox}$ -----	66
3.6. Conclusion .....	67
ETUDE CRITIQUE DU TAUX DE SATURATION EN PHOSPHORE COMME INDICATEUR DES PRATIQUES AGRICOLES -----	68
CONCLUSIONS GÉNÉRALES ET PERSPECTIVES -----	70
BIBLIOGRAPHIE -----	73

## TABLE DES FIGURES

---

Figure 1 - Formes des orthophosphates en fonction du pH (LINDSAY et VLEK, 1977).....	4
Figure 2 - Cycle biogéochimique du phosphore (d'après SCHVARTZ <i>et al.</i> , 2005).....	5
Figure 3 - Sources d'émission de phosphore selon le rapport FNDAE n°29 "Traitement du phosphore dans les petites stations d'épuration à boues activées", cité par GARRIGUES, 2007. ....	10
Figure 4 - Répartition des apports en P minéral au fil du temps et dans les différentes régions agricoles (Source : MRW - DGA).....	14
Figure 5 - Les différentes formes de fer extraites en fonction de l'extractif utilisé (BASCOMB, 1968, cité par BOCK, 1984).....	19
Figure 6 - Représentation des seuils des teneurs analytiques du sol et des modes de gestion qui en découlent.....	24
Figure 7 - Localisation des exploitations agricoles au sein des régions agricoles (Source : MRW - DGA). ....	29
Figure 8 - Méthode d'échantillonnage dans une zone circulaire de deux mètres de rayon, appelée « composite local » (d'après UNIFA, 2006).....	35
Figure 9 - Graphique de la capacité d'échange cationique en fonction des modes de gestion. Les lettres symbolisent les groupes dans lesquels les modes de gestion peuvent être classés.....	38
Figure 10 - Graphique représentant le taux de saturation en phosphore en fonction des agriculteurs, relatif à la question 1.....	38
Figure 11 - Graphique représentant la capacité de fixation en phosphore en fonction des agriculteurs, relatif à la question 1.....	38
Figure 12 - Matrice de corrélation relative aux échantillons ponctuels, avec en gras les p-values significatives (< 0,05).....	40
Figure 13 - Courbes de régression entre le $P_{dispo}$ et le $P_{ox}$ .....	41
Figure 14 - Matrice de corrélation relative à l'ensemble des échantillons prélevés dans le cadre de ce travail.....	42
Figure 15 - Semi-variogramme théorique (PROVENCHER, 2003).....	44
Figure 16 - Numérotation des échantillons relative à la question 2, avec en rouge les mailles non échantillonnées.....	46
Figure 17 - Graphique représentant le nombre d'échantillons en fonction de l'erreur relative acceptée pour les deux parcelles.....	52
Figure 18 - Méthode d'échantillonnage en zigzag (d'après ISO 10381 in ISSEP, 2006).....	54
Figure 19 - Précision du résultat en fonction du nombre de prélèvements élémentaires (BEAUX et PLET in SCHVARTZ <i>et al.</i> , 2005).....	54
Figure 20 - Localisation des points d'échantillonnage au sein des parcelles de la loi du minimum du dispositif expérimental de la FUSAGx.....	59
Figure 21 - Répartition des séries et des modes de gestion dans les parcelles de la loi du minimum du dispositif de la FUSAGx (d'après DETHY, 1981).....	60

Figure 22 - Localisation des points de sondage pédologique dans le dispositif expérimental de la loi du minimum de la FUSAGx. ....	61
Figure 23 - Représentation des rendements en fonction des années et des répétitions dans les parcelles de la loi du minimum de la FUSAGx.....	62
Figure 24 - Représentation des rendements des parcelles où un doublement des apports phosphatés est testé dans les parcelles de la FUSAGx. ....	62
Figure 25 - Matrice de corrélation des échantillons des parcelles de la loi du minimum de la FUSAGx. ....	65
Figure 26 - Comparaison des teneurs en $P_{ox}$ et P disponible dans le cas des parcelles de loi du minimum de la FUSAGx. ....	66
Figure 27 - Relation entre $P_{dispo}$ et $P_{ox}$ dans le cas des parcelles de loi du minimum de la FUSAGx. ....	66

## TABLE DES TABLEAUX

---

Tableau 1 - Description des exploitations échantillonnées lors de ce travail. ....	31
Tableau 2 - Résultats des bilans phosphatés pour les différentes parcelles des agriculteurs.....	31
Tableau 3 - Statistiques descriptives de l'ensemble des échantillons ponctuels réalisés dans le cadre de la question 1.....	36
Tableau 4 - Comparaison des données issues de ce travail de fin d'études avec celles de SATUPHOS concernant les sols agricoles (source : SATUPHOS, 2008).....	36
Tableau 5 - Tableau récapitulatif des résultats analytiques des échantillons ponctuels.....	37
Tableau 6 - Corrélations en fonction de la population. ....	41
Tableau 7 - Descriptif statistique des paramètres édaphiques des maillages systématiques.....	47
Tableau 8 - Paramètres des semi-variogrammes selon ArcGis.....	50
Tableau 9 - Comparaison des coefficients de variation des échantillons composites réalisés sur une même parcelle et des cartes de krigeage par rapport au composite.....	51
Tableau 10 - Nombre d'échantillons en fonction de l'erreur relative dans le cas de la parcelle 1. .	52
Tableau 11 - Nombre d'échantillons en fonction de l'erreur relative dans le cas de la parcelle 2. .	52
Tableau 12 - Résultats de laboratoire des échantillons composites. ....	55
Tableau 13 - Résultats des paramètres prédits par SPIR pour les échantillons composites.....	56
Tableau 14 - Tableau récapitulatif des tendances des différents paramètres liés au TSP entre 2004 et 2008 et des moyennes de ces tendances. ....	57
Tableau 15 - Variabilité entre deux échantillons composites réalisés au sein d'une même parcelle. ....	58
Tableau 16 - Résultats analytiques des échantillons des parcelles de la loi du minimum de la FUSAGx. ....	63

## LISTE DES SYMBOLES ET ACRONYMES UTILISÉS

---

<b>SYMBOLE</b>	<b>SIGNIFICATION</b>
Al	Aluminium
Al <sub>M3</sub>	Aluminium extrait pas la méthode Mehlich 3
Al <sub>ox</sub>	Aluminium extrait à l'oxalate
Ca	Calcium
CEC	Capacité d'échange cationique
CFP	Capacité de fixation en phosphore
CIPAN	Culture intermédiaire piège à nitrates
COT	Carbone organique total
CRA	Centre de recherche agronomique
DCB	Dithionite-citrate-bicarbonate
EDTA	Acide éthylène-diamine-tétracétique (C <sub>10</sub> H <sub>16</sub> N <sub>2</sub> O <sub>8</sub> )
Fe	Fer
Fe <sub>ox</sub>	Fer extrait à l'oxalate
FUSAGx	Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux
MO	Matière organique
Nt	Teneur en azote total
P	Phosphore
P <sub>dispo</sub>	Phosphore disponible
P <sub>eau</sub>	Phosphore extrait à l'eau (méthode de Sissingh)
P <sub>i</sub>	Phosphore inorganique
P <sub>M3</sub>	Phosphore extrait pas la méthode Mehlich 3
P <sub>org</sub>	Phosphore organique
P <sub>ox</sub>	Phosphore extrait à l'oxalate
PSI	Index de saturation en phosphore
SPIR	Spectroscopie proche infrarouge
TSP	Taux de saturation en phosphore

# INTRODUCTION

Elément indispensable à la vie, le phosphore pose actuellement d'importants problèmes environnementaux. En effet, depuis une trentaine d'années, cet élément, si peu mobile soit-il dans le sol, est impliqué au même titre que l'azote dans l'eutrophisation des eaux de surface. Ce problème touche une grande partie des pays industrialisés et sa gestion demande la mise en place d'actions autant sur le phosphore que sur l'azote. Les politiques environnementales en Amérique du Nord sont d'ailleurs basées sur le phosphore et non sur l'azote, comme c'est le cas en Europe. Actuellement, aucune législation européenne sur le phosphore n'existe mais l'Europe pousse les pays-membres à intégrer cette problématique dans la transposition de la Directive cadre Eau (2000/60/CE), impliquant ainsi la nécessité d'une connaissance plus approfondie de cette problématique. Il semble donc opportun de mettre en place des programmes de recherche sur le phosphore et ce travail en est un exemple concret.

La problématique d'eutrophisation est due à l'augmentation des activités humaines industrielles, domestiques et agricoles. L'interdiction des détergents phosphatés et la mise en place de systèmes de déphosphatation dans les stations d'épuration a permis une diminution notable des rejets urbains. Cela engendre, par contre, une augmentation de la part relative attribuable à l'agriculture, cette dernière devenant ainsi la principale source de rejet de phosphore dans l'environnement. La connaissance de l'effet des pratiques agricoles sur le comportement du phosphore dans le sol est donc une notion importante dans la gestion de l'eutrophisation.

L'étude du taux de saturation en phosphore en tant qu'indicateur environnemental est réalisée depuis de nombreuses années en Flandre, aux Pays-Bas, en Allemagne et dans les pays nordiques. Cet indicateur présente l'avantage d'avoir un caractère environnemental et pas uniquement agronomique, comme c'est le cas du phosphore disponible utilisé en Région wallonne. Ce paramètre est actuellement étudié par l'intermédiaire d'une convention nommée « SATUPHOS » qui inventorie l'état du taux de saturation en phosphore en Région wallonne. Il s'agit donc d'un sujet d'actualité qu'il est important de développer en regard des obligations de mise en œuvre de la Directive cadre Eau (2000/60/CE).

Afin de pouvoir éventuellement être utilisé en routine dans le futur, le taux de saturation en phosphore doit être mieux connu et présenter un certain nombre de caractéristiques. En effet, en tant qu'indicateur des risques environnementaux, ce paramètre doit être universel, facile à déterminer et à interpréter, et différenciable en classes de risque. De nombreuses méthodes d'analyse existent et le choix est généralement assez difficile à réaliser. Une connaissance approfondie de ces méthodes et des relations qui les lient est nécessaire. En outre, les connaissances de la relation entre le taux de saturation en phosphore et les types de sol est importante. Encore mal connues, ces relations permettraient éventuellement l'utilisation de la carte numérique des sols de Wallonie dans l'étude du phosphore et pour les conseils de fertilisation apportés aux agriculteurs.

Cette étude s'intègre donc parfaitement dans une démarche de connaissance approfondie du taux de saturation en routine en vue d'une intégration ultérieure dans une politique européenne ou régionale.

Le taux de saturation, à la fois lié aux apports phosphorés et aux caractéristiques édaphiques, présente des teneurs très largement supérieures dans le Nord-Ouest de la Région wallonne (SATUPHOS, 2008). Ces régions plus problématiques présentent un intérêt évident pour l'étude du taux de saturation en phosphore et la compréhension des facteurs intervenant dans la détermination de ce paramètre.

Ce travail a ainsi pour objectif de progresser dans la connaissance du taux de saturation en phosphore en tant qu'indicateur des pratiques agricoles et de tenter de comprendre l'intérêt d'une démarche pédologique dans sa détermination et son interprétation.

Après une synthèse bibliographique destinée à définir les concepts importants nécessaires à la compréhension de ce travail (chap. 2), un descriptif des agriculteurs et des parcelles (chap. 4) permettra d'appréhender le milieu dans lequel cette étude a été menée.

Quatre questions seront ensuite abordées afin de mieux comprendre ce paramètre. Une évaluation du taux de saturation en phosphore (chap. 5) a pour but de comprendre la distribution du phosphore et de la capacité de fixation de ce dernier dans les régions limoneuse, sablo-limoneuse et condrusienne. La variabilité spatiale (chap. 6), de même que la variabilité temporelle (chap. 7) seront ensuite abordées afin de comprendre la distribution à l'échelle d'une parcelle et l'évolution de ce paramètre. Enfin, l'influence du mode de gestion sera mise en évidence par l'étude de parcelles répondant à la loi du minimum (chap. 8), avant de juger de la pertinence du taux de saturation en phosphore comme indicateur des pratiques agricoles (chap. 9) et de conclure sur les observations et les perspectives envisageables pour le futur (chap. 10).

# SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

## 1. LE PHOSPHORE DANS LE SOL

Découvert fortuitement en 1669 par l'alchimiste allemand Henning Brand, le phosphore est un fertilisant important mais surtout un élément indispensable à la vie animale et végétale. Cet élément est le 11<sup>ème</sup> présent dans la croûte terrestre en terme d'abondance (BEAUDIN, 2006) avec une teneur moyenne en P total de 0,5‰ (CONESA *et al.*, 1979).

Le sol est l'unique source de phosphore pour les plantes, ce dernier étant absent dans l'atmosphère contrairement aux autres cycles (BOURQUE, 2006). Il est donc primordial de comprendre ce pool de phosphore.

### 1.1. FORMES DE PHOSPHORE DU SOL

Les formes de P présentes dans le sol reflètent les propriétés chimiques et l'altération du sol (STUDER, 1987, HOMSY, 2004). Trois formes de P peuvent ainsi être distinguées selon la notion de compartimentation issue de FARDEAU (1993).

#### 1.1.1. COMPOSES MINERAUX

Une part importante du phosphore du sol est présente sous forme minérale, essentiellement dans des phosphates calciques ou des phosphates de fer et d'aluminium. On peut distinguer les minéraux primaires, qui sont les dérivés du matériel parental, des minéraux secondaires formés par précipitation du P avec Al, Ca et Fe (SIMS et VADAS, 2005).

Les phosphates calciques comprennent les apatites  $[Ca_5(PO_4)_3]$  et d'autres phosphates tels les phosphates dicalciques ou monocalciques hydratés.

D'autres minéraux phosphatés sont également exploités telles la strengite  $[FePO_4 \cdot 2H_2O]$ , la variscite  $[AlPO_4 \cdot 2H_2O]$  ou encore la vivianite  $[Fe_3(PO_4)_2 \cdot 8H_2O]$  (OELKERS et VALSAMI-JONES, 2008). De la monazite  $[(Ce, La, Th)PO_4]$  est également présente en Belgique.

#### 1.1.2. COMPOSES ORGANIQUES

Sont définies comme formes organiques, les formes de P liées directement à un squelette carboné et les formes minérales de P intégrées à la biomasse (les phosphates d'inositol, les phospholipides, les acides nucléiques et leurs dérivés). Les formes de P inorganique adsorbées à la surface de substances organiques par l'intermédiaire de métaux ne sont pas considérées comme des formes organiques de P (FROSSARD *et al.*, 2004).

La part du phosphore inclus dans la matière organique varie dans des proportions importantes selon le système de culture : de 25 à 30% dans les sols mis en culture depuis longtemps, jusqu'à des teneurs beaucoup plus élevées sous prairies permanentes, dans les sols forestiers (environ 50%) (COLINET *et al.*, 2008) ou dans certains sols très altérés (FARDEAU et CONESA, 1994, cités par SCHADECK, 1997 ; MOREL, 1996 ; SCHVARTZ *et al.*, 2005). En Région wallonne, cette forme de P est considérée comme majoritaire dans les sols.

#### 1.1.3. FORMES IONIQUES DU PHOSPHORE

La concentration du phosphore dans la solution du sol représente généralement une part très faible du phosphore total. SCHVARTZ *et al.* (2005) parlent d'une part inférieure à 0,1%. Or, ce pool de P est central car il s'agit de la seule forme que les végétaux sont capables de prélever (SIMS et VADAS, 2005).



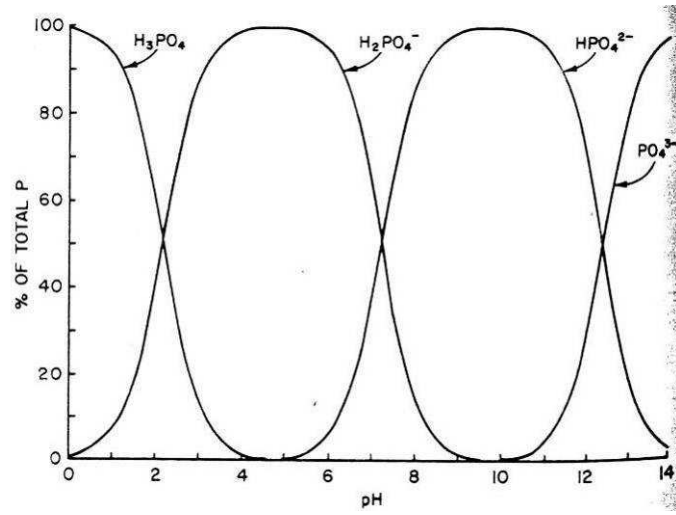


Figure 1 - Formes des orthophosphates en fonction du pH (LINDSAY et VLEK, 1977).

Les ions orthophosphoriques peuvent être présents dans la solution du sol sous différentes formes en fonction du pH (Figure 1). Dans la phase liquide, entre les pH 5 et 9, la proportion des ions  $\text{HPO}_4^{2-}$  augmente de 0,6 à 98,4%, le complément à 100 étant représenté par les ions  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ . A pH 7,2, le rapport de leurs activités est unitaire. Les ions  $\text{PO}_4^{3-}$  et  $\text{H}_3\text{PO}_4$  sont en quantités négligeables dans les limites de pH généralement considérées (LINDSAY et VLEK, 1977 ; MOREL, 1996 ; SCHADECK, 1997).

Les orthophosphates se caractérisent par une forte affinité pour la phase solide minérale (DORIOZ et TREVISAN, 2008). Electronégatives, ces molécules peuvent être retenues à la surface de nombreuses particules : argile, matière organique (sous forme de complexes organométalliques) et surtout oxydes et hydroxydes de fer et d'aluminium.

L'adsorption sur les surfaces argileuses peut se faire directement au niveau des sites électropositifs présents sur les extrémités brisées des feuillets, soit indirectement par l'intermédiaire de cations tels  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$  ou  $\text{Fe}^{3+}$  (ponts cationiques) (MOREL, 1996 ; SCHVARTZ *et al.*, 2005).

L'adsorption sur les composés organiques se fait par l'intermédiaire d'un pont cationique ( $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$  et  $\text{Ca}^{2+}$ ), les substances humiques étant chargées négativement (FARES *et al.*, 1974 ; FARES, 1976 ; CONESA *et al.*, 1979 ; MOREL, 1996).

L'adsorption du phosphore sur les oxydes et hydroxydes de fer est une réaction rapide se déroulant principalement dans les sols acides, dont l'importance dépend du nombre de charges et donc du pH.

Dans le cas de sols calcaires, les ions orthophosphoriques se lient au calcium et peuvent évoluer vers des formes apatitiques de moins en moins solubles. Les mécanismes d'adsorption sont, dans ce cas, moins clairs (MOREL, 1996 ; SCHVARTZ *et al.*, 2005).

## 1.2. CYCLE BIOGEOCHIMIQUE DU PHOSPHORE

### 1.2.1. CARACTERISTIQUES DU CYCLE DU PHOSPHORE

Présent partout à la surface de la terre, le P possède un cycle global relativement simple car il n'y a ni réaction d'oxydo-réduction ni forme gazeuse (SIMS et VADAS, 2005). Il est prélevé par les plantes dans le sol, transféré aux animaux par l'alimentation et retourne ensuite au sol par l'intermédiaire des excréments et des carcasses. Une partie du P peut être transporté vers les cours d'eau et les mers, engendrant ainsi des problèmes d'eutrophisation (§2.1. p.10). Dans les cours d'eau, le P se retrouve dans les sédiments et sont ramenés à la surface de la terre à long terme, après transformation en roches sédimentaires (BEAUDIN, 2006).

On peut donc distinguer le cycle terrestre du cycle marin. Dans la suite du travail, seul le cycle terrestre sera pris en compte.

OZANNE (1980), cité par ARAI et SPARKS (2007) a évalué le P présent dans le sol à 90% du P total, alors que le P n'est présent qu'à 10% dans les systèmes biologiques, d'où l'importance d'étudier le compartiment « sol ».

Dans les écosystèmes naturels, le cycle du phosphore peut être considéré comme quasi fermé et conservatif. En effet, le phosphore est prélevé par les racines et les microorganismes dans la solution du sol et est ensuite restitué *via* les litières ou après consommation par les animaux, *via* les fèces ou les carcasses. Cependant depuis une cinquantaine d'années, l'agriculture s'est fortement intensifiée. Ces différentes activités humaines ont fortement modifié le cycle du phosphore. En effet, de par les engrais phosphatés, l'homme a ajouté des quantités

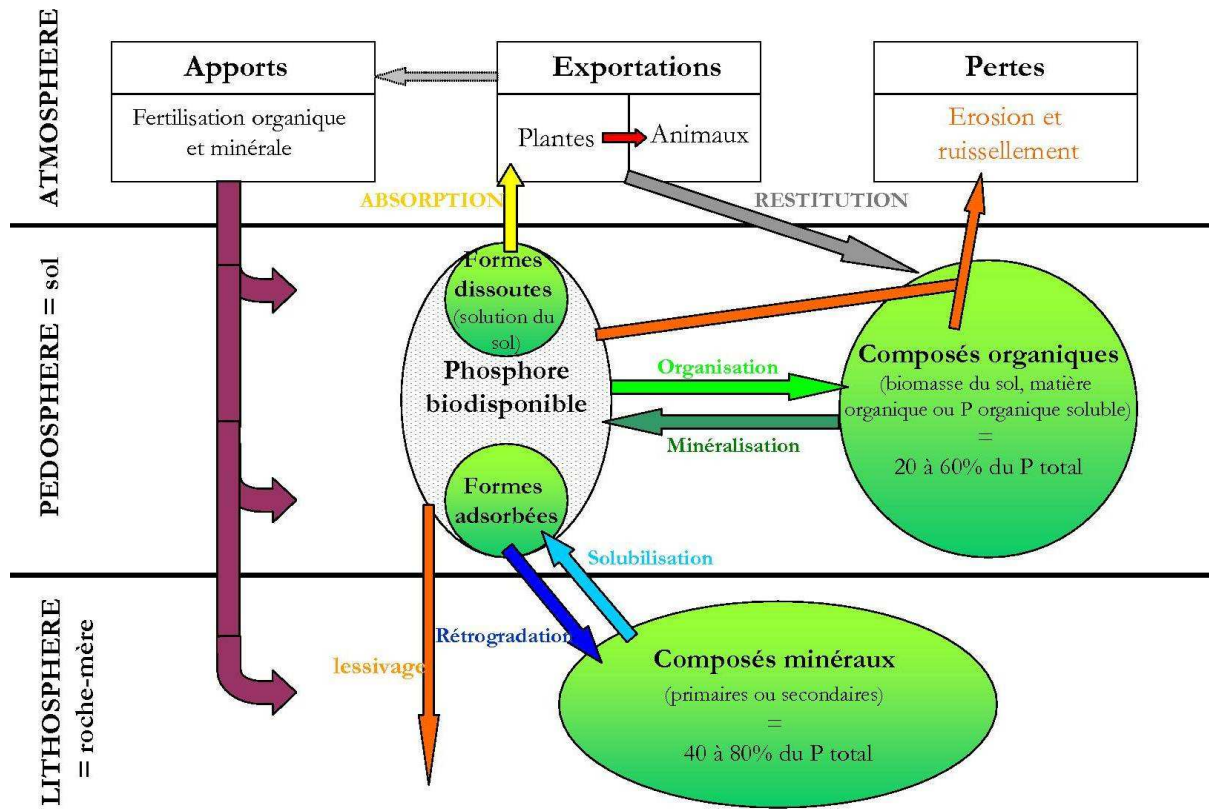


Figure 2 - Cycle biogéochimique du phosphore (d'après SCHVARTZ *et al.*, 2005).

impressionnantes de P issues des gisements sédimentaires. De même, le défrichement et la mise en culture ont fortement augmenté les transports de P vers les écosystèmes aquatiques (PELLERIN *et al.*, 2005 ; FILIPELLI, 2008).

Les apports de P externes au cycle peuvent être de différents types : restitution par les résidus des plantes ou les excréments et carcasses animales et les apports de fertilisants organiques et minéraux. Dans les systèmes peu anthropisés, les seules entrées dans le cycle biogéochimique sont les dépôts atmosphériques, l'altération des roches et d'éventuels apports latéraux. Par contre, dans les milieux cultivés, les principaux apports sont les engrais phosphatés.

Les sorties du cycle sont de deux types : le lessivage, l'érosion et le ruissellement d'une part et les exportations par les récoltes d'autre part (BEAUDIN, 2006). Dans les milieux naturels, les flux de sortie sont relativement faibles (de l'ordre de la centaine de grammes par hectare et par an) et proviennent d'entraînements verticaux et latéraux. Par contre, les exportations par les récoltes correspondent à des quantités beaucoup plus importantes, de l'ordre de 60 à 150 kg de P par hectare et par an (PELLERIN *et al.*, 2005).

Les actions anthropiques ont donc pour effet d'accroître les quantités et la fréquence des émissions de P dans l'environnement (BEAUDIN, 2006).

Le cycle biogéochimique du phosphore a la caractéristique de dépendre de l'équilibre dynamique entre une phase très insoluble majoritaire et une phase soluble très peu abondante. Le compartiment central du système est donc la solution du sol par l'intermédiaire de laquelle ont lieu les échanges entre le sol et les organismes vivants. En effet, les racines des plantes ne prélèvent le phosphore que sous forme d'orthophosphates ( $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  ou  $\text{HPO}_4^{2-}$ ) dissouts dans la solution du sol. Ce phosphore est dit biodisponible. Cependant, cette teneur est relativement faible, entre 0,05 et 2  $\text{mg.l}^{-1}$ , ce qui représente entre 0,04 et 1,6 kg de P par hectare. Sachant que la quantité de P prélevée par une culture annuelle est de l'ordre de 60 à 150 kg de P par hectare et par an, la solution du sol ne contient à un instant donné que de 2 à 5% de la quantité de phosphore nécessaire aux plantes. Le P au contact des racines doit donc être renouvelé un grand nombre de fois durant la phase de végétation (FARDEAU *et al.*, 1991). L'équilibre dynamique régnant entre les ions de la solution et ceux adsorbés sous forme facilement échangeable est donc primordial (DESTAIN, 1984 ; MOREL, 1996 ; PELLERIN *et al.*, 2005 ; SIMS et VADAS, 2005).

L'ensemble de ces compartiments de même que les flux sont illustrés à la Figure 2.

## 1.2.2. DYNAMIQUE DU PHOSPHORE

Des flux interviennent entre l'ensemble des compartiments du sol. Il s'agit de transformations de type physico-chimique (adsorption/désorption, précipitation/dissolution) ou biologique (organisation/minéralisation) (PELLERIN *et al.*, 2005 ; SIMS et VADAS, 2005 ; SHARPLEY, 2000).

### 1.2.2.1. Minéralisation et organisation

La **minéralisation** correspond à la transformation du  $\text{P}_{\text{org}}$  en orthophosphates, tandis que **l'organisation** est la transformation du P en forme organique. Ces réactions sont catalysées par la biomasse microbienne et correspondent à des réactions de catabolisme et d'anabolisme (MULLEN, 2005 ; SIMS et VADAS, 2005).

Le phosphore inclus dans des structures organiques ne pouvant directement participer à la nutrition des plantes, une étape de minéralisation est nécessaire. Cette hydrolyse peut être réalisée par les exoenzymes d'origine microbienne, mycorhizienne (§1.3.2. p.8) ou racinaire (SCHVARTZ *et al.*, 2005). HANOTIAUX (1985) estime que 50 à 75% du  $\text{P}_2\text{O}_5$  absorbé par les cultures trouvent leur origine dans la minéralisation de la matière organique.

Différents facteurs influencent la minéralisation et l'organisation : la quantité de P organique, les rapports C : P et N : P de la matière organique, la température, l'humidité, l'aération, le pH, l'intensité de culture, la végétation, la biomasse microbienne, la faune et la fertilisation en P (MOREL, 1996 ; FROSSARD *et al.*, 2004 ; SIMS et VADAS, 2005).

Ainsi, pour des résidus riches en P ( $C/P < 200$ ), les processus de minéralisation l'emportent sur les processus d'immobilisation : des ions phosphoriques sont libérés dans la phase liquide du sol. Pour des résidus pauvres en P ( $C/P > 300$ ), la situation inverse est observée (MOREL, 1996).

Le phosphore de la biomasse microbienne est un pool très important dans les sols (HOMSY, 2004). Ainsi, dans les sols arables, il représente plus de 5% du  $P_{org}$  (SIMS et VADAS, 2005).

La réorganisation a l'avantage de protéger le P biodisponible, soit contre sa rétention sur les constituants du sol et son évolution progressive vers des formes moins disponibles pour les cultures, soit contre sa percolation à travers le profil au-delà de la couche d'enracinement. Le taux de renouvellement de la biomasse microbienne assure une libération graduelle de ce P biodisponible (HOMSY, 2004).

#### 1.2.2.2. Solubilisation

La plupart des formes de P inorganique sont peu solubles. Cependant, les microorganismes peuvent faciliter cette dissolution grâce à deux mécanismes : la production d'acides organiques et l'excrétion de protons. Ces mécanismes réalisés par les champignons et les bactéries du sol sont particulièrement importants pour les sols recevant peu ou pas de fertilisation phosphorée.

#### 1.2.2.3. Rétrogradation du phosphore

Par **rétrogradation**, on entend l'ensemble des phénomènes qui conduisent à une diminution de l'assimilabilité du P par les plantes. En général, la rétrogradation se déroule en deux étapes : l'une est très rapide, de l'ordre d'une heure, l'autre très lente, de l'ordre de la semaine, du mois voire de l'année (GASTUCHE *et al.*, 1963).

Lorsque la concentration du P en solution est supérieure à celle supportée par la solubilité chimique minérale (concentration en ions constitutifs qui peuvent être maintenus à l'équilibre), le P de la solution précipite et forme des minéraux phosphatés. Ces minéraux secondaires sont généralement formés par des liaisons Al-P, Fe-P ou Ca-P (SIMS et VADAS, 2005). Le produit formé au cours de la réaction très rapide est relativement soluble et le P reste assimilable pour la plante. La solubilité décroît ensuite graduellement au cours du vieillissement (GASTUCHE *et al.*, 1963).

Les phosphates apportés par la fertilisation évoluent dans le sol vers des formes de moins en moins solubles dont le terme ultime est l'apatite dans les sols calcaires et les phosphates de fer et d'aluminium dans les sols acides. Ce processus est appelé « rétrogradation » du phosphore (SCHVARTZ *et al.*, 2005).

#### 1.2.2.4. Adsorption et désorption

L'adsorption se déroule à la surface d'oxyhydroxydes métalliques, d'argiles et de substances organiques. Lorsque la concentration en P inorganique diminue en dessous d'un certain seuil ou lorsque les conditions physico-chimiques du milieu changent, le P peut être désorbé (réaction assez lente) et retourner vers la solution. En effet, la désorption du P de la phase solide d'un sol vers la solution est gouvernée par le gradient de concentration existant entre la phase solide et la solution du sol (FROSSARD *et al.*, 2004).

#### 1.2.2.5. Le devenir des fertilisants organiques

Quand une source de  $P_{org}$  arrive sur le sol (résidus de culture, fumier, compost, *etc.*), trois destins sont possibles (MOREL, 1996 ; SIMS et VADAS, 2005) :

- le P est directement incorporé dans l'humus stable, devenant temporairement indisponible pour les plantes et les microorganismes ;
- si le résidu est relativement riche en P par rapport au C et à l'N, une partie du P va être minéralisée en orthophosphates durant la décomposition microbienne ;
- une partie du P des résidus va être incorporée dans la biomasse microbienne durant la décomposition. Ils deviendront solubles lorsque les microorganismes mourront. Le P est, dans ce cas, dit immobilisé.

### 1.3. BIODISPONIBILITE DU PHOSPHORE

#### 1.3.1. CARACTERISTIQUES DU PHOSPHORE DISPONIBLE

La nutrition des plantes dépend des phénomènes d'hydrolyse du phosphore organique et de désorption des ions phosphates de la phase solide, les phosphates étant présents en faible quantité. Elle dépend également de l'aptitude du système racinaire à coloniser le sol et à exploiter la réserve biodisponible.

Le phosphore **assimilable ou biodisponible** correspond au P susceptible d'être transféré, *via* la solution du sol, depuis la phase solide du sol vers les végétaux pendant une période équivalente à la durée de croissance de la culture (FARDEAU *et al.*, 1991 ; FROSSARD *et al.*, 2004 ; DORIOZ et TREVISAN, 2008). Pendant de nombreuses années, ce compartiment n'était défini que par le paramètre « quantité ». Or, la solution du sol contient une quantité de P largement inférieure aux besoins des plantes. L'étude des quantités échangeables et des équilibres en place est donc primordiale. Ces composants s'évaluent à l'aide de trois paramètres (GACHON, 1977, cité par FARDEAU *et al.*, 1991 ; DALAL, 2002 ; HOMS, 2004 ; SCHVARTZ *et al.*, 2005) :

- le facteur **intensité (I)** : concentration des ions phosphates en solution et directement en contact avec les racines. Il est considéré comme un bon indicateur du P biodisponible à un moment donné. Pour évaluer le facteur intensité, plusieurs méthodes utilisent des extractifs doux tels que l'eau (SISSINGH, 1971) ou le chlorure de calcium 0,01M ;
- le facteur **quantité (Q)** : somme du P en solution et du P associé à la phase solide qui est potentiellement susceptible d'être transféré vers la solution. Ce paramètre peut être estimé par une extraction chimique ou par déplacement sur des résines échangeuses d'anions (CHANG et JACKSON, 1957, modifiée HANOTIAUX, 1964). La quantité est souvent mieux corrélée avec le prélèvement de P par les plantes que le facteur intensité (DALAL, 2002) ;
- le facteur **capacité (C)** : quantité de P retenu par le sol dans des conditions spécifiques d'intensité. Il correspond à la combinaison des deux facteurs précédents ( $dQ/dI$ ) et indique l'aptitude des sols à résister à des changements de concentration du P et à maintenir constante l'intensité quand la quantité varie soit par un apport, soit par un prélèvement. Cette notion est à relier avec celle de pouvoir tampon<sup>1</sup> ou pouvoir fixateur<sup>2</sup> et est mesurée à l'aide des isothermes d'adsorption.

<sup>1</sup> Pouvoir tampon : propriété que possèdent certains constituants d'un sol de s'opposer à une variation de concentration de la solution, suite à des apports de matières fertilisantes, des prélèvements par les cultures ou des pertes par le sol (SCHVARTZ *et al.*, 2005).

<sup>2</sup> Pouvoir fixateur : aptitude de certains constituants du sol à transformer des formes mobiles du phosphore en formes moins mobiles. Ce paramètre est estimé par la méthode des cinétiques de dilution isotopique utilisant les ions radioactifs  $^{32}\text{PO}_4^{3-}$  (SCHVARTZ *et al.*, 2005).

### 1.3.2. IMPORTANCE DES MYCORHIZES

Les mycorhizes jouent un rôle important dans la solubilisation du P du sol et donc dans la nutrition des plantes. Cet effet est d'autant plus marqué dans les sols pauvres en P disponible et pour les cultures à faible développement racinaire (FROSSARD *et al.*, 2004 ; SCHVARTZ *et al.*, 2005).

Les mycorhizes sont des champignons en symbiose avec les racines des plantes. Elles forment des hyphes extraradiculaires qui peuvent explorer des zones du sol inaccessibles aux poils absorbants des racines. L'association est réciproque, c'est-à-dire que les plantes fournissent des glucides et divers métabolites aux mycorhizes alors que ces dernières explorent le sol et transfèrent à la plante de l'eau et des éléments minéraux essentiels à son développement. La plupart des espèces peuvent s'associer à ces organismes bénéfiques (FROSSARD *et al.*, 2004 ; PELLERIN *et al.*, 2005 ; SCHVARTZ *et al.*, 2005). Ces mycorhizes modifient également la rhizosphère grâce à des exsudats racinaires et des phosphatases (MANNING, 2008).

Le développement des mycorhizes dépend étroitement de la fertilisation et du travail du sol. La fertilisation minérale a, en effet, un rôle néfaste sur les mycorhizes, ce qui explique le faible rôle joué par ces dernières dans les sols cultivés. Même si l'utilisation de mycorhizes en agriculture reste un objectif éloigné, le choix des cultures et de certaines pratiques agricoles (semis direct, peu d'engrais, *etc.*) peut favoriser leur développement et améliorer la nutrition phosphatée (FROSSARD *et al.*, 2004 ; SCHVARTZ *et al.*, 2005).

### 1.3.3. FACTEURS INFLUENÇANT LA FIXATION DU PHOSPHORE

De nombreux facteurs jouent sur la fixation du P et donc sur les formes présentes, ainsi que sur le TSP. En effet, la rétention du P dans le sol est hautement dépendante des propriétés physico-chimiques des sols comme les oxydes de Fe et Al amorphes et cristallisés, la teneur en argile ou en calcium (ARAI et SPARKS, 2007).

#### 1.3.3.1. Caractéristiques des sols

Les composants du sol déterminent fortement les propriétés du P. Les teneurs en P total, par exemple, varient fortement dans les sols selon le matériel parental et le lessivage. Dans les sols sableux avec peu de matière organique, la teneur en P total est de 100 mg kg<sup>-1</sup>, contrairement aux sols riches en roches phosphatées, en argile et en matière organique où la teneur peut atteindre plus de 2000 mg kg<sup>-1</sup> (SIMS et VADAS, 2005).

La capacité du sol à fixer le phosphore dépend de sa contenance en éléments susceptibles d'adsorber ce P, à savoir principalement des oxydes et hydroxydes de fer et d'aluminium, des argiles et de la matière organique (HOMSY, 2004). Les sols argileux présentent ainsi une capacité de fixation assez élevée.

L'organisation cristalline joue également sur la fixation du P. En effet, les composés cristallins ont une capacité de sorption du phosphate très faible comparée aux formes à organisation cristalline à courte distance et amorphes (LOPEZ-HERNANDEZ et BURNHAM, 1974, cités par SCHADECK, 1997 ; BORGGAARD *et al.*, 1990 ; CHARLIER, 1994).

Enfin, l'altération du sol joue un rôle dans l'évolution des formes du P présentes. La matière organique qui s'accumule au cours de la formation du sol contribue à la mise en réserve de P<sub>org</sub> à partir du P minéral biodisponible pour les plantes et de la microflore des sols. A terme, le P organique stable et le P occlus dominant dans les sols développés sur matériaux fortement altérés. En bref, le phosphore des minéraux primaires s'épuise peu à peu, à mesure que la pédogenèse progresse, et est remplacé par le P des minéraux secondaires et à long terme, par des formes occluses (HOMSY, 2004).

### 1.3.3.2. Matière organique

La matière organique joue un rôle important dans la chimie du phosphore mais elle peut, en réalité, avoir différents effets.

La matière organique intervient dans le maintien des formes amorphes et désordonnées des oxydes du sol, ce qui entraîne une capacité de fixation en P plus importante, du fait d'une exposition supplémentaire des sites de fixation pour le P (GASTUCHE *et al.*, 1963 ; BORGGAARD *et al.*, 1990 ; ARAI et SPARKS, 2007). Elle joue donc un rôle protecteur vis-à-vis du P.

Par contre, la matière organique a également comme effet d'augmenter la répulsion électrostatique des anions phosphates, ce qui peut avoir des effets négatifs sur la sorption du phosphore en diminuant la charge positive de surface des oxydes. De plus, la MO intervient sur les oxyhydroxydes en devenant compétiteur potentiel pour les mêmes sites de sorption que le P.

La matière organique constitue également une surface de sorption pour le P *via* des complexes de type [matières humiques – Al, Fe ou Ca] (FARES *et al.*, 1974 ; SCHADECK, 1997).

Enfin, la MO limite le ruissellement de surface en favorisant une bonne structure et en réduisant la formation de croûte de battance (SARR *et al.*, 2007).

### 1.3.3.3. pH

La solubilité du phosphore varie selon le pH. La solubilité maximum s'observe autour du pH 6,5. Plus on s'éloigne de la neutralité, plus les concentrations en P soluble diminuent significativement. Cela est dû au fait qu'il va se lier au Fe, à l'Al ou au Ca (SIMS et VADAS, 2005). ARAI et SPARKS (2007) ont montré que l'adsorption du P sur les minéraux du sol diminuait avec l'augmentation du pH. Cependant, l'effet du pH est plus complexe que cela.

Tout d'abord, il intervient dans la détermination de la charge de surface des oxydes. Toute augmentation du nombre de protons dans le milieu a pour conséquence une fixation accrue du phosphore (BORGGAARD, 1990 ; VAN RIEMSDIJK et VAN DER ZEE, 1996, cités par SCHADECK, 1997). L'augmentation du pH peut aussi provoquer une précipitation des phosphates de Ca. Les effets du pH ne sont donc pas toujours clairs et bien définis.

### 1.3.3.4. Température

L'adsorption est favorisée par une baisse de température tandis que la diffusion du phosphore (« réaction lente ») est un processus endothermique. Cependant, certaines études ont montré la réaction inverse. Les résultats de l'influence de la température sur la fixation du P sont donc divers (ARAI et SPARKS, 2007).

### 1.3.3.5. Concentration du phosphore en solution

La quantité de phosphore sorbée est croissante avec l'augmentation de la concentration du P en solution (BARROW, 1983). Cette quantité est en équilibre avec le P du sol (HOMSY, 1992).



### 1.3.3.6. Potentiel redox

Lorsqu'un sol est submergé, le potentiel redox chute et cela favorise la désorption du P. Cette augmentation des niveaux de PO<sub>4</sub> dans le sol est due à la réduction des hydroxydes de fer, libérant ainsi les ions PO<sub>4</sub> préalablement fixés (PONNAMPERUMA, 1972, cité par CHARLIER, 1994 ; DORIOZ et TREVISAN, 2008).



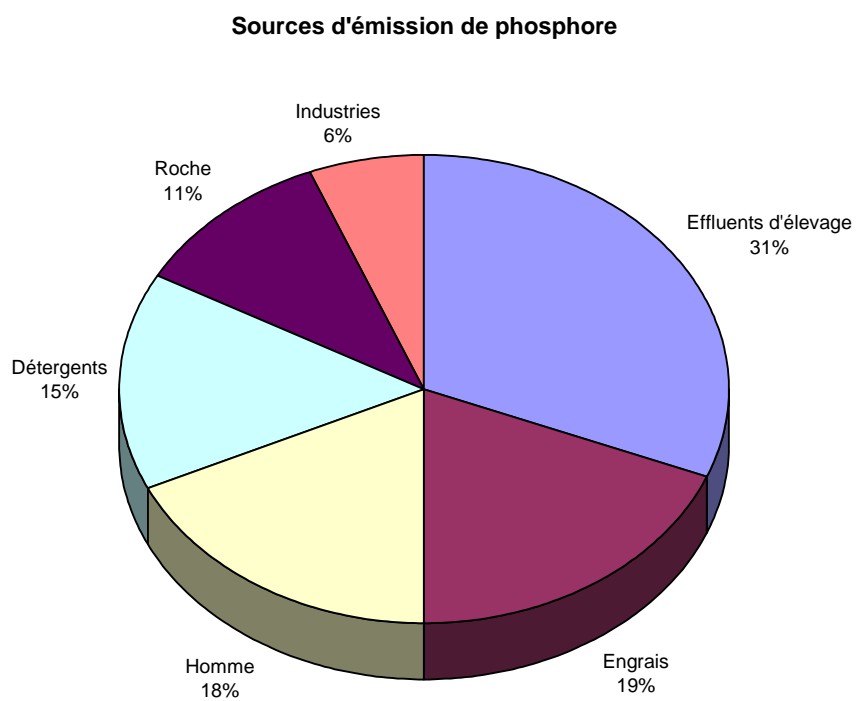


Figure 3 - Sources d'émission de phosphore selon le rapport FNDAE n°29 "Traitement du phosphore dans les petites stations d'épuration à boues activées", cité par GARRIGUES, 2007.

Les évolutions saisonnières du potentiel redox sont donc des facteurs importants pour la dynamique du P (DORIOZ et TREVISAN, 2008). La période d'échantillonnage a donc une importance pour les résultats.

### 1.3.3.7. Présence de minéraux argileux

Selon SCHADECK (1997), le pourcentage d'argile est un critère utile pour expliquer la rétention du P dans les sols belges. En effet, l'argile est un paramètre augmentant le pouvoir fixateur<sup>3</sup> du sol en permettant au P de se fixer par échange de ligands sur les bordures des feuillets argileux de type kaolinite et surtout smectite (BERKHEISER *et al.*, 1981, cité par SCHADECK, 1997).

## 2. LE PHOSPHORE ET L'ENVIRONNEMENT

### 2.1. EUTROPHISATION

Depuis maintenant près de 50 ans, une problématique importante est observée dans les eaux de surface. Il s'agit de l'eutrophisation. Ce phénomène résulte d'un enrichissement de l'eau en nutriments azotés et phosphorés, transformant ainsi la structure et le fonctionnement des biocénoses aquatiques (EEA, 2005 ; PELLERIN *et al.*, 2005 ; CELLULE ETAT DE L'ENVIRONNEMENT WALLON, 2007 ; GARRIGUES, 2007). Ce phénomène touche à la fois les eaux douces de surface et les eaux salées du littoral. L'azote est en réalité l'élément limitant dans l'eau de mer tandis que le phosphore l'est dans les eaux douces, c'est-à-dire qu'il est l'élément de maîtrise de la productivité végétale (EEA, 2005 ; PELLERIN *et al.*, 2005).

L'eutrophisation est un phénomène naturel qui se déroule durant des temps longs pouvant aller jusqu'à plus d'un millénaire (PELLERIN *et al.*, 2005 ; CELLULE ETAT DE L'ENVIRONNEMENT WALLON, 2007). Cependant, ces dernières années, le phénomène s'est accéléré et est devenu très rapide, au point que toutes les eaux de surface de Belgique sont aujourd'hui considérées comme eutrophisées (CELLULE ETAT DE L'ENVIRONNEMENT WALLON, 2007).

DUNNE et LEOPOLD (1978, cités par OELKERS et VALSAMI-JONES, 2008) et CHARLIER (1994) considèrent que, dans les cours d'eau de faibles débits, le mécanisme d'eutrophisation démarre dès que la concentration en phosphore dépasse 50 µg/l. D'autres sources parlent d'une valeur de 10 µg/l. D'autres auteurs citent des valeurs allant de 50 µg de phosphates/l pour les flux allant dans les lacs ou les réservoirs à 100 µg/l pour les flux n'aboutissant pas à un lac ou un réservoir (U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1986, cité par OELKERS et VALSAMI-JONES, 2008).

### 2.2. SOURCES D'EUTROPHISATION

Les sources d'eutrophisation sont multiples. Il est relativement difficile de donner des valeurs chiffrées car ce ne sont en général que des ordres de grandeur qui varient fortement selon les pays et avec le temps (Figure 3). Selon PELLERIN *et al.* (2005), on peut considérer qu'en France, environ 30% des émissions dans le réseau hydrographique sont d'origine urbaine, 20% d'origine industrielle et 50% d'origine agricole, dont 44% liées à l'élevage. D'autres sources donnent des valeurs légèrement différentes (GARRIGUES, 2007, ULÉN *et al.*, 2007).

Une grande partie des documents sont cependant unanimes pour dire que l'agriculture est la principale source de rejet en phosphore, principalement à cause des effluents d'élevage

---

<sup>3</sup> Pouvoir fixateur du sol : quantité de phosphates solubles nécessaires pour porter jusqu'à un niveau standard la concentration d'équilibre de la phase liquide au contact avec le sol dans des conditions expérimentales définies (GACHON, 1966 et 1969, cité par MOREL, 1996).

(GARRIGUES, 2007, ULÉN *et al.*, 2007). Ces derniers sont, en effet, généralement bien plus abondants que les engrais phosphatés. De plus, les engrais sont relativement bien fixés par les sols, ce qui n'est pas le cas des effluents d'élevage. Ces derniers sont particulièrement biodisponibles pour les végétaux et donc susceptibles d'entraîner des problèmes d'eutrophisation (GARRIGUES, 2007).

L'agriculture est pourtant loin d'être la seule source d'eutrophisation. Les rejets d'origine urbaine représentent une part importante des rejets en phosphore dans le milieu. Ceux-ci sont dus au métabolisme humain (« Homme » sur la Figure 3) mais également aux phosphates contenus dans les lessives et autres détergents. Les rejets industriels peuvent également être relativement importants, même si ceux-ci sont en baisse depuis quelques années (-48% entre 1994 et 2003 selon CELLULE ETAT DE L'ENVIRONNEMENT WALLON, 2007). Les apports domestiques et industriels ont pendant longtemps été la principale source de phosphore. Cette dernière cause a, néanmoins, fortement régressé depuis la suppression des phosphates dans les détergents (réduction de 42% entre 1993 et 2005). De plus, des efforts importants ont été consentis pour améliorer l'épuration des eaux usées et favoriser l'installation de systèmes de déphosphatation. Les pertes les plus importantes en P sont observées dans les régions fortement peuplées et où l'agriculture est très présente (EEA, 2005).

L'impact de l'agriculture est également à relativiser en fonction des superficies concernées. DORIOZ et TREVISAN (2008) ont ainsi calculé les rejets urbains et agricoles par ha et par an et aboutissent à des ordres de grandeur similaires pour les deux sources de P. Ces sources varient selon la région mais également selon la période.

Les roches sont une source relativement significative en comparaison des autres sources de P. NEWMAN (1995), cité par FROSSARD *et al.* (2004) montre que la vitesse de libération de P par l'altération des roches varie entre 0,01 et 1 kg P ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> en fonction des conditions géologiques. Il peut donc y avoir de fortes concentrations en P qui seraient naturelles (EEA, 2005). De même, les quantités de P arrivant de l'atmosphère varient entre 0.01 et 2 kg P ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> et équivalent les quantités de P quittant l'écosystème par voie atmosphérique.

Les sources de phosphore peuvent être classées en deux catégories : diffuse<sup>4</sup> ou ponctuelle<sup>5</sup>. Une source est dite **diffuse** lorsqu'elle est liée aux phénomènes hydrologiques et à l'utilisation du sol et ne possède pas une source avec une localisation précise. Une source rythmée par les activités humaine est, par contre, considérée comme **ponctuelle** (PELLERIN *et al.*, 2005). Une grande partie des émissions diffuses sont issues des terres agricoles. Cela les rend particulièrement difficiles à estimer et à traiter.

### 2.3. FACTEUR TRANSPORT

Longtemps considéré comme immobile par les scientifiques à cause de sa forte affinité pour les phases solides ou biologiques (DORIOZ et TREVISAN, 2008), le phosphore peut en réalité être mobilisé et redistribué dans le profil ou transféré hors de celui-ci. Le transfert peut se faire selon différents processus hydrologiques et physico-chimiques. On parle ainsi de *lessivage* pour décrire l'entraînement de matières en profondeur sous forme colloïdale ou particulaire, de *lixiviation* dans le cas de matières en solution. D'autres modes de transport existent encore, comme le *ruissellement superficiel* qui décrit l'entraînement latéral de matières sous forme soluble, colloïdale ou particulaire avec l'eau s'écoulant en surface du sol ou *l'écoulement de subsurface* (FROSSARD *et al.*, 2004).

<sup>4</sup> Pollution sans point spécifique d'origine, comme les pertes issues des milieux naturels ou agricoles, les pertes issues de zones pavées, macadamisées. (EEA, 2005).

<sup>5</sup> Pollution dont la situation de l'origine est connue précisément, dont les installations sont précisément fixées (EEA, 2005).

Les pertes en P par érosion sont proportionnelles à la teneur en P, toutes choses égales par ailleurs, tandis que les pertes par lessivage dépendent de la saturation (BARMON, 2006).

La lixiviation du P concerne, principalement, les ions phosphates et les formes organiques du phosphore soluble dans l'eau. Le transfert de quantités significatives de P en profondeur n'a lieu que dans le cas où les apports sont très supérieurs aux besoins des cultures et où le pouvoir fixateur du sol est limité. Mais en général, ce transfert ne provoque pas de problème d'eutrophisation car les transferts sont très modérés ( $< 0,1 \text{ kg P total.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ ) vis-à-vis du stock du sol (de l'ordre de la tonne) (DORIOZ et TREVISAN, 2008). De plus, les ions phosphates sont généralement fixés dans les horizons sous-jacents à l'horizon de surface, plus fixateurs que celui-ci (SCHVARTZ *et al.*, 2005 ; PELTOVUORI *et al.*, 2002).

Cependant, certains facteurs peuvent influencer ce phénomène. La MO peut accélérer la migration vers le bas avec les acides organiques, le Fe et l'Al. Le P est plus susceptible de migration dans les sols sableux avec une faible capacité de sorption (OZANNE *et al.*, 1961, cité par SHARPLEY et MENZEL, 1987) et dans les sols saturés où le contenu en Fe (III) a diminué (KHALID *et al.*, 1977, cités par SHARPLEY et MENZEL, 1987). L'intensité du transfert sol-eau dépend également de la teneur en formes labiles de P dans le sol mais aussi des événements pluvieux.

L'érosion, quant à elle, touche principalement les particules les plus fines et les plus concentrées en P (DORIOZ et TREVISAN, 2008).

## 2.4. CONSEQUENCES DE L'EUTROPHISATION

Les impacts de l'eutrophisation sont nombreux et généralement en chaîne. Ces dommages concernent à la fois les poissons et la zoocénose aquatique. Une prolifération végétale va être observée, ainsi qu'une modification des peuplements. La biomasse algale va fortement se développer, augmentant la turbidité des eaux de surface, induisant un envasement plus rapide, une obstruction mécanique, l'apparition de mauvaises odeurs ainsi qu'un changement de la couleur de l'eau. Des phytoplanctons toxiques peuvent également se développer, induisant des problèmes de santé humaine. L'eutrophisation peut ainsi aboutir à une anoxie des eaux de surface du fait de la respiration de la biomasse végétale et de sa dégradation par les bactéries aérobies. L'eutrophisation fait donc passer les cours d'eau d'un état oligotrophe vers un état eutrophe (ANONYME, 2005 ; PELLERIN *et al.*, 2005 ; CELLULE ETAT DE L'ENVIRONNEMENT WALLON, 2007 ; GARRIGUES, 2007).

Toutes ces transformations provoquent des conséquences à la fois écologiques et économiques. Outre la perte de diversité, l'eutrophisation détériore la qualité des eaux de baignade, engendre des coûts supplémentaires dans la potabilisation des eaux de surface, provoque des nuisances olfactives et paysagères et peut aller jusqu'à augmenter les risques d'inondation *via* l'obstruction des cours d'eau (EEA, 2005 ; PELLERIN *et al.*, 2005 ; SIMS et VADAS, 2005 ; CELLULE ETAT DE L'ENVIRONNEMENT WALLON, 2007 ; GARRIGUES, 2007).

Les modifications de la faune et de la flore se traduisent d'abord par une élimination des espèces les plus exigeantes et un appauvrissement de l'écosystème. Ces transformations peuvent aboutir à une biocénose composée d'espèces tolérantes, parfois invasives (CELLULE ETAT DE L'ENVIRONNEMENT WALLON, 2007).

Ces conséquences sont généralement plus importantes dans les eaux stagnantes que les eaux courantes du fait de la faible oxygénation de ces plans d'eau (CELLULE ETAT DE L'ENVIRONNEMENT WALLON, 2007).

## 2.5. MECANISMES DE LUTTE CONTRE L'EUTROPHISATION

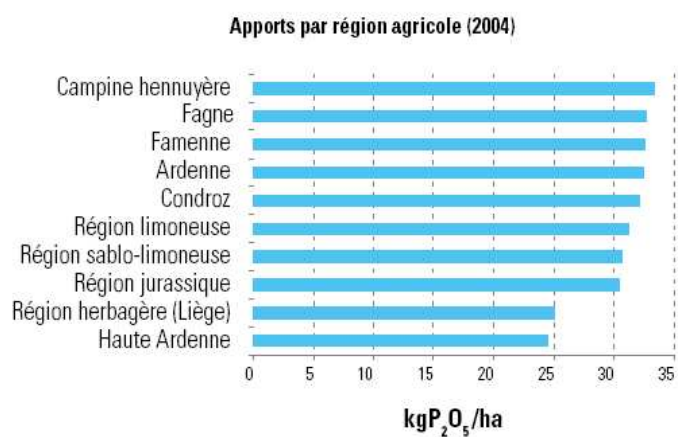
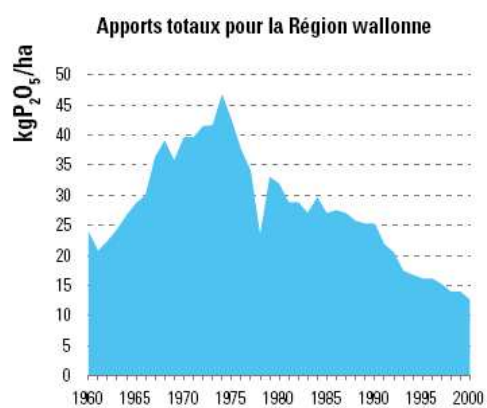
Différentes méthodes ont été développées pour traiter les eaux destinées à être potabilisées (ANONYME, 2005). Cependant, pour lutter efficacement contre l'eutrophisation, il faut agir à la source du problème c'est-à-dire au niveau des apports (GARRIGUES, 2007 ; DORIOZ et TREVISAN, 2008). Les mesures sont d'autant plus efficaces qu'elles se situent en amont du problème. La prévention passe par la lutte contre l'accumulation de phosphore en surface et par la lutte contre le ruissellement car ce mode de transfert est la principale voie de perte du phosphore (SIMS et VADAS, 2005). Les mesures de conservation des sols et de gestion de l'eau sont multiples. Elles ont comme objectifs de réduire l'impact de la pluie sur le sol, de réduire la surface et la vitesse du ruissellement et d'augmenter la résistance du sol au ruissellement. Cela va de la culture en bandes, de l'enfouissement des apports, de la rapidité avec laquelle la culture suivante est enfouie aux différentes techniques de labour ou encore à l'implantation de bandes enherbées (SIMS et VADAS, 2005 ; BARMON, 2006). Cependant, la lutte contre les pertes diffuses ne doit pas être une simple transposition de celle contre l'érosion (DORIOZ et TREVISAN, 2008).

Limiter les apports en phosphore passe également par la diminution de la charge polluante des eaux usées en substituant les phosphates des détergents et en mettant en place des systèmes de traitement des eaux usées résiduaires et de déphosphatation (CELLULE ETAT DE L'ENVIRONNEMENT WALLON, 2007).

La lutte inclut également l'utilisation de quantités d'engrais adéquates, ce qui peut signifier faire des impasses sur la fertilisation minérale (PELLERIN *et al.*, 2005). Cela se mesure en fonction du type de sol mais également en fonction des besoins des cultures. Les conseils de fumure doivent donc être adaptés en tenant compte de la problématique environnementale (CELLULE ETAT DE L'ENVIRONNEMENT WALLON, 2007). Le maintien d'un pH optimum autour de 6-7 permet également de limiter les pertes en P (MENDEL, 1997). Enfin, il est nécessaire de gérer le calendrier d'épandage en évitant les apports durant les périodes à risques de ruissellement et en labourant peu de temps après les apports (DORIOZ et TREVISAN, 2008).

Pour agir de manière efficace contre les problèmes d'eutrophisation et lutter contre les transferts en P, des mesures législatives peuvent être mises en place. Ainsi, durant les 30 dernières années, des mesures ont été prises dans le but, entre autres, de lutter contre les problèmes d'eutrophisation des cours d'eau. Deux directives peuvent être citées : la Directive concernant le traitement des eaux urbaines (Directive 91/271/CEE) et la Directive Nitrate (Directive 91/676/CEE). Les conventions de Paris et d'Helsinki (1992) ont également eu comme objectif de préserver la mer du nord et la mer baltique des sources de pollution, aboutissant ainsi à une volonté de réduire les apports d'N et de P de 50%. D'autres conventions ont suivi ces tendances (EEA, 2005). Dans les pays scandinaves et en Irlande, par exemple, la gestion du P a été introduite dans la transposition de la Directive Nitrate (ULÉN *et al.*, 2007).

En Région wallonne, un modèle du nom de PEGASE a été développé pour la gestion du P. Les résultats évalués par le modèle montrent qu'environ 20% des apports en phosphore de toute forme sont lessivés. Les chiffres montrent également que les charges polluantes liées aux activités domestiques ont fortement diminué ces dernières années (43% de 1993 à 2005) suite à l'interdiction des phosphates dans les poudres à lessiver, de même que le secteur industriel (CELLULE ETAT DE L'ENVIRONNEMENT WALLON, 2007).



Source : CEA ; MRW – DGA (Comptabilités agricoles)

Figure 4 - Répartition des apports en P minéral au fil du temps et dans les différentes régions agricoles (Source : MRW - DGA).

## 2.6. PROBLEMATIQUE EN BELGIQUE ET EN EUROPE

### 2.6.1. SITUATION EN BELGIQUE

Les eaux de surface en Belgique sont toutes soumises à l'eutrophisation, à des degrés divers, les bassins de l'Yser et de l'Escaut étant les plus touchés (CELLULE ETAT DE L'ENVIRONNEMENT WALLON, 1992 ; DENIS, 1992, cité par SCHADECK, 1997).

Les problèmes d'eutrophisation s'observent principalement dans les régions où l'élevage intensif est pratiqué et où les surfaces disponibles pour l'épandage des engrais de ferme font défaut (GIROUX et TRAN, 1996). Cette situation se rencontre principalement en Flandre et dans le Nord de la Région wallonne. Dans les régions d'élevage intensif hors sol, les épandages de lisier effectués sont excédentaires par rapport aux besoins des cultures. Or, les sols de ces régions sont souvent de texture légère et pauvres en éléments fixateurs du P. Les quantités de P accumulées y ont saturé le sol (LOOKMAN *et al.*, 1995). Cependant depuis 1975, les quantités épandues ont diminué (Figure 4).

Dans le sud du pays, le lessivage est plus faible. Cela provient du fait que les sols de Wallonie présentent des teneurs en limon, en argile et en fer plus importantes, ce qui augmente la capacité de rétention. Le type de sol est, en effet, un élément clé dans l'étude des transferts de P (ULÉN *et al.*, 2007). Conscient du problème, le Ministère de l'environnement flamand a limité les apports autorisés en P et cartographié l'état du TSP depuis 1990 (DE SMET *et al.*, 1996).

### 2.6.2. SITUATION EN EUROPE

Cette problématique est générale à tous les pays industrialisés. Cependant, la répartition de la charge en P n'est pas homogène partout en Europe. En effet, certaines régions sont plus problématiques que d'autres. C'est, par exemple, le cas du Nord-Ouest de l'Europe où les charges en P sont très importantes à cause de la densité de population et de l'agriculture intensive qui y est pratiquée. En Europe de l'Est, les charges sont moins importantes, de même que dans les pays nordiques où elles sont même très faibles (EEA, 2005).

## 3. TAUX DE SATURATION EN PHOSPHORE

### 3.1. QU'EST-CE QUE LE TAUX DE SATURATION EN PHOSPHORE ?

Le **taux de saturation en phosphore** (TSP) peut être défini comme le rapport entre la quantité de P accumulée dans le sol et la capacité maximale de fixation des phosphates dans ce même sol (SCHOUMANS, 2000). Quand la teneur maximale est atteinte, on dit que le sol est saturé. En pratique, la saturation se calcule en faisant le ratio de la teneur en P du sol sur la teneur en éléments caractérisant la capacité de fixation du P (PARENT, 2003, cité par BARMON, 2006).

Le taux de saturation est exprimé en %, 100% correspondant à un sol dont la teneur maximale de phosphore fixable est atteinte.

Le TSP est donc un paramètre du second ordre, c'est-à-dire qu'il est calculé sur base de la combinaison d'autres paramètres. Il est formé d'un numérateur ( $P_{ox}$ ) lié au mode de gestion de la parcelle et d'un dénominateur ( $0,5*(Al_{ox}+Fe_{ox})$ ) lié aux propriétés du sol (LEINWEBER *et al.*, 1997). Ce dernier paramètre est également appelé capacité de fixation en phosphore (CFP).

Dans les sols acides à neutres, la fixation du P dépend principalement des formes actives de Fe et d'Al comme les hydroxydes ou les liaisons entre le Fe ou l'Al et la matière organique. Ces formes actives peuvent être déterminées par analyse avec une solution d'acide oxalique et d'oxalate

d'ammonium (SCHOUMANS, 2000). Etant donné que la fixation du P dans les sols wallons est généralement dominée par le Fe et l'Al, cet extractif est relativement bien adapté.

$$TSP = \frac{P_{ox}}{0,5(Fe_{ox} + Al_{ox})} \times 100$$

Cette définition sous-entend que des composés du fer et de l'aluminium, dont la teneur est évaluée par une extraction à l'oxalate, sont les principaux constituants responsables de la rétention du phosphore et qu'ils peuvent retenir au maximum une demi mole de phosphore par mole de Fe et d'Al. Il s'agit évidemment d'une approximation opérationnelle destinée à fixer un ordre de grandeur de la saturation relative des sols en phosphore (SCHADECK, 1997 ; MAGUIRE *et al.*, 2001 ; HOMSY, 2004). Cependant, il a été démontré que le P s'associe avec les formes amorphes d'Al et de Fe pouvant être extraites à l'oxalate d'ammonium. Celles-ci représentent les principales formes de fixation du P. Cela a été testé sur différents types de sol (ARAI et SPARKS, 2007). Le choix de faire intervenir ou non le coefficient 0,5 dans la formule de la CFP dépend de la région et du type de sol étudié. Dans le cas de la Belgique, SHADECK (1997) a montré que ce paramètre était parfaitement adapté. De plus, cette valeur est communément utilisée en Europe et permet de pouvoir faire des comparaisons avec d'autres études (SATUPHOS, *etc.*).

D'autres paramètres liés à cette formule peuvent être déduits.

$$F_{max} = 0,5 * (Fe_{ox} + Al_{ox}) = CFP$$

$$F_{libre} = F_{max} - P_{ox}$$

$F_{max}$  fixe une valeur hypothétique de rétention maximale de phosphore. Le nombre hypothétique de sites non occupés est, quant à lui, donné par  $F_{libre}$  (SCHADECK, 1997).

La capacité de fixation du phosphore est *a priori* stable dans le temps pour un sol donné et résulte du fait que les principaux éléments fixateurs comme l'Al varient très peu. Par contre, on rencontre des variations spatiales expliquées par le substrat géologique et la pédogenèse. Les processus pédogénétiques de gleyification, podzolisation et de brunification influent sur la teneur des différentes formes de Fe et d'Al (SARR *et al.*, 2007).

### 3.2. INTERET DU TAUX DE SATURATION EN PHOSPHORE

Utilisé dans de nombreux pays et régions (Pays-Bas, Canada, Flandre, *etc.*), le TSP est considéré comme un bon indicateur de la tendance d'un sol à libérer le P dans les eaux de ruissellement et de drainage (HUGUES *et al.*, 2000). Cet indicateur a donc principalement un rôle d'évaluation des risques environnementaux (BEAUCHEMIN et SIMARD, 1999 ; LABOSKI et LAMB, 2004). Cependant, le TSP ne permet pas de prédire les quantités de P qui seront perdues mais uniquement d'évaluer le risque de perte en P. En effet, lorsque le sol tend à se saturer, les équilibres sont modifiés et la teneur en ions phosphates dans la solution du sol augmente, ce qui accroît les risques de transfert vers l'environnement (TUNNEY *et al.*, 2003 et MC DOWELL et SHARPLEY, 2001 cités par DORIOZ et TREVISAN, 2008).

Aux Pays-Bas, VAN DER ZEE *et al.* (1990), cités par DE SMET *et al.* (1996) ont montré que lorsque le TSP atteint 24%, la teneur en P de l'eau du sol devient supérieure à 0,1 mg/l à long terme. Au-delà de cette valeur correspondant à un seuil de risque environnemental, les pertes sont considérées comme inacceptables. Ces valeurs sont à adapter à chaque type de sol et à chaque région en établissant les courbes de régression entre le TSP et le P disponible.

Un désavantage du TSP est sa dépendance pour la CFP du sol en P, cette dernière variant d'un horizon à l'autre (SCHOUMANS, 2000).



Les notions de TSP et de CFP ont donc à la fois un intérêt agronomique, environnemental et législatif. GIROUX et TRAN (1996) proposent, par exemple, une approche consistant à se baser sur le TSP pour déterminer si le plan de fertilisation doit être basée sur le P ou sur l'azote.

### 3.3. RELATIONS DU TAUX DE SATURATION EN PHOSPHORE AVEC D'AUTRES PARAMETRES

Différentes études ont été réalisées sur le TSP, notamment au Québec, afin de déterminer sa relation avec les paramètres édaphiques.

Plusieurs études ont démontré que le P perdu dans le ruissellement est corrélé avec le TSP (OLNESS *et al.*, 1975 ; POTE *et al.* 1996 ; MAGUIRE *et al.*, 2001). Cette corrélation varie selon le type de sol suite au fait que la capacité de fixation est dépendante de la texture, de la MO, des hydroxydes de Fe et Al, *etc.* (CHARDON *et al.*, 2000, cités par LABOSKI et LAMB, 2004 ; HUGUES *et al.*, 2000 ). HOODA *et al.* (2001) ont obtenu une relation linéaire ( $r=0,9334$ ) entre le TSP et le P présent dans l'eau de ruissellement.

La CFP peut être corrélée avec différentes propriétés du sol. Cependant une corrélation significative entre la CFP et une propriété du sol n'implique pas nécessairement un effet direct significatif de cette propriété du sol sur la rétention en P (IGE *et al.*, 2007). Une étude fut, par exemple, menée en Irlande sur le taux de saturation en P avec des sols relativement argileux et une teneur en MO élevée. Elle a montré que le P adsorbé était fortement corrélé avec  $Al_{ox}$  et  $Fe_{ox}$  et possède une corrélation négative avec le  $P_{ox}$ . DALY (2001) a observé une corrélation entre le TSP et la MO. Les sols pauvres en MO présentent une faible capacité de sorption et une faible réserve en P. Une corrélation négative entre le pH KCl et l' $Al_{ox}$  a pu être établie par SCHADECK (1997). Cette dernière a montré dans sa thèse que la teneur en carbone organique selon la méthode Walkley-Black est corrélée aux teneurs en  $Fe_{ox}$ ,  $Al_{ox}$  et  $P_{ox}$ .

### 3.4. VARIABILITE VERTICALE DU TAUX DE SATURATION EN PHOSPHORE

Peu d'études ont été réalisées sur la variation verticale du TSP dans le sol. Or, les formes et la distribution du P dans le sol dépendent fortement des processus pédogénétiques, engendrant une variabilité verticale des réserves en P au sein d'un profil (PELTOVUORI *et al.*, 2002). En effet, la saturation diminue généralement lorsqu'on descend dans les horizons (BARMON, 2006).

Ces différences entre les horizons soulignent l'importance de ne pas prélever les échantillons à des profondeurs prédéfinies mais de travailler au sein d'un horizon. Un sondage pédologique est donc nécessaire pour déterminer les horizons auxquels on a affaire et connaître la profondeur à échantillonner (PELTOVUORI *et al.*, 2002).

### 3.5. ALTERNATIVES AU TAUX DE SATURATION EN PHOSPHORE

D'autres paramètres peuvent également être calculés pour déterminer les risques environnementaux de perte en phosphore.

#### 3.5.1. INDEX DE SATURATION

On retrouve également souvent la notion d'index de saturation en phosphore dans la littérature (HUGUES *et al.*, 2000 ; SCHOUMANS, 2000) qui est également un bon indicateur des risques environnementaux de perte en P.

$$PSI = \frac{P_{ox}}{Al_{ox} + Fe_{ox}}$$

### 3.5.2. POUVOIR TAMPON INSTANTANÉ

Une alternative peut être proposée au TSP. En effet, des études récentes sur les échanges isotopiques confèrent au pouvoir tampon une valeur diagnostique similaire au TSP, tant d'un point de vue des stratégies de fertilisation que de gestion des risques de pollution phosphatée.

La technique des échanges isotopiques utilisée est une technique permettant d'observer les ions dans le milieu réel grâce à l'utilisation des ions phosphates marqués au  $^{32}\text{P}$ . Cette méthode est basée sur une égalité des rapports V/w (solution/sol) et  $R_{(0)}/R_{(t)}$  (radioactivité totale introduite dans le système/ radioactivité restant en solution après la première minute d'échange isotopique). Elle permet de mettre en évidence les facteurs quantité, intensité et capacité (§1.3.1. p.7), également appelée pouvoir tampon, corrélé de manière logarithmique ( $r^2=0.58$ ) avec le TSP (SCHADECK, 1997).

Cette méthode est utilisée en recherche et ne sera probablement jamais utilisée en routine, eu égard aux difficultés de manipulation et d'appareillage qu'elle présente (MATHIEU et PIELTRAIN, 2003).

### 3.5.3. INDEXATION DES RISQUES

GBUREK *et al.* (2000), cités par FROSSARD *et al.* (2004) ont ainsi proposé de déterminer des modèles en intégrant un nombre plus important de paramètres. Cet index permet de déterminer de manière qualitative le risque de transfert du P en prenant en compte la teneur en  $P_{\text{dispo}}$  du sol, les pratiques agricoles, la sensibilité des parcelles à l'érosion mais également la distance aux cours d'eau. La formule permettant la combinaison de ces différents facteurs est calibrée pour chaque région de façon à rendre compte de la vulnérabilité d'une parcelle. Elle est relativement simple et est actuellement utilisée dans différents états des USA, dans plusieurs provinces canadiennes et quelques pays européens dont la Norvège (PELLERIN *et al.*, 2005). Cet index présente cependant l'inconvénient de ne pas tenir compte des transferts verticaux en P et de prendre assez mal en compte le transfert effectif en P de la parcelle, exception faite de certains nouveaux indices de risque de perte en phosphore (IRP) (FROSSARD *et al.*, 2004). Seul l'IRP québécois a intégré la composante du taux de saturation en phosphore.

## 3.6. ETAT DU PHOSPHORE EN REGION WALLONNE

Le phosphore n'est pas réparti de manière homogène dans les sols en Région wallonne. Plusieurs études ont été menées dans le but de comprendre la répartition et les offres en P dans les différentes régions.

Les conclusions ci-après sont issues des rapports de LAROCHE et OGER (1999), COLINET *et al.* (2005) et de SATUPHOS (2008).

### 3.6.1. DISTRIBUTION DU PHOSPHORE

L'image de la distribution du  $P_{\text{ox}}$  en Région wallonne donnée par SATUPHOS est différente de celle du  $P_{\text{dispo}}$  donnée par les bases de données (REQUASUD). Le gradient du  $P_{\text{dispo}}$  a la direction S-N, avec des teneurs beaucoup plus élevées en Ardenne et en région herbagère. Dans ces deux zones, les teneurs en  $P_{\text{ox}}$  atteignent des valeurs moyennes de 35 mmol/kg de sol sec par endroit. Le gradient est inverse dans le cas du  $P_{\text{dispo}}$  et des teneurs en P allant de 2 mg/100g en Ardenne à 18 mg/100g dans le nord-ouest sont observées. Ces différences de gradient ne peuvent être expliquées pour l'instant. Elles sont probablement dues à des différences de type de sol, d'occupation du sol, *etc.*

### 3.6.2. DISTRIBUTION DES OXYHYDROXYDES DE FER ET D'ALUMINIUM

La CFP découlant des teneurs en  $Fe_{ox}$  et  $Al_{ox}$  est beaucoup plus importante en Ardenne et en région herbagère qu'en région limoneuse ou dans le Condroz.

### 3.6.3. DISTRIBUTION DU TAUX DE SATURATION EN PHOSPHORE

Le taux de saturation le plus élevé se rencontre à l'extrême nord-ouest de la Région wallonne, dans la région de Comines, où les valeurs sont supérieures à 45%. Un gradient nord-sud et ouest-est est observé. L'Ardenne et la Fagne-Famenne présentent les valeurs les plus faibles vu leur très grande CFP. Les trois régions agricoles étudiées dans ce travail, c'est-à-dire les régions limoneuse et sablo-limoneuse ainsi que le Condroz, ont des TSP relativement élevés. Selon SATUPHOS (2008), ces trois régions ont des valeurs moyennes du TSP très proches l'une de l'autre et présentent les risques environnementaux les plus importants pour la Région wallonne.

### 3.6.4. INFLUENCE DE L'OCCUPATION DU SOL

L'occupation du sol joue un rôle sur la distribution des différents éléments dans le sol. On peut distinguer deux occupations principales : les prairies et les cultures.

Les prairies sont plus riches en P que les cultures. Il en est, généralement, de même pour le  $Fe_{ox}$  et l' $Al_{ox}$ , ce qui engendre une CFP beaucoup plus importante dans les prairies que dans les cultures. La combinaison de ces deux paramètres engendre un TSP des prairies généralement proche ou plus faible que ceux sous culture.

### 3.6.5. INFLUENCE DU TYPE DE SOL

La répartition des différents paramètres est également liée aux types de sol. Ces phénomènes sont liés à la dynamique du P. Les sols à mauvais drainage, par exemple, ont un TSP assez élevé. Les sols à charge psammitique ont un TSP élevé, de même que les sols à texture sableuse à cause de leur faible CFP. Dans les sols plus lourds, par contre, la CFP est plus élevée, ce qui engendre un TSP plus faible.

## 4. METHODES ANALYTIQUES

Un nombre important de tests et de méthodes ont été développés pour déterminer la réponse des cultures au phosphore apporté à la parcelle et pour estimer les risques de perte de P dans l'environnement. Dans de nombreux pays du monde, le taux de saturation en phosphore s'est imposé comme un bon indicateur des risques pour l'environnement mais celui-ci n'est pas universel dans le sens où différentes méthodes d'extraction existent comme c'est le cas pour  $P_{dispo}$ .

### 4.1. DETERMINATION ANALYTIQUE DU TAUX DE SATURATION EN PHOSPHORE DANS LES SOLS

De nombreuses méthodes d'analyse ont été développées afin de déterminer le taux de saturation en phosphore des sols. Voici la description des méthodes les plus courantes.

#### 4.1.1. METHODE DE BLAKEMORE

##### 4.1.1.1. Principe de la méthode d'analyse

La méthode de Blakemore, actuellement utilisée en Flandre et aux Pays-Bas, consiste en une extraction à l'oxalate d'ammonium ( $(NH_4)_2C_2O_4, 0,2 M$ ) et à l'acide oxalique ( $H_2C_2O_4, 0,2 M$ ). Le mélange est aussi appelé réactif de TAMM. Cette extraction se déroule durant deux heures dans

Inorganic iron compounds				Organic complexes	
Silicates	Well crystallized oxides	Amorphous 'aged' hydrous oxides	Amorphous 'gel' hydrous oxides	Acid soluble 'Fulvate'	Acid insoluble 'Humate'
(pH 3-8) dithionite					
(pH 3) acid oxalate					
(pH 7) pyrophosphate					
(pH 10) pyrophosphate					

Figure 5 - Les différentes formes de fer extraites en fonction de l'extractif utilisé (BASCOMB, 1968, cité par BOCK, 1984).

l'obscurité (Méthode de BLAKEMORE (1983) modifiée par VAN DER ZEE *et al.* (1990), cité par SCHADECK, 1997) car la réaction est photosensible et la lumière peut influencer l'action réductrice de l'acide oxalique sur le fer (GALLACHER et WALSH, 1943, cités par BOCK, 1984 ; SCHOUMANS, 2000).

Les concentrations en fer dans les extraits sont mesurées par spectrométrie d'absorption atomique, celles en aluminium par spectrométrie d'émission atomique. Le phosphore des extraits, quant à lui, est mesuré par colorimétrie au bleu de molybdène. En effet, les orthophosphates se transforment en acide phosphomolybdique avec le molybdate d'ammonium dans un milieu acide. L'ajout d'acide ascorbique permet la réduction en bleu de molybdène dont l'intensité de la coloration est mesurée au spectrophotomètre à 880 nm.

Cette méthode est bien adaptée aux sols non calcaires (FREESE *et al.*, 1992 ; BEAUCHEMIN et SIMARD, 1999).

#### 4.1.1.2. Formes extraites

Le tampon oxalate à pH 3 extrait en une seule opération les différents éléments nécessaires à l'estimation du taux de saturation en phosphore, c'est-à-dire les teneurs en  $Fe_{ox}$ ,  $Al_{ox}$  et  $P_{ox}$ .

Selon BOCK (1984), l'extraction à l'acide oxalique et l'oxalate d'ammonium permet une bonne extraction du fer lié à la matière organique mais également des oxyhydroxydes de fer amorphes inorganiques et à organisation cryptocristalline à cristalline (Figure 5). Cette méthode d'extraction permet donc une estimation du fer non silicaté du sol (PARFITT et CHILDS, 1988, cités par HOMSY, 2004).

La signification du type de composés aluminiques extraits par ce réactif est plus incertaine. En effet, l'extractif à l'oxalate utilise des chélatants puissants qui contribuent à mettre en solution des complexes organo-Al et toutes formes non cristallines de l'aluminium (HOMSY, 2004).

En ce qui concerne le  $P_{ox}$ , l'extractif n'est pas considéré comme sélectif vis-à-vis des formes du P et cette méthode met en solution des quantités proches de la concentration minérale totale en P des sols riches en MO (VAN DER ZEE et VAN RIEMSDIJK (1988)). Le pool de phosphore extrait dans le tampon oxalate à pH 3 est donc complexe. De plus, les quantités de  $P_{ox}$  extraites dépendent de la teneur en MO. Le P doit donc être minéralisé par l'oxydation ( $H_2O_2$ ) au cours de la destruction de l'oxalate par la digestion acide ( $H_2SO_4$ ) (HOMSY, 2004).

### 4.1.2. METHODE D'EXTRACTION AU DCB

#### 4.2.1.1. Principe de la méthode d'analyse

L'extraction au DCB est réalisée à l'aide d'un tampon dithionite-citrate-bicarbonate ajusté à pH 7,2. Les concentrations en Fe et Al dans les extraits sont mesurées par spectrophotométrie d'absorption atomique tandis que celles en P le sont par colorimétrie (HOMSY, 2004).

#### 4.2.1.2. Formes extraites

L'extraction au DCB libère les oxyhydroxydes de fer indépendamment de leur niveau de cristallinité et le fer complexé par la MO (Figure 5). Il permet donc une estimation de l'ensemble des formes du fer hormis celles silicatées (PARFITT et CHILDS, 1988, cités par SCHADECK, 1997 ; HOMSY, 2004).

La signification du type de composés aluminiques extraits est, par contre, plus incertaine. Le tampon DCB est supposé extraire les formes hydroxylées et organiques de l'aluminium (FITZPATRICK et SCHWERTMANN, 1982 ; SMECK *et al.*, 1994).

#### 4.1.3. METHODE MEHLICH 3

Cette méthode, utilisée en routine au Québec exprime le TSP sous la forme  $P_{M3}/Al_{M3}$ . Ils estiment que la prise en compte du fer n'améliore pas la précision du résultat. Cette méthode, adaptée aux sols acides et neutres, est moins efficace dans les sols ayant une texture fine comme les argiles (SARR *et al.*, 2007).

Les valeurs ne peuvent être directement comparées avec celles issues de la méthode de Blakemore car il n'existe pas de lien direct entre les deux.

#### 4.1.4. METHODE AU PYROPHOSPHATE DE SODIUM

Le Fe et l'Al peuvent être extraits à l'aide de pyrophosphate de sodium. Cet extractif est spécifique du fer complexé avec la matière organique (BOCK, 1984).

### 4.2. COMPARAISON DES DIFFERENTES METHODES D'EVALUATION ET CHOIX DE LA METHODE BLAKEMORE

Parmi l'ensemble des méthodes analytiques existantes, un choix a dû être réalisé. Cette décision est basée sur la comparaison des différentes méthodes que l'on retrouve dans la littérature ainsi que sur les pratiques en vigueur dans les différents pays.

#### 4.2.1. AVANTAGES DE LA METHODE DE BLAKEMORE

L'avantage de la méthode de Blakemore réside dans l'acquisition des valeurs de  $Fe_{ox}$ ,  $Al_{ox}$  et  $P_{ox}$  obtenues à partir d'une seule extraction. Néanmoins il semble que la teneur en Al extrait au DCB explique mieux la fixation du phosphore. En effet, la composante  $Al_{ox}$  comprendrait vraisemblablement une fraction inactive par rapport à la fixation du phosphore, cette fraction est plus importante pour les sols acides et organiques (SCHADECK, 1997). Ce type de sol n'étant pas majoritaire dans notre échantillonnage, la méthode d'extraction à l'oxalate peut être considérée comme adéquate.

De plus, la méthode d'extraction à l'oxalate est utilisée en Flandre et aux Pays-Bas et les essais interlaboratoires réalisés par le VITO dans le cadre du Mestdecret (Lambert R., chercheur à la Faculté d'ingénierie biologique, agronomique et environnementale de l'UCL, communication personnelle) tendent à démontrer l'efficacité de cette méthode et sa facilité d'application en routine.

Enfin, l'utilisation de cette méthode de Blakemore permet d'intégrer les résultats obtenus dans le cadre d'autres études actuellement réalisées en Belgique ou ailleurs (SATUPHOS, *etc.*).

#### 4.2.2. CAS DES SOLS BASIQUES OU PROCHES DE LA NEUTRALITE

En ce qui concerne les échantillons de sols à pH proche de la neutralité ou supérieur à 7, les valeurs du TSP obtenues par extraction à l'oxalate pourraient être sous-évaluées par la présence de composés calciques qui ne sont pas quantifiés dans l'extrait.

L'affinité du  $CaCO_3$  pour la sorption du P est faible vis-à-vis de celle témoignée par les oxydes ferriques et aluminiques (GRIFFIN et JURINAK, 1974 et HOLFORD et MATTINGLY, 1975, cités par HOMSY, 2004 ; HOUSE et DONALDSON, 1986). Cependant, d'après HOMSY (2004) un pourcentage de plus de 20% du  $CaCO_3$  dans les sols favorise les mécanismes de rétention de phosphate sous des formes calciques. Or, aucun des échantillons prélevés ne présente cette teneur.

### 4.3. DETERMINATION ANALYTIQUE DU PHOSPHORE DISPONIBLE DANS LES SOLS

La fraction biodisponible du P influence les prélèvements de P par les plantes et joue sur les rendements. Il est donc important de connaître cette valeur afin de gérer de manière adéquate la fertilisation. C'est pourquoi, ce paramètre est généralement mesuré lorsqu'on évalue la teneur en P d'un sol.

Les méthodes de mesure du  $P_{\text{dispo}}$  ne manquent pas. En effet, la liste est longue et les méthodes appliquées varient d'un pays à l'autre. Cependant, elles ont toutes en commun, d'essayer d'imiter l'activité biologique du sol (CONESA *et al.*, 1979 ; VILLEMEN, 1987). Etant donné les multiples réactions se déroulant dans le sol, il est illusoire de chercher l'extractant chimique idéal qui permettra d'extraire tout le P assimilable dans toutes les situations et rien que lui (HOMSY, 2004).

On peut citer différentes méthodes d'extraction :

- la méthode DYER (1894) utilisée en France et reconnue comme satisfaisante pour les sols neutres à acides. Elle utilise l'acide citrique à 2% à pH 2 (HOMSY, 1992 ; SARR *et al.*, 2007) ;
- la méthode modifiée OLSEN, créée en 1954, extrait le P à l'aide de  $\text{NaHCO}_3$  0,5 M à pH 8,5. Initialement développée pour les sols calcaires, cette méthode possède également de bonnes caractérisations des sols neutres ou légèrement acides mais pas pour les sols très acides (MOREL *et al.*, 2000, cités par MATHIEU et PIELTRAIN, 2003 ; FROSSARD *et al.*, 2004) ;
- la méthode LAKANEN ET ERVIÖ utilisée en Belgique et en Suisse utilise une solution saline d'acétate ammonique 0,5 N tamponnée à pH 4,65 à laquelle on ajoute de l'EDTA (FROSSARD *et al.*, 2004) ;
- la méthode de SISSINGH, développée en 1971, extrait le P à l'eau. Elle est utilisée aux Pays-Bas et en Allemagne. Cette méthode a l'avantage de ne pas être liée au type de sol (HOMSY, 1992 ; KOOPMANS *et al.*, 2006) ;
- l'extractif MEHLICH 3 est utilisé au Québec pour déterminer le P disponible (SARR *et al.*, 2007) ;
- la méthode de SCHÜLLER (1969) consiste en une extraction à l'acétate-lactate développée pour les sols neutres à calcaires. Elle est utilisée en Allemagne et jusqu'il y a peu en Belgique (HOMSY, 1992).

Ces différentes méthodes donnent des résultats variables selon le type de sol et également des corrélations différentes avec les paramètres du TSP et avec les rendements. Ces corrélations sont d'ailleurs souvent meilleures avec les extractifs alcalins (HOMSY, 1992).

L'abondance des méthodes d'extraction est la preuve de l'insuffisance de ces méthodes. Aucune d'entre elles n'est universelle, c'est pourquoi chaque méthode a été développée pour des conditions particulières. Le choix de la méthode doit être fait en fonction des propriétés du sol mais également en fonction des bases de données avec lesquelles les données doivent être comparées ainsi que les références pour l'interprétation (MATHIEU et PIELTRAIN, 2003).

Le choix de la méthode analytique a été porté sur la méthode d'extraction à l'acétate d'ammonium de Lakanen et Erviö car c'est celle qui est pratiquée en routine en Région wallonne. Ce choix permet de se cadrer avec d'autres études et de réaliser des comparaisons avec les référentiels existants, comme la base de données de REQUASUD.

## 5. PRINCIPES DE LA FERTILISATION PHOSPHOREE

### 5.1. ROLE DU PHOSPHORE

Essentiel à la vie animale et végétale, le phosphore joue de nombreux rôles biologiques. Il entre dans la composition des acides nucléiques et donc de l'ADN et de l'ARN, mais encore des phospholipides et des os. Il intervient également dans les phénomènes de transfert d'énergie par l'intermédiaire des molécules d'ATP, de photosynthèse et même dans les processus de croissance (MOREL, 1996 ; FROSSARD *et al.*, 2004 ; BEAUDIN, 2006).

Au point de vue agronomique, le P est considéré comme un des trois éléments majeurs de la fertilisation, avec l'azote et le potassium. Le P joue un rôle important dans le développement racinaire et la croissance en début de cycle. Cet élément favoriserait également l'accumulation de matière sèche dans les plantules (CANTIN, 2002).

La stratégie de fertilisation phosphorée consiste à maintenir ou atteindre un niveau de teneur en P du sol jugé satisfaisant, pour lequel la nutrition des plantes est supposée optimale. En effet, seule une petite partie du phosphore est absorbée par les plantes durant l'année de l'apport. Le coefficient réel d'utilisation<sup>6</sup> (CRU) (§5.3.2.3 p.25) varie entre 5 et 30% pour le P (PELLERIN *et al.*, 2005 ; SCHVARTZ *et al.*, 2005).

### 5.2. FERTILISATION PHOSPHATEE

#### 5.2.1. HISTORIQUE DE LA FERTILISATION PHOSPHATEE

L'étude du P et de la fertilisation phosphatée débuta en 1840 avec les travaux de Von Liebig qui démontra que le P était indispensable à la nutrition minérale des plantes et que des apports étaient nécessaires afin d'augmenter les rendements des cultures. La fabrication des engrais va ensuite évoluer avec les travaux de Lawes et Murray pendant la première moitié du 19<sup>e</sup> siècle qui ont permis de lancer la production industrielle d'engrais phosphatés minéraux à partir de la dissolution d'os et de phosphates naturels en milieu acide. Les travaux de Thomas sur l'utilisation de scories de déphosphatation vont également permettre le développement des engrais phosphatés (FROSSARD *et al.*, 2004). Le guano (fientes d'oiseaux de mer) fut utilisé au 19<sup>e</sup> siècle (BOULAIN, 2006).

En Europe, avant l'introduction de la fertilisation phosphatée à la fin du 19<sup>e</sup> siècle, la disponibilité en P était un facteur limitant de la production agricole du fait de bilans déficitaires séculaires. Au cours de la seconde moitié du 20<sup>e</sup> siècle, il y a eu en revanche en Europe occidentale un enrichissement des sols en P afin d'assurer une croissance maximale des cultures (PELLERIN *et al.*, 2000). La fertilisation à cette époque était axée sur la recherche de la productivité maximale (LAMBERT *et al.*, 1979). Depuis les années 1970, les apports de P par les engrais ont diminué du fait de la fertilisation raisonnée et de l'augmentation du coût des engrais (BOULAIN, 1995). Malgré cette diminution des doses d'engrais, les bilans restent excédentaires dans la plupart des pays développés. De plus, de grandes disparités existent entre les régions. Certaines zones d'élevage intensif subissent de graves problèmes d'eutrophisation (PELLERIN *et al.*, 2005). C'est, par exemple, le cas du Québec, des Pays-Bas, de la Flandre ou de la Bretagne.

Ce problème d'excès de P est spécifique aux pays industrialisés capables de se payer des engrais. Dans les pays en voie de développement, par contre, les sols ont généralement un bilan négatif en P limitant les rendements des cultures (PELLERIN *et al.*, 2005).

<sup>6</sup> Coefficient Réel d'Utilisation : fraction de l'apport en P prélevée par une culture (SCHVARTZ *et al.*, 2005).



### 5.2.2. FORMES DE FERTILISANTS PHOSPHATES

Il est tout d'abord important de distinguer deux types de fertilisants. On parle d'**engrais** lorsque la fonction est de fournir les éléments nutritifs nécessaires aux plantes, et d'**amendements** comme des matières destinées à entretenir ou améliorer les propriétés physiques, chimiques ou biologiques des sols. Les amendements optimisent les conditions du fonctionnement biologique, tant des microorganismes que des végétaux, mais aussi la circulation de l'eau (PELLERIN *et al.*, 2005).

Les fertilisants minéraux, excepté la chaux, sont considérés comme des engrais. Tandis que les apports organiques sont à la fois des amendements et des engrais, selon le rôle qu'on leur confère.

#### 5.2.2.1. Comparaison des fertilisations minérale et organique

Des différences entre les engrais minéraux et organiques peuvent être observées. Les engrais organiques sont plus solubles que les engrais minéraux car ils contiennent plus d'eau et les composés organiques empêchent le P de réagir avec les minéraux du sol. De plus, les engrais organiques favorisent la libération de P soluble (BEAUDIN, 2006).

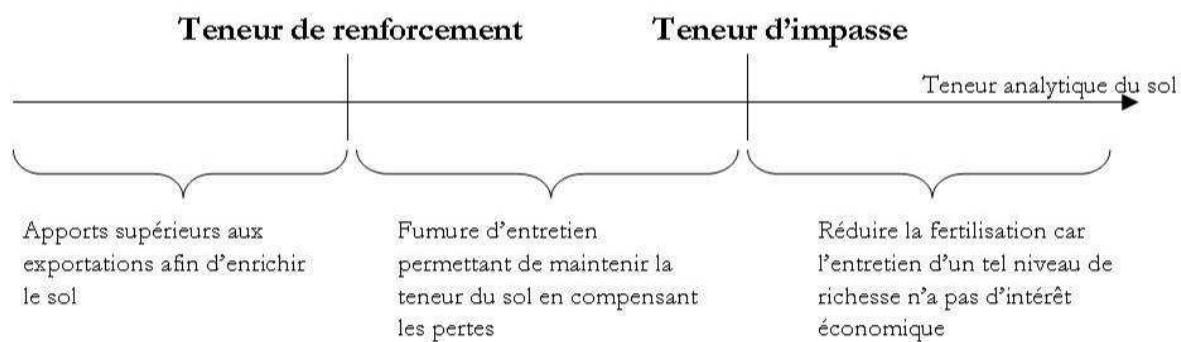
Le P organique réagit moins avec le sol et est donc plus mobile et plus disponible pour les cultures (CANTIN, 2002 ; BEAUDIN, 2006). De plus, l'efficacité du  $P_{org}$  persiste plus longtemps dans le sol par rapport au P des engrais minéraux même si ces engrais réagissent plus lentement (CANTIN, 2002).

Ces deux types d'engrais ont également une influence mutuelle. Les engrais organiques augmentent la solubilité des engrais minéraux (BEAUDIN, 2006).

#### 5.2.2.2. Engrais minéraux

L'intensification de l'agriculture n'a pu être possible que par l'apport d'engrais minéraux. Ceux-ci sont fabriqués à partir de roches phosphatées provenant de gisements sédimentaires contenant des minéraux de la famille des apatites. Ces roches phosphatées sont utilisées directement après broyage (phosphates naturels) ou après dissolution à l'acide et fabrication d'engrais de synthèse (PELLERIN *et al.*, 2005). Les gisements de phosphates sont, en grande partie, exploités et on estime leur disparition à quatre siècles dans l'état de la consommation actuelle (MENGEL, 1997). OELKERS et VLASAMI-JONES (2008) estiment même à 100 ans les réserves de P.

L'ensemble de ces engrais minéraux peut être caractérisé par la teneur en P, exprimée en  $P_2O_5$  et par leur solubilité dans différents réactifs. Ainsi, chaque fertilisant a des propriétés différentes. Les phosphates naturels, par exemple, n'enrichissent en P la phase liquide du sol que si le pH est inférieur à 6,5. Ainsi, leur emploi dans les sols neutres à basiques est à éviter (MOREL, 1996). Certains fertilisants sont très solubles dans l'eau. C'est, par exemple, le cas des superphosphates, qui enrichissent rapidement la phase liquide et sont donc utilisables par les plantes (MOREL, 1996). D'autres engrais sont, par contre, moins solubles comme les scories ou le phosphal (engrais fabriqué par calcination de minéraux phosphatés alumino-calciques). Ceux-ci enrichissent la phase liquide beaucoup plus lentement et présentent, notamment en sol calcaire, une action inférieure aux autres engrais (MOREL, 1996). Cependant, les scories ont également un rôle de chaulage intéressant dans les sols acides (IMPHOS, 1990, cité par HOMSY, 1992).



**Figure 6 - Représentation des seuils des teneurs analytiques du sol et des modes de gestion qui en découlent.**

### 5.2.2.3. Engrais organiques

Les engrais organiques recouvrent une grande part (75%) des besoins en P des cultures (FROSSARD *et al.*, 2004).

Le type de déjections animales épandues sur l'exploitation influence fortement le niveau d'approvisionnement des sols en P. Les bovins produisent des déjections qui sont relativement riches en potassium, alors que les déjections des porcs contiennent, en proportion, nettement plus de P (FROSSARD *et al.*, 2004).

Dans les régions très chargées en déjections animales, en particulier pour les exploitations qui pratiquent l'élevage porcin, les sols sont souvent saturés en phosphore et l'engrais de ferme n'est plus tellement considéré comme un fertilisant nécessaire à la croissance des plantes mais plutôt comme un sous-produit dont il faut se débarrasser coûte que coûte (FROSSARD *et al.*, 2004).

## 5.2.3. MODALITES DE FERTILISATION

### 5.3.2.1. Quantités

La fertilisation minérale a pour objectif de maintenir un sol à son niveau de fertilité ou encore de l'améliorer malgré les exportations. La notion de **fumure d'entretien** résulte de la volonté de conserver un niveau acquis de fertilité élevé. Les quantités nécessaires sont déterminées sur base des besoins des plantes et sur la fertilité du sol. La réalisation d'un bilan sera donc nécessaire. Dans le cas des sols pauvres, une augmentation du niveau de fertilité est souhaitée. On parle, dans ce cas, de **fumure de redressement**. Celle-ci sera ensuite relayée par une fumure d'entretien (Figure 6) (VILLEMIN, 1987 ; VANOVERSTRAETEN et HANOTIAUX, 1994).

Les doses adéquates à apporter ne sont pas faciles à déterminer. Elles tiennent compte de divers paramètres.

Tout d'abord, la fertilisation dépend de la culture. En effet, celle-ci détermine les besoins en P. Certaines plantes sont plus exigeantes que d'autres. C'est, par exemple, le cas du colza (VANOVERSTRAETEN et HANOTIAUX, 1994). De plus, toutes les plantes n'ont pas la même aptitude à mobiliser le P. Ainsi, le sarrasin, le lupin, le trèfle, la moutarde ou le navet sont capables de valoriser le P des phosphates naturels, ce qui n'est pas le cas des céréales (MOREL, 1996). HANOTIAUX et HECK (1976) ont défini l'"agressivité spécifique" comme "*l'aptitude que possède une plante à modifier chimiquement le sol de manière à créer un milieu favorable à son développement*". Ainsi, la betterave possède une "agressivité spécifique" envers la forme calcique du P tandis que l'"agressivité" de la pomme de terre s'applique à la forme ferrique du P et les céréales vis-à-vis du P-Al et P-Fe.

Le système racinaire joue également un rôle clé. Ainsi, les racines fines et ramifiées des graminées présentant de nombreux poils absorbants sont capables de prélever le P plus rapidement que les racines moins fines et plus courtes des légumineuses (EVANS, 1977, cité par FROSSARD *et al.*, 2004).

Le pouvoir fixateur du sol est également un facteur à prendre en compte. En effet, un pouvoir fixateur élevé peut être signe d'un processus d'insolubilisation et de la nécessité d'apports phosphatés supérieurs aux besoins de la culture (STUDER, 1987 ; MOREL, 1996 ; PELLERIN *et al.*, 2005).

L'analyse de sol est donc une étape indispensable pour gérer de manière adéquate les apports. Il en est de même pour l'analyse des effluents.

Enfin, il faut tenir compte de l'ancienneté du dernier apport. En effet, plus un apport d'engrais est ancien, moins il est disponible à cause de la rétrogradation du P (PELLERIN *et al.*, 2005).

### 5.3.2.2. Modalités d'apport

Une fois, le diagnostic de fertilité réalisé, les modalités d'apport peuvent être définies. En effet, la façon, dont l'épandage est réalisé, a une grande importance, que ce soit au niveau de la date ou de la méthode (BEAUDIN, 2006).

En ce qui concerne la période d'épandage, dans des terres correctement enrichies, la fumure annuelle d'entretien peut être appliquée indifféremment à l'automne ou avant le semis tant que le pouvoir fixateur reste réduit ou modéré. Dès qu'il devient élevé, on préférera l'épandage de formes solubles très près des périodes de besoin important. Cette recommandation s'applique de manière générale aux terres pauvres (sols à fort pouvoir fixateur) (STUDER, 1987).

La période de temps entre l'épandage et le premier événement pluvieux détermine en grande partie les risques de ruissellement et de transport du P en dehors de la parcelle. Il ne faut pas qu'il pleuve pendant les 24 heures suivant l'épandage (SHARPLEY et MENZEL, 1987 ; BEAUDIN, 2006).

De plus, l'apport d'engrais organique en même temps que les engrais minéraux réduit la fixation du P par les oxydes de Fe et d'Al et permet d'augmenter l'efficacité des engrais (DROLET *et al.*, 1996) Il y a donc synergie et la solubilité des engrais minéraux est ainsi augmentée, ce qui permet une plus grande disponibilité du P pour les plantes même si les risques de transport du P sont du même coup accrus (BEAUDIN, 2006).

Enfin, la méthode d'épandage a de l'importance. Dans leur étude, KLEINMAN *et al.* (2002) cités par BEAUDIN (2006) ont montré que l'incorporation des engrais dans le sol permettait de réduire le P total dans les eaux de ruissellement de 63% mais diminue également la fraction soluble dans le ruissellement qui passe de 64% à 9% du P total présent dans le ruissellement, ce qui n'est pas significativement différent des sols naturels non fertilisés. Différentes études ont également montré que les charges en P dans les eaux de ruissellement augmentaient proportionnellement avec les taux d'épandage lorsque le lisier est épandu en surface (GANGBAZO *et al.*, 1993, cité par BEAUDIN, 2006 ; DROLET *et al.*, 1996).

Le gros problème avec le P, c'est que les doses d'application des engrais de ferme sont généralement calculées sur base de l'azote. Or, il en résulte souvent que les applications en P excèdent largement les besoins des cultures et provoquent une accumulation dans les sols, source d'eutrophisation. En effet, l'enrichissement de la teneur en  $P_{\text{dispo}}$  perturbe les équilibres sol-solution, ce qui engendre une augmentation de la teneur en solution et donc des risques de perte en P vers les eaux de surface ou de drainage (GIROUX et TRAN, 1996).

### 5.3.2.3. Efficacité des engrais

La connaissance de l'efficacité des engrais permet de gérer au mieux la fertilisation du sol. Deux indicateurs peuvent décrire cette efficacité :

- Efficacité relative agronomique (ERA) : le phosphore apporté par les engrais peut se retrouver dans trois compartiments : dans la culture, dans le sol sous forme assimilable ou dans le sol sous forme non assimilable. L'efficacité relative agronomique (ERA) peut être calculée pour le rendement de la culture, les exportations en P ou la teneur en P disponible par l'équation (FROSSARD *et al.*, 2004)

$$ERA = \frac{[\text{engrais testé} - \text{témoin non fertilisé}]}{[\text{engrais de référence} - \text{témoin non fertilisé}]} \times 100 (\%)$$

- Coefficient réel d'utilisation de P (CRU) : ce coefficient correspond à la part des engrais prélevée par la culture. Celui-ci est faible pour les engrais minéraux. Dans le meilleur des cas, il atteint une valeur de 40% pour des engrais solubles dans l'eau. Dans le cas des engrais organiques, le CRU peut parfois atteindre 50-100% (GANGBAZO *et al.*, 1996 ; HOMSY, 2004 ; FROSSARD *et al.*, 2004). Le CRU diminue également au fil des années.

### 5.3. CONSEQUENCES AGRONOMIQUES DE LA FERTILISATION PHOSPHOREE

Etant donné les problèmes d'eutrophisation et le rôle important joué par les apports agricoles dans cette problématique, il est primordial de comprendre les effets de la fertilisation sur le sol. Or, il est parfois difficile de gérer la fertilisation de manière optimale. Les apports sont souvent sous-évalués ou en excès. De plus, les exportations ne sont pas toujours prévisibles. De nombreuses études ont ainsi été menées sur les effets à long terme de différents modes de fertilisation.

TRAN *et al.* (1996) ont observé que des apports d'engrais de ferme à des doses agronomiques basées sur l'azote (30-40 t de fumier ou 60 t de lisier par an) amenaient les sols à des teneurs en P optimales, alors que l'application de doses élevées (100 à 120 t/ha) amenait les sols à des niveaux excessivement élevés. La teneur en P soluble avait également augmenté. De même, LEINWEBER *et al.* (1997) ont observé des concentrations en P supérieures dans les régions à haute densité de bétail.

Ces effets à long terme des niveaux de fertilisation ont été observés dans d'autres études comme c'est le cas de celle de GIROUX et ROYER (2007). Dans les sols sablo-limoneux, le TSP n'a pas été affecté de façon significative par la fumure P car le sol contient des réserves importantes en P. Les teneurs en  $P_{\text{dispo}}$  ont, par contre, diminué.

Si l'apport de P dépasse systématiquement les besoins des plantes, les concentrations en P du sol augmentent. Le P labile d'un sol non fertilisé peut éventuellement suffire à rencontrer les besoins des plantes. Mais il faut regarder si, à long terme, cela se vérifie ou non. Le niveau de fertilité peut, en effet, progressivement diminuer, provoquant une réduction du P et de la production.

De nombreux scientifiques dont DESTAIN (1984) se sont également concentrés sur la possibilité de réaliser l'impasse en matière de fertilisation phosphatée dans les sols bien pourvus. Or, des apports inférieurs aux exportations par les plantes, ainsi que les impasses de fertilisation phosphatée, engendrent une diminution du pool des phosphates biodisponibles, tandis que le pouvoir fixateur augmente (SCHVARTZ *et al.*, 2005). La durée maximale de l'impasse peut être évaluée en tenant compte de l'écart par rapport aux seuils recommandés ainsi que de la baisse de la biodisponibilité avec le temps (SCHVARTZ *et al.*, 2005).

La réponse des cultures à une carence en  $P_i$  est complexe. Une diminution de la photosynthèse, une acidification du sol ou un ralentissement de la croissance peuvent être observés (FROSSARD *et al.*, 2004).

La nutrition phosphatée des plantes dans un sol dépend de la vitesse de renouvellement des ions phosphates de la solution du sol par des ions de la phase solide. FARDEAU *et al.* (1991) ont étudié cette problématique par l'emploi de méthodes d'échanges isotopiques. Cette étude a révélé que l'apport d'engrais ne modifie pas la moyenne de transfert entre la phase solide et la phase liquide, ni le temps moyen de séjour des ions phosphates dans la solution du sol. Par contre, le flux moyen de transfert est fortement modifié. Cela démontre bien l'importance de l'eau dans la nutrition des plantes (FROSSARD *et al.*, 2004).

Différents auteurs ont également montré des modifications diverses de la CFP suite à des apports d'effluents (SHARPLEY, 1996 ; LABOSKI et LAMB, 2004).

Ainsi, les modes de gestion extrêmes ne sont pas viables. Une exploitation n'apportant pas du tout de P conduit inéluctablement à une dégradation du sol tandis qu'une exploitation intensive conduit à un enrichissement du sol en P et à une augmentation des risques de pertes en P vers les eaux de surface (FROSSARD *et al.*, 2004).

# OBJECTIFS

Ce travail de fin d'études a comme objectif d'évaluer la pertinence du taux de saturation en phosphore du sol en tant qu'indicateur de bonnes pratiques agricoles en matière de fertilisation phosphorée en Région wallonne. Cette question générale est abordée selon quatre questions.

## 1. QUESTION 1 : EVALUATION DU TAUX DE SATURATION EN PHOSPHORE

L'objectif de cette question est de réaliser un inventaire de l'état du taux de saturation en phosphore dans des sols agricoles des régions limoneuse, sablo-limoneuse et dans le Condroz. Cette étude est uniquement réalisée au niveau des terres cultivées et non dans les prairies, moins problématiques et est ciblée sur l'horizon de surface, le plus riche en P. L'étude est réalisée dans 24 parcelles sélectionnées sur base de deux critères : le mode de gestion en P et le type de sol. Pour déterminer le type de sol auquel on a affaire, un sondage pédologique est effectué lors de chaque prélèvement. Les résultats sont également interprétés en fonction du mode de gestion du P appliqué par l'agriculteur, déterminé sur base d'un bilan phosphaté.

L'objectif de cette question est donc bien de caractériser le TSP mais également de comprendre ce paramètre en fonction des caractéristiques du sol et des apports en P.

## 2. QUESTION 2 : ETUDE DE LA VARIABILITE INTRAPARCELLAIRE

La variabilité spatiale du TSP est déterminée sur base d'un échantillonnage systématique. Cette étude a pour but d'analyser la continuité spatiale de ce paramètre et de déterminer la distance minimale entre les échantillons afin d'obtenir une indépendance spatiale. Cette dernière condition est, en effet, nécessaire à la réalisation d'un échantillon composite ou à la détermination de la moyenne d'une parcelle. De plus, le nombre minimal d'échantillons à réaliser pour chaque paramètre va pouvoir être défini par cette analyse.

## 3. QUESTION 3 : ETUDE DE LA VARIABILITE TEMPORELLE

Le Laboratoire de Géopédologie dispose d'échantillons de sol récoltés dans les parcelles du Survey Surfaces Agricoles de GRENeRA (VANDENBERGHE et MARCOEN, 2004) en 2004. L'évolution temporelle du TSP dans ces sols va ainsi pouvoir être étudiée en comparant les résultats des échantillons prélevés en 2004 avec ceux prélevés en 2008. Cette question a pour but de déterminer l'effet du mode de gestion sur l'évolution du TSP.

## 4. QUESTION 4 : PARCELLES DE LA LOI DU MINIMUM

Cette dernière question analyse les parcelles de la Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux où la loi du minimum est appliquée. Cela signifie que depuis maintenant plus de 100 ans, ces parcelles reçoivent la même fertilisation. Cette approche va permettre de faire ressortir l'effet du mode de gestion sur le TSP, le facteur type de sol étant, *a priori*, négligé.

# MATERIELS ET METHODES

Les dispositifs diffèrent d'une question à l'autre. Afin de faciliter la compréhension, la partie « matériels et méthodes » sera détaillée au sein de chaque question. Cependant, voici un résumé des méthodes d'échantillonnage et d'analyse choisies.

## 1. DESCRIPTION DES PARCELLES AGRICOLES

### 1.1. CHOIX DES PARCELLES A ECHANTILLONNER

Différentes parcelles ont été choisies pour être échantillonnées. Ce choix n'a pas été fait au hasard. La démarche a d'abord consisté à choisir 6 agriculteurs et ensuite 4 parcelles au sein de ces exploitations. Au total, 24 parcelles ont ainsi été choisies. Les échantillons prélevés lors des trois premières questions font partie de ces 24 parcelles et leur numérotation restera similaire tout le long du travail. Seule la dernière question est réalisée dans d'autres parcelles.

#### 1.1.1. CHOIX DES AGRICULTEURS

Les agriculteurs n'ont pas été choisis au hasard. La réflexion est basée sur la localisation de l'exploitation et sur la pression « phosphore organique » attendue.

L'objectif est de se limiter, au niveau spatial, à trois régions agricoles, vu le temps disponible pour ce travail. L'ensemble des parcelles choisies sont situées dans la région limoneuse, dans le Condroz et quelques-unes en région sablo-limoneuse. Ces régions sont les plus problématiques au niveau du TSP (SATUPHOS, 2008) et sont représentées par un nombre important de fermes du Survey Surfaces Agricoles de GRENeRA (VANDENBERGHE et MARCOEN, 2004) dans lesquelles les échantillons sont prélevés.

Au sein de ces régions, une série d'agriculteurs sont présents. Le choix s'est donc basé sur le mode de gestion du P appliqué par l'exploitant. La démarche suivie a été, d'un côté, de sélectionner des agriculteurs appliquant peu d'engrais organique et minéral, et d'un autre côté de choisir des élevages de porcs avec des matières organiques riches en P. Les parcelles choisies auront donc des teneurs en P relativement variables. De plus, de cette manière, une comparaison entre différents modes de gestion pourra être réalisée. Lors de la réflexion, l'objectif a également été de représenter quelques grands types de sol.

Six agriculteurs ont, au final, été sélectionnés en fonction de ces deux critères.

#### 1.1.2. CHOIX DES PARCELLES

Les parcelles ont été choisies uniquement au sein des six exploitations sélectionnées préalablement. Pour des questions de temps, le nombre total de parcelles a été limité à 24, quatre par exploitation.

Plusieurs critères ont été pris en compte dans ce choix : les types de sol présents d'après la carte numérique des sols de Wallonie, le passé culturel de la parcelle, la topographie, les résultats des analyses du  $P_{dispo}$  réalisées en 2004 ainsi que la taille des parcelles. Ce dernier paramètre doit être suffisamment important de manière à éviter une trop grande proportion de la superficie de la parcelle ayant subi un double passage de l'épandeur. En effet, l'impact de cette zone sur une grande parcelle est négligeable, ce qui n'est pas le cas de parcelles de quelques dizaines d'ares. L'idéal serait d'avoir des parcelles de plus de 2 ha. Cela ne fut malheureusement pas possible dans toutes les régions.

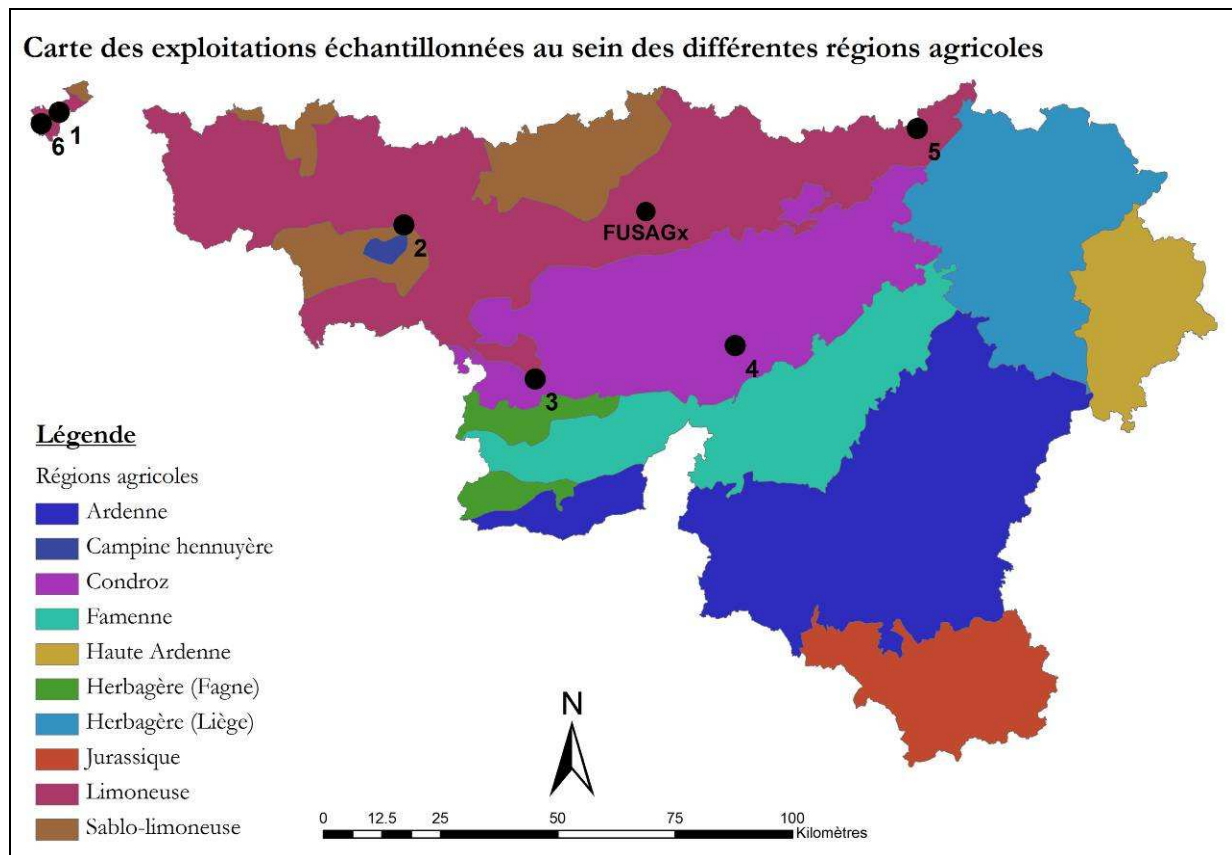


Figure 7 - Localisation des exploitations agricoles au sein des régions agricoles (Source : MRW - DGA).



Durant l'ensemble de la démarche, une attention toute particulière a été portée sur le choix des sols les plus représentatifs des régions. Certains sols très particuliers ont été exclus, à moins qu'ils ne présentent un intérêt particulier dans l'étude du P. Le réseau de fermes de référence de GRENeRA a déjà l'avantage de contenir les sols représentatifs des régions. Lors du choix des parcelles, l'objectif a été de trouver un équilibre entre le critère « type de sol et représentativité des régions étudiées » et le critère « nombre suffisant d'échantillons par type de sol ». Ce dernier critère est important afin de pouvoir réaliser par la suite des analyses statistiques sur les résultats.

Plusieurs documents ou sources d'information ont été utilisés pour réaliser ces choix : la carte numérique des sols de Wallonie, les résultats des analyses de 2004 des fermes de référence, les cartes IGN au 1/10000<sup>e</sup> et le parcellaire géoréférencé.

## 1.2. DESCRIPTION DES AGRICULTEURS

Les exploitations choisies pour ce travail présentent des caractéristiques géographiques, pédologiques, environnementales et agricoles différentes qu'il est important de prendre en considération.

### 1.2.1. REGIONS AGRICOLES

La surface agricole de Belgique n'étant pas homogène, un arrêté royal (AR du 24/02/1951 modifié à de nombreuses reprises) découpe le territoire en 14 régions agricoles, dont 10 en Région wallonne (Figure 7) (DGA, 1998 ; DGRNE, 2000).

Le choix a été fait de se limiter à l'étude d'un nombre restreint de régions. Trois régions agricoles ont ainsi été choisies pour être échantillonnées. Il s'agit des régions limoneuse et sablo-limoneuse ainsi que du Condroz. Ces trois régions couvrent près de la moitié de la Région wallonne et regroupent une part importante des surfaces agricoles. De plus, les régions limoneuse, sablo-limoneuse et condrusienne sont celles dont la proportion de la superficie de la commune occupée par l'agriculture est la plus importante en Région wallonne. C'est principalement le cas de la région limoneuse. En effet, dans cette région, l'agriculture couvre 69% de la superficie de la commune (DGRNE, 2000).

La région limoneuse est représentée par cinq exploitations, dont une à cheval sur les régions limoneuse et sablo-limoneuse (agriculteur 2), et une autre à cheval sur le Condroz et la région limoneuse (agriculteur 3). Cette dernière exploitation ne possède qu'une faible partie de ses terres en région limoneuse (Tableau 1). Les parcelles de la FUSAGx sont également situées dans cette région.

La région limoneuse, la plus grande de par sa superficie, possède un relief assez plat dont les vallées sont généralement creusées par les cours d'eau. Les limons du Quaternaire et les sables du Bruxellien recouvrent la région, engendrant une dominance de sols limoneux. Cette caractéristique pédologique en fait une des régions les plus riches pour l'agriculture, ce qui explique la part dominante des cultures dans l'occupation des sols (DGRNE, 2000).

La Région limoneuse peut encore être divisée de manière plus précise. On distingue trois nuances dans le type de sol et, principalement, au niveau du drainage : les régions limoneuses ouest (humide), centre (normale) et est (hesbignonne). En région limoneuse ouest, les sols caractéristiques sont de type Aca et Ada, tandis qu'en région limoneuse centrale, les drainages sont plus favorables avec des sols de type Aba. Enfin, en région limoneuse hesbignonne, on rencontre des sols de type Aba et Abp (TAVERNIER et MARECHAL, 1958).

Les agriculteurs 1, 2 et 6 sont situés en région limoneuse ouest tandis que l'agriculteur 3 possède quelques parcelles en région limoneuse normale, de même que la FUSAGx. Quant à l'agriculteur 5, ses parcelles se trouvent en région limoneuse hesbignonne.

Le Condroz est une région dont le relief est assez accidenté. Formée d'une alternance de tiges (crêtes) et de chavées (dépressions), cette région est assez hétérogène au niveau des types de sol (Aba, GbBk et Gbap principalement). Cette diversité est expliquée par la géologie formée d'une alternance de couches plus dures et plus tendres. Les tiges sont situées sur des substrats gréseux et psammitiques, tandis que les chavées ont été creusées dans des bandes calcaires ou schisteuses plus tendres. L'occupation du sol est généralement liée à cette alternance de couches géologiques et au relief qui en découle. Les plateaux, où les sols sont les plus propices, sont généralement occupés par les cultures, tandis que les prairies sont généralement localisées dans les fonds de vallées plus humides.

Quelques parcelles de l'agriculteur 2 sont situées en région sablo-limoneuse. Cette région agricole, surtout présente en Région flamande, se retrouve à trois endroits en Région wallonne. Une poche sablo-limoneuse est présente dans la région de Mons. Deux des quatre parcelles de l'agriculteur 2 y sont localisées. Les sols les plus rencontrés sont de type Aba et Z(S)Ag (TAVERNIER et MARECHAL, 1958) mais ce dernier type de sol a été négligé dans cette étude vu le faible nombre de parcelles le contenant.

### 1.2.2. TYPES DE SOL

La composante édaphique est un critère important dans le choix des exploitations et des parcelles à échantillonner. L'objectif est d'avoir une diversité de sol, tout en ayant un nombre suffisant d'échantillons dans chaque classe (§2. p.32), afin de pouvoir par la suite analyser les résultats. Les sols choisis sont les sols les plus représentatifs des différentes régions étudiées.

Les exploitations échantillonnées dans le cadre de ce travail font partie des exploitations du Survey Surfaces Agricoles (SSA) de GRENeRA (VANDENBERGHE et MARCOEN, 2004) dont un des critères de choix des agriculteurs fut la représentativité des sols de la région. Cette caractéristique assure au présent travail une représentativité importante. En effet, une réflexion préalable de l'Unité de Géopédologie de la FUSAGx a été menée en matière de choix des exploitations et des parcelles du SSA, en vu d'assurer une représentativité en matière de typologie des sols.

Une description de chaque type de sol a été réalisée lors d'un sondage pédologique. Cette description est présente en annexe 2. La légende des types de sol est celle de la carte numérique des sols de Wallonie (2007) (annexe 3).

Certains sols sont mieux représentés que d'autres. C'est principalement le cas des sols de texture limoneuse. Ce type de sol est rencontré dans cinq exploitations agricoles, ainsi que dans les parcelles de la FUSAGx. Au sein de ce type de sol, on rencontre une diversité de drainage allant du b au h ainsi que différents développements de profil (a, b et p).

D'autres types de sol plus spécifiques ne se rencontrent que dans certaines régions ou chez certains agriculteurs. C'est, par exemple, le cas des sols argileux que l'on ne rencontre que chez un agriculteur de la région de Comines (agriculteur 6).

La région condrusienne présente également d'autres types de sol plus spécifiques. Il s'agit des sols de texture limono-caillouteuse à charge psammitique présents sur les tiges et des sols limono-caillouteux à charge argilo-calcaire généralement profonds présents dans les dépressions. Ce type de sol peut être observé chez les deux agriculteurs localisés dans le Condroz (agriculteurs 3 et 4).

Tableau 1 - Description des exploitations échantillonnées lors de ce travail.

Numéro de l'agriculteur	Région agricole	Type d'exploitation	Type d'élevage	Mode de gestion	Numéro des parcelles choisies
1	Région limoneuse	Polyculture élevage	Porcs et bovins	Apports importants de lisier de porcs - taux de liaison au sol très élevé	5, 10, 15, 17
2	Région limoneuse et sablo-limoneuse	Culture	-	Aucun apport	3, 7, 13, 14
3	Région limoneuse et Condroz	Polyculture élevage	Porcs et bovins	Taux de liaison au sol élevé	11, 15, 20, 22
4	Condroz	Polyculture élevage	Bovins	Peu d'apports	1, 11, 27, 28
5	Région limoneuse	Polyculture élevage	Bovins	Apports de compost	34, 43, 45, 51
6	Région limoneuse	Polyculture élevage	Porcs et bovins	Apports importants de lisier de porcs - taux de liaison au sol très élevé	30, 43, 39, 46

Tableau 2 - Résultats des bilans phosphatés pour les différentes parcelles des agriculteurs.

Numéro de l'agriculteur	Numéro de la parcelle	Bilan phosphaté (apports - exportations) en kg P2O5/ha	Classement des agriculteurs	Bilan phosphaté par agriculteur en kg P2O5/ha
1	5	-52	1	1452
	10	397		
	15	372		
	17 (haut)	1053		
	17 (bas)	-319		
2	3	-335	3	-1305
	7	-330		
	13	-286		
	14	-355		
3	11	265	2	119
	15	-136		
	20	-131		
	22	121		
4	1	31	3	-439
	11	-227		
	27	-18		
	28	-226		
5	34	-290	1	514
	43	410		
	45	189		
	51	207		
6	30	-224	2	-141
	39	58		
	43	21		
	46	4		

1	Apports importants	2	Bilan équilibré	3	Exportations importantes
---	--------------------	---	-----------------	---	--------------------------

Quelques sols sablo-limoneux ont également été échantillonnés. Ceux-ci sont présents dans la région sablo-limoneuse, dans l'exploitation de l'agriculteur 2. Mais un exemple de ce type de sol se rencontre également chez l'agriculteur 6 dans la région de Comines.

Enfin, un sol remanié a été identifié dans une parcelle de l'agriculteur 5. Vu la particularité de ce sol, cet échantillon n'entrera pas en compte dans les études statistiques.

Ces parcelles couvrent donc une large gamme de types de sol, dont les plus représentatifs des régions concernées. Le choix de se limiter à quelques classes de sol a été fait afin d'avoir un nombre suffisant d'échantillons pour réaliser une étude statistique au sein de chaque classe de sol. Les sols sableux ont ainsi été négligés dans cette étude car le nombre d'échantillons présents était faible et cela aurait multiplié le nombre de paramètres explicatifs.

### 1.2.3. MODE DE GESTION DU PHOSPHORE DANS LES EXPLOITATIONS AGRICOLES

L'échantillonnage est réalisé chez six agriculteurs choisis de manière à couvrir une large gamme de modes de gestion (Tableau 1) et de types de sol.

Un bilan phosphaté a été réalisé pour les différentes parcelles intervenant dans ce travail pour une période de 5 ans (Tableau 2). Ce bilan cultural théorique consiste simplement en une différence entre les apports et les exportations. Les apports sont de deux types : organique et minéral. Ces derniers sont connus avec précision, ce qui n'est pas toujours le cas des apports organiques. En effet, les quantités d'effluents d'élevage épandus sont généralement connues précisément, mais pas leur concentration en phosphore. Pour le calcul des bilans, ces valeurs généralement exprimées en kg  $P_2O_5$ /t sont tirées des analyses d'effluents réalisées par GRENeRA, lorsque celles-ci sont disponibles, sinon elles sont issues des valeurs moyennes utilisées par NITRAWAL.

Les exportations en phosphore des différentes cultures sont issues de SCHVARTZ *et al.* (2005). Les quantités de  $P_2O_5$  exportées sont fonction des rendements de ces cultures. Ces derniers sont, pour une grande partie des parcelles et des années, connus avec précision. Quant aux parcelles dont les valeurs ne sont pas connues, les rendements moyens des agriculteurs sont utilisés.

Cette démarche a été la plus rigoureuse possible. Cependant, certaines valeurs sont plus approximatives. C'est, par exemple, le cas des concentrations en phosphate dans les effluents qui varient fortement entre les années et au sein de celles-ci. Ces concentrations ne sont donc pas toujours connues précisément. Une certaine variabilité des bilans est donc observée. Cependant, le but des bilans n'est nullement de fournir une valeur précise mais bien de montrer des tendances. C'est pourquoi des classes sont réalisées.

Trois classes sont distinguées en fonction des bilans de chaque parcelle.

- **Classe 1** : agriculteurs dont la majorité des parcelles présentent des bilans positifs ;
- **Classe 2** : agriculteurs dont la majorité des parcelles présentent un bilan relativement équilibré. Ces agriculteurs sont considérés comme des intermédiaires entre les modes de gestion extrêmes ;
- **Classe 3** : agriculteurs dont la majorité des parcelles présentent des bilans largement négatifs, c'est-à-dire que les apports sont très faibles et/ou que les exportations sont très élevées.

Les bilans sont positifs lorsque les apports sont supérieurs aux exportations par les cultures, c'est-à-dire lorsqu'il y a enrichissement du sol et négatifs dans le cas contraire.

Il s'agit de bilans culturaux théoriques. Les flux issus du lessivage, de l'érosion et des apports atmosphériques ne sont donc pas pris en compte dans ce bilan. Leur évaluation était impossible dans le cadre de ce présent travail.

Certaines exploitations agricoles équilibrent bien leur fertilisation en phosphore et sont considérées comme des témoins de bonnes pratiques agricoles. C'est, par exemple, le cas des agriculteurs 3 et 6. D'autres, par contre, surfertilisent les cultures en raison de leur taux de liaison au sol interne élevé. Les agriculteurs 1 et 5 sont dans cette situation. L'agriculteur 1 réalise de l'élevage de porcs, ce qui explique les quantités importantes de lisier épandues sur les parcelles.

Ces différentes exploitations permettent donc de couvrir une large gamme de bilans phosphatés et de modes de gestion.

Les matières apportées sont assez variables. Cela va des engrais de ferme (du lisier de porcs ou des fumiers de bovins et de porcs) aux écumes de sucrerie et aux déchets verts. Le type d'effluent a évidemment une influence sur les apports de P au sol. Les effluents de porcs, par exemple, ont un rapport P/N beaucoup plus élevé et déséquilibré par rapport aux besoins des plantes que les effluents de bovins, ce qui augmente les risques environnementaux vis-à-vis du P dans les zones d'élevage de porcs.

## **2. CLASSEMENT DES TYPES DE SOL**

---

Afin de pouvoir observer et comparer, par la suite, les résultats des analyses de laboratoire, un classement des sigles pédologiques a été réalisé. Les séries pédologiques de la carte numérique des sols ont été réunies en groupes susceptibles d'avoir une réponse différente vis-à-vis du P.

Différents critères ont été pris en compte. Le critère "drainage naturel du sol" a, par exemple, été regroupé pour ne garder que des classes discriminantes. Certains facteurs comme la texture, la présence de colluvions, d'un substrat argileux ou encore d'une charge psammitique ont également été jugés discriminants.

Cette classification a abouti au tableau situé en annexe 1.

Les sols remaniés ou non cartographiés ne sont pas analysés statistiquement, de manière à éviter des problèmes d'interprétation par la suite.

L'objectif de cette démarche est de pouvoir analyser les résultats de manière adéquate en ayant suffisamment d'échantillons représentatifs de chaque classe de sigles pédologiques et de pouvoir généraliser les résultats à d'autres bases de données.

En pratique, l'échantillonnage se fait selon les classes de sol et non au sein de chaque série pédologique rencontrée dans la parcelle. Cela réduit le nombre d'échantillons à prélever et à analyser.

## **3. METHODES D'ECHANTILLONNAGE EN FONCTION DE LA QUESTION ETUDIEE**

---

Voici décrite brièvement la méthodologie d'échantillonnage utilisée en fonction de la question du travail. Cela étant développé plus en détail au sein de chaque question.

### **3.1. QUESTION 1 : EVALUATION DU TAUX DE SATURATION EN PHOSPHORE**

*PARCELLES* : Les 24 parcelles ont été échantillonnées, à raison d'un échantillon par classe de sol. Le nombre d'échantillons par parcelle varie donc de 1 à 5, avec un total de 58 échantillons.

*METHODE D'ECHANTILLONNAGE* : Un échantillonnage composite est réalisé dans une zone de 2 m de rayon autour d'un point central localisé au GPS. 16 échantillons sont prélevés à la sonde tubulaire dans l'horizon cultivé et sont ensuite regroupés.

### **3.2. QUESTION 2 : ÉTUDE DE LA VARIABILITE INTRAPARCELLAIRE DU TAUX DE SATURATION EN PHOSPHORE**

*PARCELLES* : Deux parcelles avec des modes de gestion contrastés ont été choisies : la parcelle 15 de l'agriculteur 1 et la parcelle 13 de l'agriculteur 2.

*METHODE D'ÉCHANTILLONNAGE* : Un maillage systématique de 72 échantillons a été réalisé à l'aide du GPS dans une zone rectangulaire de 1,5 ha. Ces échantillons ont été préalablement déterminés de façon aléatoire dans des mailles de 12,5 × 12,5 m. Chaque échantillon est formé de 4 coups de sonde (30 cm de profond) dans un cercle de 1 m<sup>2</sup> autour du point central.

### **3.3. QUESTION 3 : ÉTUDE DE LA VARIABILITE TEMPORELLE DU TAUX DE SATURATION EN PHOSPHORE**

*PARCELLES* : 20 parcelles situées chez 5 agriculteurs ont été échantillonnées. L'agriculteur 6 n'a pu être étudié car ses parcelles n'avaient pas été échantillonnées en 2004.

*METHODE D'ÉCHANTILLONNAGE* : Un échantillonnage composite a été réalisé en zigzag de manière à être dans les conditions les plus proches de celles 2004. 20 échantillons sont réalisés à l'aide d'une sonde tubulaire dans l'horizon de surface et mélangés par la suite.

### **3.4. QUESTION 4 : ÉTUDE DES PARCELLES DE LA LOI DU MINIMUM**

*PARCELLES* : Les parcelles de la loi du minimum sont celles de la FUSAGx mises en place il y a plus de 100 ans. Trois modes de gestion différents ont été échantillonnés (NPK, NK, 0) au sein des 4 séries du dispositif. Deux échantillons ont également été réalisés au sein des parcelles où un double apport en P est testé.

*METHODE D'ÉCHANTILLONNAGE* : 16 échantillons de surface ont été prélevés dans chaque parcelle dans une zone de 1 m de rayon autour d'un point central à l'aide d'une sonde tubulaire. Ces échantillons sont ensuite regroupés pour former un échantillon composite.

## **4. METHODES D'ANALYSE**

Différents paramètres analytiques ont été déterminés en laboratoire tandis que d'autres ont été prédits par spectroscopie proche infrarouge (SPIR). Le détail de ces analyses est présenté en annexes 4 et 5.

Ces analyses ont été réalisées sur des échantillons séchés à l'étuve à 40°C et broyés à 2 mm.

### **4.1. DETERMINATION EN LABORATOIRE**

Les analyses de pH ont été réalisées sur une partie des échantillons de manière à évaluer l'état physico-chimique du sol, caractéristique déterminant la structuration du sol, la disponibilité des éléments ou encore l'activité microbienne (LAROCHE et OGER, 1999). Le pH a donc de l'influence sur les formes de P présentes et sur la fixation de celui-ci. Le pH H<sub>2</sub>O donne, quant à lui, une idée des conditions dans lesquelles le sol fonctionne, mais varie de façon relativement importante au cours des saisons pour un même sol. C'est pour cette raison que le pH dans un extrait salin (KCl 1 N) est également déterminé. Il exprime l'acidité d'échange et est beaucoup plus stable au cours du temps car il est lié à des caractéristiques plus permanentes du sol.

Le phosphore disponible fournit une information sur le phosphore absorbable par les plantes pour leur nutrition, la limite de richesse étant souvent considérée comme 5 mg P/100g TS

(LAROCHE et OGER, 1999). La teneur en phosphore disponible a été déterminée selon la méthode de Lakanen-Erviö (acétate-NH<sub>4</sub> + EDTA à pH 4,65).

Le taux de saturation en phosphore consiste en une détermination des teneurs en phosphore, en aluminium et en fer. Ces trois éléments ont été extraits à l'oxalate d'ammonium et à l'acide oxalique selon la méthode de Blakemore (Synthèse bibliographique - §4.1.1. p.18). Cette méthode n'est pas considérée comme une méthode de référence mais tend cependant à s'imposer de plus en plus en Europe. Elle est actuellement utilisée par le projet SATUPHOS et a été appliquée pour les sols wallons dans la thèse de doctorat de SCHADECK (1997). De plus, cette méthode a fait l'objet d'essais interlaboratoires organisés par le VITO dans le cadre du Mestdecret (Lambert R., chercheur à la Faculté d'ingénierie biologique, agronomique et environnementale de l'UCL, communication personnelle).

L'ensemble de ces méthodes d'analyse en laboratoire sont détaillées en annexe 4.

## **4.2. PREDICTION PAR SPECTROSCOPIE PROCHE INFRAROUGE**

Les principes théoriques relatifs à la SPIR sont expliqués en annexe 5.

La teneur en matière organique joue un rôle important dans les sols agricoles et dans la fixation du P. En effet, la matière organique est un indicateur de la qualité des sols. Elle contribue, entre autres, à la nutrition minérale des plantes, à la structuration de l'environnement racinaire et la stabilisation des agrégats, à la capacité d'échange et de rétention des éléments, au pouvoir tampon des sols par rapport à une acidification, *etc.* Ce paramètre est évalué par l'intermédiaire du statut des sols en COT, dont la teneur a été prédite selon la méthode Springer-Klee par SPIR.

La teneur en azote total a également pu être prédite suivant la méthode Kjeldahl modifiée. La connaissance du COT et de la teneur en azote permet d'évaluer le paramètre C/N. Celui-ci évalue la vitesse de minéralisation de la matière organique et la qualité de l'humus.

La capacité d'échange cationique indique la potentialité des sols à retenir les cations échangeables. Ce paramètre est dépendant des teneurs en matière organique et en argile.

Enfin, l'analyse granulométrique n'a pu être évaluée sur les différents échantillons. Cependant, le pourcentage d'argile a été prédit par SPIR. L'argile a, en effet, des propriétés colloïdales qui jouent sur la fixation du P et sur le TSP.

## **5. ANALYSES STATISTIQUES**

---

L'ensemble des données issues des analyses de laboratoire ou prédites par SPIR a été analysé statistiquement à l'aide du logiciel MINITAB 15.

De manière à tester la signification des différents facteurs et de leur interaction sur les différents paramètres, des analyses de la variance sont effectuées après vérification des conditions de normalité et d'égalité des variances par le test de Ryan-Joiner et le test de Bartlett ( $\alpha=0,05$ ).

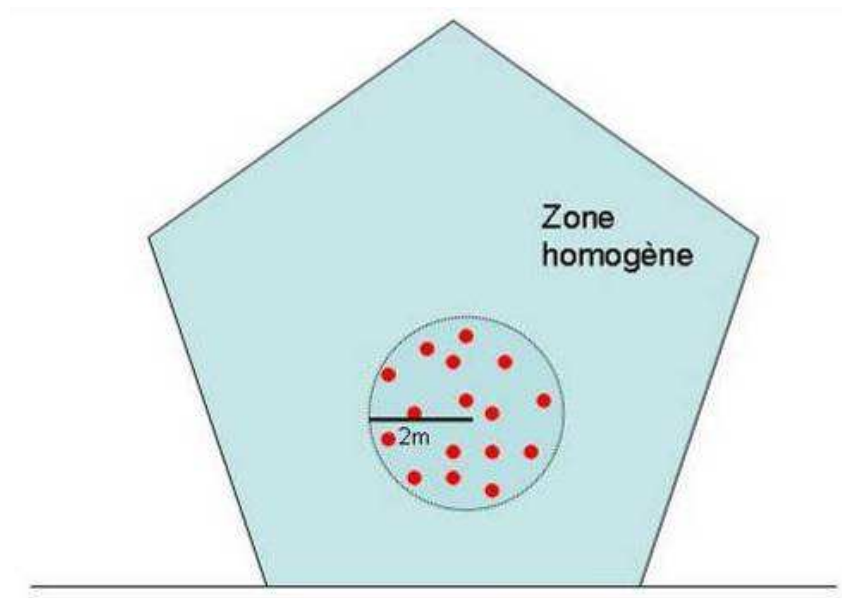


Figure 8 - Méthode d'échantillonnage dans une zone circulaire de deux mètres de rayon, appelée « composite local » (d'après UNIFA, 2006).



# QUESTION 1 : EVALUATION DU TAUX DE SATURATION EN PHOSPHORE DANS DES SOLS AGRICOLES

## 1. INTRODUCTION

---

Il s'agit de réaliser une évaluation du taux de saturation en phosphore dans des sols agricoles. L'objectif de cette partie du travail est à la fois de caractériser le taux de saturation en phosphore dans différentes régions mais également de comprendre la relation entre ce paramètre et les caractéristiques du sol et les niveaux d'apport en phosphore.

L'étude est ciblée sur 24 parcelles sélectionnées sur base de deux critères : le mode de gestion et le type de sol. Le type de sol est déterminé sur base d'un sondage pédologique tandis que le mode de gestion du phosphore appliqué par l'agriculteur est déterminé sur base d'un bilan phosphaté.

## 2. MATERIELS ET METHODES

---

### 2.1. CHOIX DES ZONES D'ECHANTILLONNAGE

Cet inventaire du TSP est réalisé au sein de 24 parcelles réparties à travers les régions limoneuse, sablo-limoneuse et condrusienne. Les pratiques de fertilisation phosphorée de six exploitations (Matériels et méthodes - §1.1 p.28) ont été étudiées, chacune par l'intermédiaire de quatre parcelles. Au sein de chacune de ces parcelles, un échantillon est prélevé dans chaque classe de sol. Le nombre d'échantillons varie donc de 1 à 5 par parcelle avec un total de 58, dont un sol remanié non pris en compte dans l'interprétation.

Ces échantillons sont représentatifs des trois modes de gestion définis (Matériel et méthodes - §1.2.3. p.31) et des différentes classes de sol (Matériels et méthodes – §2. p.32). Ces endroits de sondage ont été localisés au GPS et sont cartographiés en annexe 2. Aucun sondage n'a été réalisé à moins d'une dizaine de mètres du bord de la parcelle de manière à éviter les effets de bord.

### 2.2. METHODE D'ECHANTILLONNAGE

Dans le cadre de l'évaluation du taux de saturation, un échantillon est prélevé par classe de sols. La réflexion a abouti en la réalisation d'un échantillon composite, prélevé à l'intérieur d'un cercle de deux mètres de rayon, appelé par la suite « composite local » (Figure 8). Les 16 échantillons sont prélevés à la sonde tubulaire dans l'horizon de surface et sont ensuite mélangés pour former l'échantillon composite. Cette méthode d'échantillonnage, issue des fiches techniques de l'UNIFA sur l'analyse de terre (2006), présente l'avantage de lisser les valeurs extrêmes et de pouvoir facilement retourner à la zone de prélèvement par la suite. En effet, le point central de chaque zone a été géoréférencé. De plus, cette méthode permet d'éviter de tomber sur une poche très particulière qui perturberait l'interprétation. Enfin, cette méthode a tendance à s'imposer, de plus en plus, en Région wallonne même si aucune norme n'existe pour l'instant. (GENOT V., ingénieur de projet chez REQUASUD, communication personnelle)

### 2.3. METHODES D'ANALYSE

Après séchage et tamisage à 2 mm, les échantillons ont été analysés de manière à déterminer le TSP et le  $P_{\text{dispo}}$ . Par contre, le COT, l'Nt, la CEC et le pourcentage d'argile ont été prédits par SPIR.

Tableau 3 - Statistiques descriptives de l'ensemble des échantillons ponctuels réalisés dans le cadre de la question 1.

	Argile en %	COT en %	Nt en %	CEC en cmol/kg	Pox en mmol/kg	Alox en mmol/kg	Feox en mmol/kg	CFP en mmol/kg	TSP en %	Pdispo en mg/100g
Effectif	53	57	56	57	57	57	57	57	57	57
Moyenne	15.8	1.4	0.13	13.1	15.4	29.8	46.4	38.1	42.3	12.8
Écart-type	3.6	0.2	0.02	2.1	3.3	7.1	10.6	8.0	13.1	8.6
CV (%)	23.0	17.6	16.19	16.1	21.5	23.9	22.9	20.9	31.1	66.8
Minimum	6.7	0.9	0.08	7.6	6.2	18.4	27.2	24.8	17.0	2.4
Maximum	23.3	2.2	0.18	19.2	25.5	43.8	75.8	58.3	84.1	47.9
Aplatissement (coefficient de Kurtosis)	0.23	2.48	0.34	1.88	1.32	-0.78	0.24	0.04	0.92	4.97
Coefficient d'assymétrie	-0.28	1.09	0.23	0.38	0.06	0.26	0.69	0.71	0.49	2.08

Tableau 4 - Comparaison des données issues de ce travail de fin d'études avec celles de SATUPHOS concernant les sols agricoles (source : SATUPHOS, 2008).

PARAMETRES	DONNEES ISSUES DE CE TRAVAIL		DONNEES DE SATUPHOS * <sup>1</sup>		DONNEES DE SATUPHOS POUR LA REGION LIMONEUSE * <sup>2</sup>	
	Moyennes	Ecarts-types	Moyennes	Ecarts-types	Moyennes	Ecarts-types
<b>P<sub>ox</sub></b>	15,4	3,3	14,6	5,4	14,5	4,2
<b>Al<sub>ox</sub></b>	29,8	7,1	40,1	35,6	26,7	5,6
<b>Fe<sub>ox</sub></b>	46,4	10,6	52	20,3	47,5	12,1
<b>CFP</b>	38,1	8	46,1	26,9	37,1	7,9
<b>TSP</b>	42,3	13,1	35	10,9	39,7	9,1

\*<sup>1</sup> valeurs moyennes des cultures pour toute la région wallonne

\*<sup>2</sup> valeurs moyennes des cultures pour la région limoneuse

## 2.4. ANALYSES STATISTIQUES

L'analyse statistique des résultats analytiques a été réalisée grâce au logiciel MINITAB 15.

L'analyse de la variance hiérarchisée mixte à deux critères de classification (General Linear Model) a été utilisée pour mettre en évidence les différences entre les agriculteurs et les modes de gestion. Le facteur type de sol a été introduit comme covariable dans le modèle tandis que le facteur parcelle sert de résidu. Les différences entre les modes de gestion mises en évidence par cette analyse sont ensuite déterminées précisément par une structuration des moyennes.

Les populations répondent aux conditions de normalité et d'égalité des variances, si ce n'est pour les paramètres TSP et  $P_{\text{dispo}}$  où la condition d'égalité des variances n'est pas respectée. Aucune transformation de variable ne permet de résoudre ce problème.

Les matrices de corrélation ont pu être déterminées afin de comprendre les relations entre les paramètres.

## 3. RESULTATS ET DISCUSSION

### 3.1. INVENTAIRE DU TAUX DE SATURATION EN PHOSPHORE

#### 3.1.1. STATISTIQUES DESCRIPTIVES

L'étude des paramètres édaphiques de base (COT, Nt, CEC et argile) montre une variation de l'ordre de 17% (Tableau 3), ce qui est relativement faible, étant donné la diversité de contextes géographiques rencontrés. Par contre, le  $P_{\text{dispo}}$  possède une gamme de valeurs très étendue (coefficient de variation de 67%). Ce paramètre varie de 2,4 à 47,9 mg/100g, avec une moyenne de 12,8 mg/100g. Dans certaines parcelles, on observe des teneurs en  $P_{\text{dispo}}$  inférieures à 5 mg/100g, généralement considéré comme le seuil de fertilité acceptable.

Selon DE SMET *et al.* (1996), un TSP supérieur à 24% engendre un risque environnemental plus important. Dans ce travail, seuls 10% des échantillons possèdent un TSP inférieur à ce seuil, tous échantillonnés dans les parcelles de l'agriculteur 3. On peut donc estimer que toutes les exploitations, excepté éventuellement celle de l'agriculteur 3, présentent des risques pour l'environnement selon De Smet. Cependant, les contextes géographiques sont différents et cette valeur doit être prise avec des pincettes. Par contre, les valeurs du TSP atteignent jusqu'à 84% (parcelle 5 de l'agriculteur 1), ce qui est très élevé.

#### 3.1.2. COMPARAISON DES TENEURS A CELLES DE SATUPHOS

Dans le cadre de la convention SATUPHOS, 100 échantillons ont été prélevés et analysés, dont 63 dans des sols de culture. Ces échantillons géoréférencés spatialement ont permis la réalisation de cartes à l'échelle de la Région wallonne. Ces résultats peuvent servir de base de comparaison avec ceux obtenus dans le cadre de ce travail de fin d'études (Tableau 4).

La comparaison des moyennes des paramètres met en évidence des différences entre les deux sources de données. Ces différences sont, entre autres, expliquées par le fait que SATUPHOS ait prélevé ses échantillons à travers toute la Région wallonne alors que les données obtenues dans ce travail ne concernent que certaines régions agricoles.

Les moyennes du  $P_{\text{ox}}$  sont du même ordre de grandeur dans les deux études, preuve de la diversité des modes de gestion prise en compte dans les deux cas. Par contre, les paramètres liés à la CFP présentent des moyennes différentes car, dans le cadre de ce travail de fin d'études, aucun prélèvement n'a été réalisé en Ardenne, en Famenne ni en région herbagère où les teneurs en  $Fe_{\text{ox}}$

Tableau 5 - Tableau récapitulatif des résultats analytiques des échantillons ponctuels.

Numéro de l'agriculteur	Numéro de la parcelle	Type de sol	Classe de sol	Numéro de la classe de sol	Nom échantillons	Pox en mmol/kg	Alox en mmol/kg	Feox en mmol/kg	CFP en mmol/kg	TSP en %	Pdispo en mg/100g	pH H2O	pH KCl	COT en %	Nt en %	CEC en cmol/kg	Argile en %
1	5	Acp(c)	ADp	5	1/1/5/1	25.5	21.4	39.2	30.3	84.1	47.9	7.4	6.8	1.35	0.13	10.8	10.38
1	10	Ada	ADa	2	1/1/10/1	19.1	19.2	40.2	29.7	64.2	28.8	7.8	7.1	1.16	0.13	12	13.84
1	15	Adp(c)	ADp	5	1/1/15/1	21.5	22.7	48.0	35.4	60.9	27.9	7.9	7.5	1.31	0.12	11.5	11.99
1	17	Aba	Aba	1	1/1/17/1	16.4	27.2	55.1	41.1	39.8	12.6	7	6.1	1.24	0.11	12.3	10.22
1	17	Acp(c)	ADp	5	1/1/17/2	13.2	32.2	62.6	47.4	27.9	7	6.9	5.7	1.06	0.11	13.7	13.31
1	17	Acp(c)	ADp	5	1/1/17/3	20.9	24.0	48.2	36.1	57.9	26.5	7.4	6.5	1.46	0.14	12.7	10.77
2	3	LDp	LDp	10	1/2/3/1	15.6	24.4	43.3	33.8	46.3	8.5	-	-	1.53	0.11	12.9	16.82
2	3	Lba	Lba	8	1/2/3/2	15.7	22.9	49.6	36.2	43.4	6.9	-	-	1.7	0.15	13.8	17.29
2	7	LDa0	LDa	9	1/2/7/1	17.8	24.9	40.7	32.8	54.2	7.9	-	-	1.54	0.09	11.2	13.77
2	7	LDp(c)	LDp	10	1/2/7/2	17.5	18.4	42.7	30.6	57.2	8.5	-	-	0.9	0.11	7.6	9.13
2	7	Lca	LDa	9	1/2/7/3	19.1	19.8	35.5	27.6	69.3	18.6	6.5	5.8	1.64	0.09	8.1	7.86
2	13	Adp(c)	ADp	5	1/2/13/1	12.3	18.4	36.0	27.2	45.1	9.3	-	-	1.4	0.1	13.7	16.27
2	13	Ada	ADa	2	1/2/13/2	15.0	24.7	43.3	34.0	44.2	11.1	-	-	1.55	0.11	13.2	14.97
2	14	Ada	ADa	2	1/2/14/1	17.2	32.9	54.6	43.8	39.3	9.1	-	-	1.78	0.13	11.3	-
2	14	Adp	ADp	5	1/2/14/2	14.6	26.3	63.2	44.7	32.6	10.4	-	-	1.47	0.12	12.1	14.15
3	11	GbBp4 (Gbp)	Gbp	11	1/3/11/1	15.7	41.3	55.8	48.6	32.3	9	7.5	6.8	1.61	0.17	12.7	17.11
3	11	GbBp4 (Gbp)	Gbp	11	1/3/11/2	18.6	41.7	53.2	47.5	39.3	11.3	-	-	2.22	0.18	14.1	14.92
3	15	ADa1 (ADa)	ADa	2	1/3/15/1	15.2	30.4	52.1	41.3	36.9	11.2	7.8	7.4	1.21	0.12	12.1	16.9
3	15	Aba(b)1	Aba	1	1/3/15/2	15.6	43.4	69.9	56.6	27.6	8.2	7.9	7.5	1.07	0.13	15.4	14.26
3	15	AFp	AFp	6	1/3/15/3	6.2	31.6	39.6	35.6	17.5	2.4	7.6	7.1	1.08	0.09	14.6	-
3	15	Abp	Abp	4	1/3/15/4	13.9	39.7	56.9	48.3	28.7	7.5	7.7	7.2	1.52	0.16	19.2	18.2
3	15	pAba2_3 (Gbp)	Gbp	11	1/3/15/5	14.1	39.9	50.1	45.0	31.2	7.3	7.9	7.5	1.2	0.12	16.8	23.32
3	20	ADp	ADp	5	1/3/20/1	14.1	40.8	75.8	58.3	24.2	5.9	7.8	7	1.19	0.13	13.7	15.48
3	20	ADa0	ADa	2	1/3/20/2	8.3	41.0	56.3	48.6	17.0	2.9	7.6	6.9	1.19	0.08	13.3	23
3	20	pAba2_3 (Gbp)	Gbp	11	1/3/20/3	9.4	42.6	57.6	50.1	18.7	4.1	7.6	7	1.1	0.1	14.8	21.88
3	20	uADa2_3	uADa2_3	3	1/3/20/4	12.1	35.6	53.1	44.3	27.3	9.6	-	-	1.32	0.12	13.8	17.69
3	20	(x)Aba	Aba	1	1/3/20/5	10.9	36.2	56.2	46.2	23.7	5.2	7.5	6.7	1.33	0.13	14	19.56
3	22	ADp(c)	ADp	5	1/3/22/1	13.7	43.8	71.3	57.6	23.9	6.1	7.6	6.9	1.12	0.12	13.5	18.13
3	22	ADa0	ADa	2	1/3/22/2	16.6	33.9	63.7	48.8	34.1	11.4	7.2	6.4	1.25	0.12	12.7	14.55
3	22	ADa0	ADa	2	1/3/22/3	13.9	29.6	49.7	39.6	35.1	7.9	7.2	6.1	1.65	0.15	12.9	19.32
4	1	Gbap4	Gbp	11	1/4/1/1	16.7	32.0	32.8	32.4	51.6	13.4	7.4	6.9	1.39	0.13	12	12.06
4	1	A-Gbp1	Gbp	12	1/4/1/2	10.8	22.4	27.2	24.8	43.8	5.6	-	-	2.18	0.16	12.6	15.79
4	1	Lca1	ADa	2	1/4/1/3	15.9	30.1	43.5	36.8	43.3	10.8	-	-	1.52	0.17	14	16.99
4	11	A-Gbp1	Gbp	12	1/4/11/1	14.9	30.0	42.3	36.1	41.3	9.8	-	-	1.26	0.12	14.5	16.7
4	11	Aba1	Aba	1	1/4/11/2	15.8	35.1	46.9	41.0	38.5	9.9	-	-	1.34	0.12	13.8	15.95
4	11	A-Gbp1	Gbp	12	1/4/11/3	15.2	27.3	40.2	33.7	44.9	9.7	-	-	1.23	0.13	12.6	15.5
4	27	Gbap4	Gbp	11	1/4/27/1	15.5	31.3	32.5	31.9	48.5	11.8	-	-	1.65	0.11	9.4	15.69
4	27	A-GDp1	GDp	13	1/4/27/2	16.2	36.9	40.0	38.5	42.0	11.7	-	-	1.32	0.13	13.9	6.68
4	27	Lca1	ADa	2	1/4/27/3	12.5	32.3	42.7	37.5	33.2	5.3	-	-	1.53	0.12	12.5	13.81
4	28	Lca0	ADa	2	1/4/28/1	16.0	31.0	46.7	38.9	41.1	9.8	-	-	1.41	0.14	12.7	18.03
4	28	Aba1	Aba	1	1/4/28/2	17.5	31.6	51.9	41.8	42.0	10.8	-	-	1.4	0.12	10.3	15.22
4	28	GbBK2	GbBK	14	1/4/28/3	16.8	33.3	44.3	38.8	43.3	11.5	-	-	1.34	0.14	11.3	10.6
4	28	A-Gbp1	Gbp	12	1/4/28/4	19.5	28.0	49.0	38.5	50.5	16.5	-	-	1.3	0.13	12.7	17.83
5	34	Aba1	Aba	1	1/5/34/1	11.6	21.4	42.1	31.7	36.5	11.5	-	-	1.42	0.14	11.5	17.92
5	43	Abp0_1	Abp	4	1/5/43/1	15.7	21.8	36.1	28.9	54.3	18.6	-	-	1.6	0.14	12.1	16.95
5	43	Aba1	Aba	1	1/5/43/2	14.4	27.8	51.4	39.6	36.3	11.4	-	-	1.28	0.15	13.8	19.09
5	43	Aba1	Aba	1	1/5/43/3	15.5	23.5	46.8	35.2	44.1	14.8	-	-	1.43	0.13	11.4	17.03
5	45	Aba1	Aba	1	1/5/45/1	12.8	23.3	40.0	31.7	40.5	10.8	7.8	7.3	1.43	0.13	12.7	18.5
5	45	Abp	Abp	4	1/5/45/2	12.2	18.8	32.4	25.6	47.7	13.4	-	-	1.45	0.13	10.9	15.42
5	45	Aba1	Aba	1	1/5/45/3	12.2	25.7	33.7	29.7	41.1	10.5	-	-	1.25	0.15	13.4	21.31
5	51	Aba1	Aba	1	1/5/51/1	15.4	30.4	32.6	31.5	49.0	9.9	-	-	1.23	0.14	15	22.41
5	51	O	O	17	1/5/51/2	17.9	24.2	42.3	33.3	53.8	20.7	-	-	1.42	0.14	12.9	18.99
5	51	Ahp	Ahp	7	1/5/51/3	12.3	30.9	33.4	32.2	38.3	9	-	-	1.05	0.11	12.9	16.06
6	30	Edby	Edb	15	1/6/30/1	15.2	31.6	33.3	32.5	46.9	19	7.9	7.4	1.55		18.3	-
6	39	Lday	LDa	9	1/6/39/1	19.8	19.5	41.6	30.5	65.0	37	-	-	1.34	0.12	14.2	12.39
6	43	Edby	Edb	15	1/6/43/1	19.8	26.5	42.9	34.7	57.2	31.5	-	-	1.82	0.16	13	16.77
6	43	Edpy	Edp	16	1/6/43/2	18.1	35.1	37.3	36.2	50.1	20.9	7.8	7.2	1.43	0.12	18.2	19.41
6	46	Edbv	Edb	15	1/6/46/1	18.3	29.0	38.6	33.8	54.1	25.5	8	7.3	1.4	0.13	16	-

et  $Al_{ox}$  sont les plus importantes. Les moyennes obtenues dans ce travail de fin d'études sont, par contre, très proches de celles obtenues par SATUPHOS en Région limoneuse, c'est-à-dire  $47,5 \pm 12,1$  mmol/kg de  $Fe_{ox}$  et  $26,7 \pm 5,6$  mmol/kg dans le cas de l' $Al_{ox}$ . Cela est un argument approuvant la justesse des analyses réalisées puisqu'une grande partie des échantillons de cette étude sont issus de la région limoneuse.

Des différences régionales sont donc observées pour les paramètres liés au TSP. Cependant celles-ci n'ont pu être mises en évidence dans ce travail car les trois régions étudiées présentaient des valeurs relativement proches. En effet, au sein de ces trois régions agricoles, les moyennes du  $P_{ox}$  et de la CFP sont pratiquement identiques (SATUPHOS, 2008). Aucune différence ne pouvait donc être perçue, si ce n'est une valeur du TSP légèrement inférieure dans le Condroz. Pour percevoir des différences, il serait intéressant d'étudier des exploitations agricoles en Ardenne et en Famenne, par exemple.

### 3.2. INFLUENCE DU MODE DE GESTION ET DE L'AGRICULTEUR

L'analyse de la variance (annexe 8) met en évidence, pour une grande partie des paramètres, une différence hautement significative, voire très hautement significative entre les agriculteurs. Ces différences sont généralement perceptibles sur les graphiques en annexe 7 et dans les tableaux en annexe 6. Dans ce travail, les termes « agriculteur » et « exploitation » sont équivalents.

#### 3.2.1. ETUDE DES PARAMETRES EDAPHIQUES "DE BASE"

L'étude des paramètres édaphiques "de base" ne nous apporte que très peu d'informations. En effet, les teneurs en azote sont les mêmes pour toutes les exploitations, excepté celle de l'agriculteur 3, présentant des valeurs supérieures et plus étendues. Cette exploitation présente également une CEC élevée qui peut être expliquée par la forte teneur en argile. La CEC est également élevée dans l'exploitation 6 et expliquée par une plus haute teneur en COT et en argile.

La CEC est le seul paramètre ayant montré des différences significatives entre les modes de gestion lors de l'analyse de la variance. La structuration de moyennes selon Student ( $\alpha=0,05$ ) permet de mettre en évidence deux groupes : d'une part, les modes de gestion 1 (beaucoup d'apports) et 2 (apports équilibrés) et d'autre part, les modes de gestion 1 et 3 (exportations supérieures aux apports). Les parcelles du mode de gestion 2 (agriculteurs 3 et 6) présentent une CEC largement supérieure aux autres modes de gestion (Figure 9 au verso).

Par ailleurs, ces paramètres peuvent fortement varier au sein d'une même exploitation. Ainsi, la variation peut atteindre 80% dans le cas de la teneur en argile et environ 50% pour le COT et l'Nt. La variation de certains paramètres peut donc être assez importante dans quelques parcelles. Cependant, dans la majorité des cas, les paramètres sont stables à l'échelle de l'exploitation.

#### 3.2.2. ETUDE DES PARAMETRES "LIES AU PHOSPHORE"

La gestion phosphorée explique principalement les paramètres liés au P, c'est-à-dire le  $P_{ox}$ ,  $P_{dispo}$  et le TSP. Le  $Fe_{ox}$  et l' $Al_{ox}$  sont, quant à eux, principalement liés au type de sol même si certaines études (SHARPLEY, 1996 ; LABOSKI et LAMB, 2004) ont montré que les apports de fertilisants modifiaient la CFP dans un sens ou dans l'autre.

Le  $P_{ox}$  présente des teneurs moyennes différentes en fonction des exploitations. Celles appartenant aux agriculteurs 1 et 6 présentent ainsi des teneurs élevées. Dans le cas de l'agriculteur 1, cela s'explique par un bilan phosphaté très élevé. Par contre, l'exploitation 6 présente un bilan équilibré pour la période 2003-2007. D'autre part, ces deux exploitations ont en commun leur situation géographique, ainsi que le type d'exploitation (élevage de porcs). Les types de sol sont, par contre, différents. Les parcelles de l'agriculteur 3, quant à elles, présentent une teneur en  $P_{ox}$  inférieure aux autres exploitations, malgré un bilan relativement équilibré.

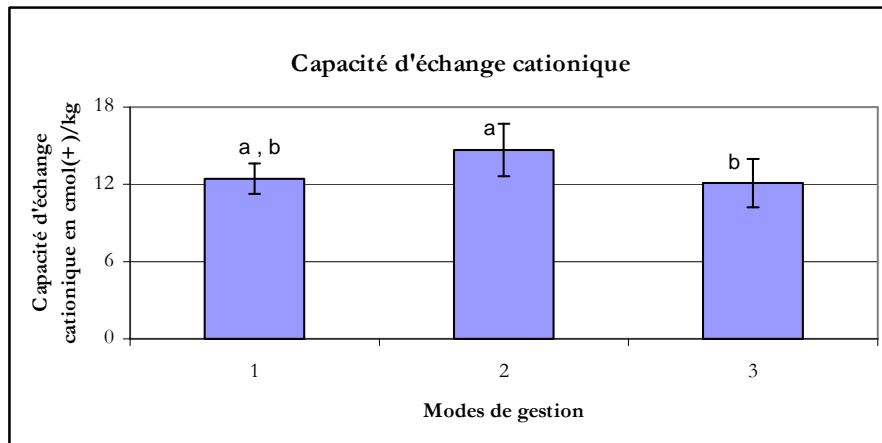


Figure 9 - Graphique de la capacité d'échange cationique en fonction des modes de gestion. Les lettres symbolisent les groupes dans lesquels les modes de gestion peuvent être classés.

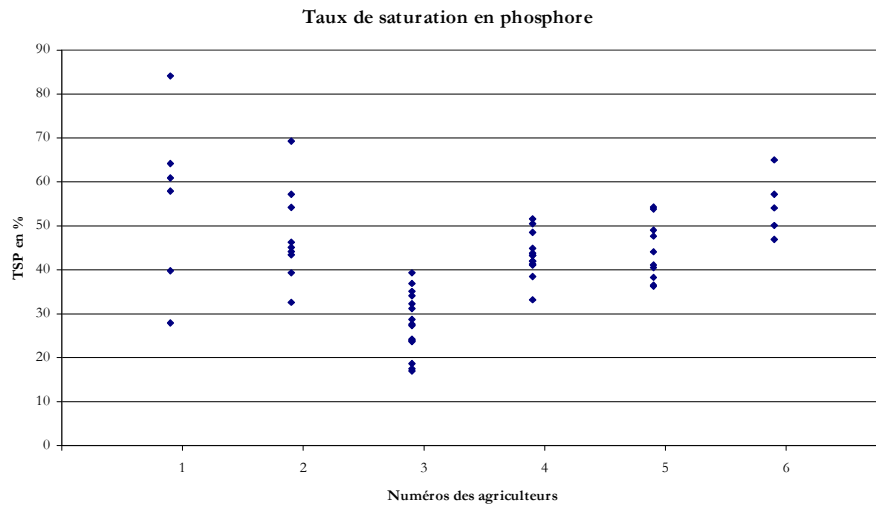


Figure 10 - Graphique représentant le taux de saturation en phosphore en fonction des agriculteurs, relatif à la question 1.

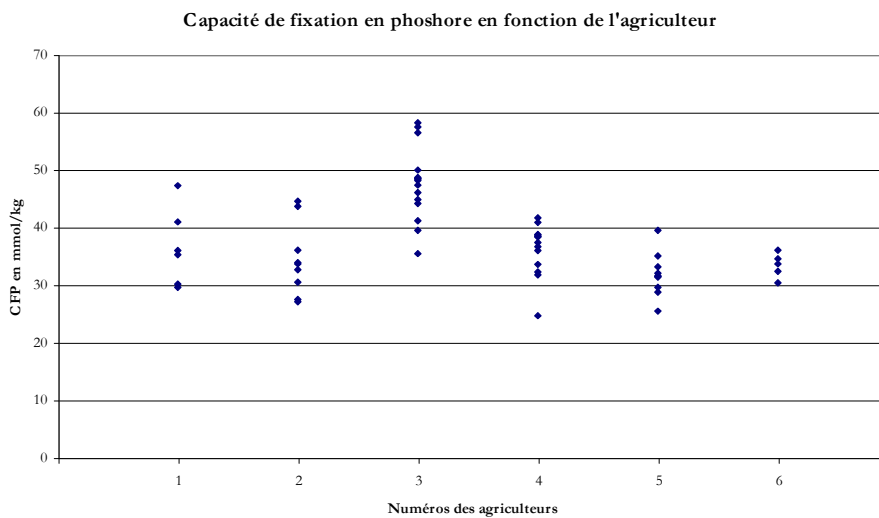


Figure 11 - Graphique représentant la capacité de fixation en phosphore en fonction des agriculteurs, relatif à la question 1.

Les observations faites pour le  $P_{ox}$  sont également valables pour le  $P_{dispo}$ . En effet, ces deux paramètres sont fortement corrélés.

Cependant, les différences entre les agriculteurs n'ont pu être mises en évidence par l'analyse statistique, le  $P_{dispo}$  ne répondant pas à la condition d'égalité des variances. Quatre agriculteurs présentent des teneurs en P assez similaires malgré des classes de gestion phosphatée différentes.

Ainsi, les exploitations présentant les bilans les plus faibles ne correspondent pas à celles ayant les teneurs en P les plus faibles. On peut donc se poser des questions quant à la pertinence de ce bilan dans l'évaluation et la caractérisation des exploitations. En effet, des différences sont presque toujours observées entre les agriculteurs au sein d'un mode de gestion.

Cependant, au sein de l'exploitation 6, les échantillons avec les bilans phosphatés les plus élevés présentent les teneurs en  $P_{dispo}$  et  $P_{ox}$  les plus élevées et inversement. Dans ce cas, les bilans expliquent clairement la teneur en P dans le sol. On pourrait donc penser que les bilans sont plus représentatifs au sein d'une exploitation qu'entre les exploitations mais l'agriculteur 3 infirme cela. Il est donc assez difficile de trouver un intérêt aux bilans phosphatés. Les réserves en P du sol joueraient donc également un rôle important.

Les paramètres permettant le calcul de la **CFP** présentent des différences hautement significatives entre les agriculteurs (Figure 11). Ces différences sont principalement expliquées par la région dans laquelle est située l'exploitation. Ainsi les exploitations 3 et 4, toutes deux situées dans le Condroz, présentent des teneurs en  $Al_{ox}$  plus élevées que les autres exploitations. La parcelle 3 de l'agriculteur 2 présente également une teneur élevée en  $Fe_{ox}$ .

Dans tous les cas, les teneurs en  $Fe_{ox}$  sont plus importantes que celles en  $Al_{ox}$ , ce qui explique la part plus importante jouée par le Fe dans la détermination de la CFP.

Si l'on observe une exploitation en particulier (agriculteur 4), on remarque que la parcelle 1 présente une CFP plus faible que les autres parcelles de l'exploitation. C'est également cette parcelle qui présente le bilan phosphaté le plus élevé. Les apports d'effluents et d'engrais minéraux sur la parcelle ont probablement modifié la CFP (Question 3 : étude de l'évolution temporelle), ce qui avait déjà pu être observé par SHARPLEY (1996) et LABOSKI et LAMB (2004).

Au sein de toutes les parcelles, le **TSP** varie de 17 à 84,1%, avec une valeur moyenne de 42,3%. Ce coefficient de variation (33%) est particulièrement élevé. Comme pour le  $P_{ox}$  et  $P_{dispo}$ , les teneurs du TSP les plus élevées sont observées chez les agriculteurs 1 et 6 et le plus faible chez l'agriculteur 3 (Figure 10). Le TSP observé chez ce dernier est accentué par le fait que la CFP est très élevée et que le dénominateur du rapport est ainsi très grand. Le TSP est donc légèrement plus faible dans le Condroz, comme ce fut déjà observé par SATUPHOS (2008).

### 3.2.3. ETUDE D'UN CAS PARTICULIER

La parcelle 27 de l'agriculteur 1 présente des valeurs de  $P_{dispo}$  allant de 7 à 26,5 mg/100g. Cette grande variabilité au sein de la parcelle explique la valeur élevée de l'écart-type de l'exploitation 1.

En pratique, cette parcelle présente deux types de sol et est occupée par deux cultures différentes (annexe 2). La fertilisation organique apportée diffère également en fonction de la partie de la parcelle. Elle est beaucoup plus importante dans la partie haute que la moitié basse. Ces nombreux facteurs rendent l'interprétation des teneurs difficile.

L'observation des données tend à montrer que la CFP est la plus élevée dans la zone recevant le moins d'apports. Les teneurs en  $Fe_{ox}$  et en  $Al_{ox}$  sont, en effet, plus importantes dans le bas du versant (échantillon 2) que pour l'échantillon 3 recevant des apports plus élevés pour un même

type de sol. De plus, le CFP est plus élevée dans le sol Aba (échantillon 1) que dans l'Acp(c) (échantillon 3) pour une même fertilisation. Le  $P_{ox}$  le plus élevé est observé, comme attendu, dans la partie en haut du versant recevant des apports plus importants. Ainsi, le type de sol, la culture et la fertilisation appliquée expliquent la variabilité importante du TSP pouvant être observée dans cette parcelle.

### 3.3. INFLUENCE DU TYPE DE SOL

#### 3.3.1. GENERALITES

Des différences significatives entre les types de sol n'ont pu être mises en évidence que pour le paramètre  $Fe_{ox}$ . Cependant, aucune structuration de moyennes n'a pu être réalisée car ce facteur est introduit dans le modèle en tant que covariable.

D'autres observations peuvent être faites grâce aux graphes présents en annexe 7. On peut, par exemple, remarquer une teneur élevée en  $P_{ox}$  et  $P_{dispo}$  dans les sols argileux et sablo-limoneux ou encore la faible valeur de ces paramètres pour la classe uADa2\_3 présentant, par contre, une CFP élevée. Les sols limono-caillouteux présentent des valeurs élevées en  $P_{ox}$  mais relativement faibles en  $P_{dispo}$ . Une différence entre les deux méthodes d'analyse peut donc être observée pour ce type de sol.

Parmi les 17 classes de sol créées, une partie n'est représentée que par un seul échantillon, ce qui rend l'observation assez difficile. Afin d'améliorer cette représentativité et d'appréhender le problème en fonction des caractéristiques des sols, d'autres classements ont été créés. Ainsi, les échantillons ont été classés en fonction de la texture, mais également en fonction du drainage naturel et du développement de profil.

#### 3.3.2. INFLUENCE DE LA TEXTURE

L'analyse de la variance a permis de mettre en évidence des différences significatives entre les textures pour le  $Fe_{ox}$ . La teneur en  $Fe_{ox}$  est supérieure dans les sols de texture limoneuse et inférieure dans les sols argileux. Des différences se marquent également sur l'amplitude des valeurs observées. Les sols sablo-limoneux et argileux présentent des gammes de valeurs plus faibles. Cela s'explique, entre autres, par le nombre plus réduit d'échantillons dans ces classes de texture.

Malgré l'absence de différences mises en évidence par l'analyse statistique, des observations peuvent être faites sur les autres paramètres édaphiques. Ainsi, la présence de teneurs de  $P_{ox}$  plus élevées et de CFP assez faibles pour les textures sablo-limoneuses et argileuses explique les TSP supérieurs de ces types de texture. Cette CFP faible est due à une faible teneur en  $Al_{ox}$  dans le cas des sols sablo-limoneux et à une faible teneur en  $Fe_{ox}$  dans les sols argileux. SATUPHOS (2008) montre par contre une valeur du TSP inférieure dans les sols argileux.

Par ailleurs, des différences sont observées pour les autres paramètres édaphiques comme la faible valeur en Nt dans les sols sablo-limoneux, liée en réalité aux faibles apports de l'agriculteur 2 et non pas au type de sol. Le COT est plus faible dans les sols limoneux et limono-caillouteux. Enfin, les sols argileux, de par leur teneur plus élevée en argile, présentent une CEC supérieure aux autres textures.

Ces observations montrent l'importance de la prise en compte de la texture dans l'observation des résultats. Cependant, il est parfois difficile pour certaines textures de différencier l'effet de la



	<b>Argile</b>										
<b>COT</b>	-0.028 0.843	<b>COT</b>									
<b>Nt</b>	0.138 0.324	0.508 <b>0.000</b>	<b>Nt</b>								
<b>C/N</b>	-0.147 0.294	0.356 <b>0.007</b>	-0.475 <b>0.000</b>	<b>C/N</b>							
<b>CEC</b>	0.521 <b>0.000</b>	-0.047 0.727	0.216 0.110	-0.423 <b>0.001</b>	<b>CEC</b>						
<b>Pdispo</b>	-0.393 <b>0.004</b>	0.091 0.498	0.127 0.352	-0.094 0.488	-0.098 0.466	<b>Pdispo</b>					
<b>Pox</b>	-0.568 <b>0.000</b>	0.181 0.177	0.212 0.116	-0.011 0.937	-0.237 0.075	0.777 <b>0.000</b>	<b>Pox</b>				
<b>Feox</b>	0.111 0.430	-0.259 0.052	0.001 0.997	-0.111 0.413	0.148 0.270	-0.291 <b>0.028</b>	-0.082 0.543	<b>Feox</b>			
<b>Alox</b>	0.336 <b>0.014</b>	-0.135 0.318	0.077 0.573	-0.193 0.151	0.494 <b>0.000</b>	-0.457 <b>0.000</b>	-0.296 <b>0.025</b>	0.595 <b>0.000</b>	<b>Alox</b>		
<b>CFP</b>	0.224 0.106	-0.233 0.082	0.036 0.795	-0.161 0.231	0.319 <b>0.015</b>	-0.398 <b>0.002</b>	-0.187 0.165	0.933 <b>0.000</b>	0.845 <b>0.000</b>	<b>CFP</b>	
<b>TSP</b>	-0.526 <b>0.000</b>	0.223 0.095	0.074 0.590	0.105 0.436	-0.376 <b>0.004</b>	0.815 <b>0.000</b>	0.806 <b>0.000</b>	-0.583 <b>0.000</b>	-0.704 <b>0.000</b>	-0.704 <b>0.000</b>	<b>TSP</b>

Figure 12 - Matrice de corrélation relative aux échantillons ponctuels, avec en gras les p-values significatives.

texture de celle du mode de gestion de l'agriculteur, lorsque ce type de sol n'est présent que chez un seul agriculteur. C'est, par exemple, le cas des sols argileux.

### 3.3.3. INFLUENCE DU DRAINAGE

Aucune différence significative n'a pu être mise en évidence pour le drainage, excepté pour l'Nt. On peut, malgré tout, observer certaines caractéristiques, sachant que trois classes de drainage ont été créées allant du meilleur au moins bon.

Les paramètres liés au P ( $P_{\text{dispo}}$ ,  $P_{\text{ox}}$  et TSP) sont inférieurs lorsque le drainage est mauvais. Cela peut éventuellement être expliqué par un apport moindre dans les zones moins bien drainées. Les teneurs en  $Fe_{\text{ox}}$  dépendent également du drainage avec des teneurs diminuant lorsque celui-ci devient mauvais, sans pouvoir pour autant généraliser cette observation.

En ce qui concerne l'Nt, des différences significatives sont observées en fonction du drainage. Plus le drainage est mauvais, plus les teneurs en azote sont faibles. Ces différences sont clairement visibles sur le boxplot en annexe 7.

### 3.3.4. INFLUENCE DU DEVELOPPEMENT DE PROFIL

La décomposition de la classe de sol en fonction du développement de profil n'a pas apporté d'information supplémentaire vis-à-vis des classes de sol.

Seule une teneur en argile légèrement inférieure dans les sols à faible développement de profil est observable.

## 3.4. CORRELATIONS ENTRE LES PARAMETRES PEDOLOGIQUES ET LES TENEURS EN $P_{\text{ox}}$ , $Fe_{\text{ox}}$ , $Al_{\text{ox}}$ ET, LA CFP ET LE TSP

### 3.4.1. RELATIONS ENTRE LE $P_{\text{ox}}$ , LE $Fe_{\text{ox}}$ , L' $Al_{\text{ox}}$ , LA CFP ET LE TSP

L' $Al_{\text{ox}}$  et le  $Fe_{\text{ox}}$  sont corrélés positivement ( $r = 0,595$ ) (Figure 12), ce qui provient du fait qu'ils coexistent dans une phase mal cristallisée (SATUPHOS, 2008). De même, la CFP étant dérivée de ces deux paramètres, une bonne corrélation est présente avec le  $Fe_{\text{ox}}$  ( $r = 0,933$ ) et l' $Al_{\text{ox}}$  ( $r = 0,845$ ).

Le TSP montre une très bonne relation avec les termes intervenant dans son calcul, c'est-à-dire  $P_{\text{ox}}$ ,  $Fe_{\text{ox}}$ ,  $Al_{\text{ox}}$  et la CFP, de même qu'avec le  $P_{\text{dispo}}$ , à cause de la corrélation entre le  $P_{\text{dispo}}$  et  $P_{\text{ox}}$  (§ 3.4.3. p.41).

### 3.4.2. RELATION ENTRE LES PARAMETRES "LIES AU PHOSPHORE" ET LES PARAMETRES EDAPHIQUES "DE BASE"

Assez peu de corrélations sont présentes entre les paramètres liés au TSP et les paramètres édaphiques "de base", c'est-à-dire COT, Nt, CEC et argile (Figure 12). Ce faible nombre de corrélations est lié au fait que les paramètres édaphiques "de base" présentent des gammes de valeurs assez réduites du fait de la localisation de tous les échantillons dans des cultures et non dans des prairies où les teneurs diffèrent davantage.

On observe une bonne corrélation de la CEC avec le TSP et la CFP. Celle-ci provient de la corrélation entre la CEC et l' $Al_{\text{ox}}$  ( $r = 0,494$ ). Une corrélation entre l' $Al_{\text{ox}}$  et le pourcentage d'argile est également observée car l'Al est présent dans la fraction argileuse. Enfin, la teneur en argile présente une bonne corrélation avec  $P_{\text{ox}}$ , en tant que site fixateur du P *via* des ponts cationiques ou des oxydes de Fe et d'Al.

Tableau 6 - Corrélations en fonction de la population.

CAS D'ETUDE	N	COEFFICIENT DE CORRELATION DE PEARSON	P-VALUE
Tous les échantillons	57	0,777	0,000
Tous les échantillons sans les sols sablo-limoneux	51	0,813	0,000
Sols limoneux	35	0,833	0,000
Sols sablo-limoneux	6	0,803	0,054
Sols limono-caillouteux	12	0,918	0,000
Sols argileux	4	0,865	0,135

Régression entre le P<sub>dispo</sub> et le P<sub>ox</sub>

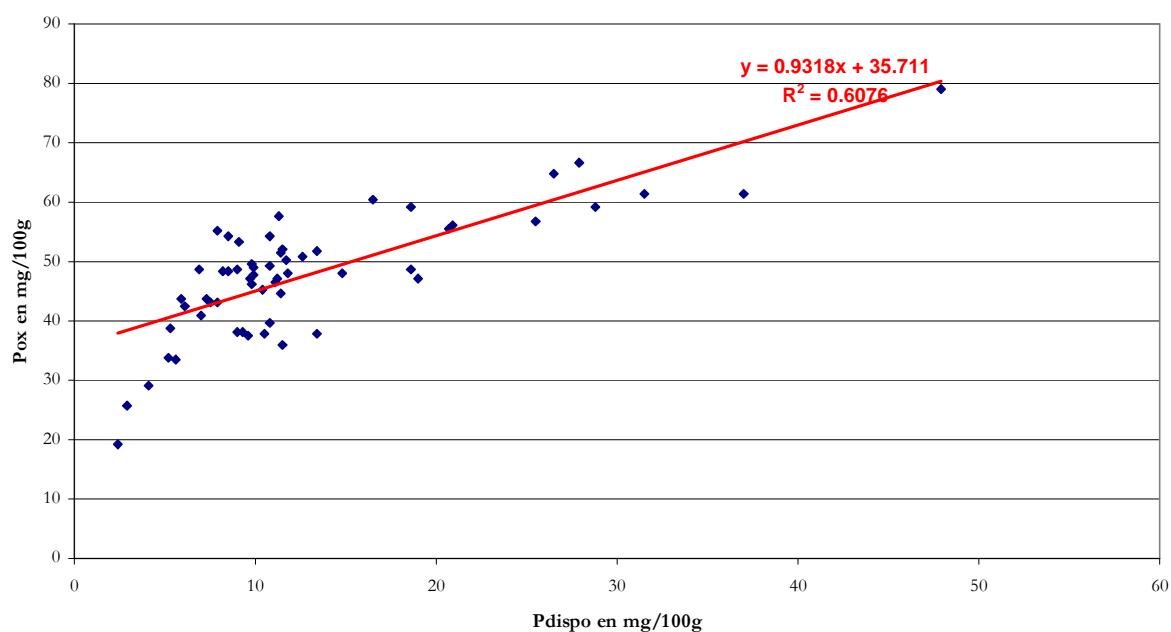


Figure 13 - Courbes de régression entre le P<sub>dispo</sub> et le P<sub>ox</sub>.

Il est important de remarquer que ce n'est pas parce qu'il y a corrélation qu'il y a systématiquement lien logique et explicatif entre les paramètres.

### 3.4.3. RELATION ENTRE LE $P_{\text{DISPO}}$ ET $P_{\text{OX}}$

La corrélation entre les paramètres  $P_{\text{dispo}}$  et  $P_{\text{ox}}$  est assez élevée ( $r = 0,777$ ) et peut encore être améliorée lorsqu'on différencie les différents types de sol. L'observation du tableau 6 permet ainsi de constater que les corrélations sont particulièrement élevées pour les sols limoneux et limono-caillouteux particulièrement bien représentés dans ce travail. Dans le cas des sols sablo-limoneux et argileux, le nombre d'échantillons est insuffisant pour arriver à mettre correctement en évidence une relation entre les deux paramètres.

L'observation des graphiques du  $P_{\text{ox}}$  et du  $P_{\text{dispo}}$  en fonction des classes de sol a montré des différences pour les sols sablo-limoneux. C'est pourquoi la corrélation a été testée sans cette classe de sol.

L'établissement d'une courbe de régression linéaire entre  $P_{\text{dispo}}$  et  $P_{\text{ox}}$  permet d'expliquer avec un coefficient de détermination de 60% la relation entre les deux paramètres (Figure 13). Cette bonne relation linéaire s'explique par le fait que le P apporté se fixe principalement sur les formes ioniques, complexées et amorphes de l'Al et du Fe.

Ainsi, bien que  $P_{\text{ox}}$  donne des résultats similaires au  $P_{\text{dispo}}$ , ce paramètre n'apporte pas d'information supplémentaire vis-à-vis de la méthode de Lakanen et Erviö et demande une charge de travail supplémentaire. On peut donc se poser des questions quant à la pertinence de cette extraction à l'oxalate d'ammonium, les deux extractifs ne discriminant pas ce qui vient d'une forme plutôt que d'une autre.

### 3.4.4. CORRELATIONS GENERALES POUR L'ENSEMBLE DES ECHANTILLONS

La matrice de corrélation relative à l'ensemble des échantillons, c'est-à-dire à la fois aux échantillons ponctuels, composites et aux échantillons issus des parcelles de la loi du minimum, est illustrée à la Figure 14 au verso. De nombreuses corrélations significatives ont pu être mises en évidence. Celles-ci sont pour une partie également observées dans les différentes questions de ce travail. Ainsi, l'argile, en tant qu'élément fixateur, présente des corrélations avec l'ensemble des paramètres liés au TSP. Par contre, contrairement à ce qui est observé dans les données issues de SCHADECK (1997) et SATUPHOS (2008), aucune relation avec le COT n'a pu être perçue. La CEC et l'Nt présentent quant à eux des corrélations avec quelques paramètres.

Des corrélations sont également observées au sein des paramètres du TSP. Ainsi, on peut remarquer que le  $Fe_{\text{ox}}$  intervient de façon plus significative dans la détermination de la CFP que l' $Al_{\text{ox}}$ . De même, le  $P_{\text{ox}}$  explique principalement les teneurs du TSP. Enfin, la corrélation entre le  $P_{\text{ox}}$  et  $P_{\text{dispo}}$  est moins bonne que celle observée dans les différentes questions de ce travail. Les équations de régression doivent donc être définies par type de sol.

## 4. CONCLUSION

La réalisation d'un inventaire du TSP permet de mettre en évidence des différences entre les agriculteurs mais pas au niveau des régions agricoles. Cela est dû à la similarité des valeurs moyennes du  $P_{\text{ox}}$  et de la CFP pour les régions limoneuse, sablo-limoneuse et condrusienne (SATUPHOS, 2008). Les différences seraient plus visibles dans les autres régions agricoles.

	<b>Argile</b>												
<b>COT</b>	-0.139 0.201	<b>COT</b>											
<b>Nt</b>	-0.040 0.714	-0.044 0.681	<b>Nt</b>										
<b>CEC</b>	0.341 <b>0.001</b>	-0.120 0.261	-0.051 0.637	<b>CEC</b>									
<b>pHH2O</b>	-0.079 0.618	-0.309 <b>0.039</b>	0.301 <b>0.047</b>	0.612 <b>0.000</b>	<b>pHH2O</b>								
<b>pHKCl</b>	-0.121 0.447	-0.309 <b>0.039</b>	0.408 <b>0.006</b>	0.556 <b>0.000</b>	0.958 <b>0.000</b>	<b>pHKCl</b>							
<b>Pdispo</b>	-0.411 <b>0.000</b>	-0.010 0.928	0.136 0.202	-0.105 0.323	0.236 0.119	0.263 0.081	<b>Pdispo</b>						
<b>Pox</b>	-0.280 <b>0.009</b>	0.125 0.240	-0.034 0.750	-0.376 <b>0.000</b>	-0.459 <b>0.002</b>	-0.398 <b>0.007</b>	0.551 <b>0.000</b>	<b>Pox</b>					
<b>Feox</b>	0.245 <b>0.023</b>	-0.124 0.243	-0.222 <b>0.036</b>	-0.095 0.375	-0.642 <b>0.000</b>	-0.660 <b>0.000</b>	-0.259 <b>0.014</b>	0.380 <b>0.000</b>	<b>Feox</b>				
<b>Alox</b>	0.378 <b>0.000</b>	-0.113 0.291	-0.169 0.113	0.322 <b>0.002</b>	-0.175 0.250	-0.214 0.159	-0.498 <b>0.000</b>	-0.058 0.586	0.605 <b>0.000</b>	<b>Alox</b>			
<b>CFP</b>	0.318 <b>0.003</b>	-0.133 0.212	-0.225 <b>0.034</b>	0.048 0.654	-0.540 <b>0.000</b>	-0.567 <b>0.000</b>	-0.373 <b>0.000</b>	0.259 <b>0.014</b>	0.957 <b>0.000</b>	0.811 <b>0.000</b>	<b>CFP</b>		
<b>TSP</b>	-0.536 <b>0.000</b>	0.192 0.070	0.135 0.206	-0.360 <b>0.000</b>	0.041 0.791	0.101 0.511	0.808 <b>0.000</b>	0.618 <b>0.000</b>	-0.438 <b>0.000</b>	-0.695 <b>0.000</b>	-0.576 <b>0.000</b>	<b>TSP</b>	

Figure 14 - Matrice de corrélation relative à l'ensemble des échantillons prélevés dans le cadre de ce travail.

Ces différences ne sont également que peu liées au mode de gestion même si les apports interviennent dans la détermination de la CFP. En effet, celle-ci est modifiée par des apports importants de phosphore. Le  $P_{ox}$ , quant à lui, présente des différences entre les agriculteurs mais qu'il est assez malaisé d'expliquer par les niveaux d'apport. Par contre, le type d'apport peut éventuellement expliquer une partie des teneurs mais cela reste à confirmer. Les modes de gestion établis sur base du bilan phosphaté ne sont donc pas très pertinents pour expliquer les teneurs en P du sol.

Le type de sol joue un rôle important dans l'étude du TSP à travers la texture, le drainage naturel et le développement de profil. Il est cependant difficile de faire ressortir de réelles tendances, vu le faible nombre d'échantillons. Quelques différences ont cependant pu être décelées telle la CFP plus faible dans les sols argileux et sablo-limoneux. Le type de sol a de l'influence sur les teneurs en  $Fe_{ox}$  et en  $Al_{ox}$  mais joue aussi sur les réserves du sol en P, ces dernières influençant les teneurs en  $P_{ox}$  du sol et donc le TSP

Enfin, des corrélations ont pu être observées entre la CEC et l' $Al_{ox}$ , de même qu'entre la teneur en argile et le  $P_{ox}$ . Celles-ci expriment le lien entre le TSP et les propriétés du sol, dont il est important de tenir compte. Une très bonne corrélation ( $r=0,777$ ) a également pu être mise en évidence entre le  $P_{ox}$  et  $P_{dispo}$ , confirmant la justesse des valeurs obtenues pour le  $P_{ox}$  mais montrant également le faible intérêt que peut avoir ce paramètre par rapport au  $P_{dispo}$ , plus facile à déterminer. Cette régression est améliorée lorsque l'on sépare les types de sol, d'où l'importance de travailler à la fois sur les apports phosphorés mais également sur les propriétés du sol et la carte des sols.

# QUESTION 2 : ETUDE DE LA VARIABILITE INTRAPARCELLAIRE DU TAUX DE SATURATION EN PHOSPHORE

## 1. OBJECTIFS ET PRINCIPES THEORIQUES DE LA GEOSTATISTIQUE

### 1.1. INTRODUCTION

Afin de comprendre la variabilité intraparcellaire du taux de saturation en phosphore et des paramètres associés, un maillage systématique a été mis en place afin de permettre la réalisation d'une analyse géostatistique.

La construction des semi-variogrammes relatifs à ces deux parcelles permet de définir des paramètres tels la portée, le seuil ou encore l'effet pépète, caractérisant la variabilité à l'échelle de la parcelle. Quant à la réalisation de cartes d'interpolation, elle a comme objectif de comprendre la structure spatiale des paramètres et les relations gouvernant cette distribution.

Cette étude doit également permettre de déterminer le nombre d'échantillons nécessaire pour obtenir la valeur moyenne du TSP et d'optimiser les stratégies d'échantillonnage à l'échelle de la parcelle (ARROUAYS *et al.*, 1997). Pour ce faire, deux parcelles avec un même type de sol mais des modes de gestion très différents ont été choisies et échantillonnées.

### 1.2. PRINCIPES DE LA GEOSTATISTIQUE

L'analyse de la variabilité intraparcellaire répond à la théorie de la géostatistique, reposant sur l'observation qu'en moyenne des points plus proches sont davantage susceptibles de présenter des propriétés similaires que des points plus éloignés. Cependant pour que ces principes statistiques puissent être appliqués, certaines conditions d'échantillonnage doivent être respectées. Les échantillons doivent être aléatoires et choisis indépendamment les uns des autres. Différents schémas d'échantillonnage existent : aléatoire, systématique ou mixte. Le choix s'est porté sur la réalisation d'un échantillonnage aléatoire stratifié en prélevant aléatoirement un échantillon dans chaque maille du rectangle (§2.2 p.45), ce qui permet de rester dans les conditions de prélèvement aléatoire et garantit la couverture de toute la parcelle étudiée.

La géostatistique répond à la théorie des variables régionalisées basée sur la réalisation de deux conditions : la stationnarité de la moyenne (l'espérance mathématique d'une variable au point  $x_i$  est constante et ne dépend pas de la position du point  $x_i$ ) et la stationnarité de la variance (la covariance entre deux points ne dépend que de la position relative des points) (BOGAERT, 2000, cité par COLINET, 2003).

La démarche suivie par la géostatistique consiste en l'analyse de la variabilité spatiale, sa modélisation et l'interpolation proprement dite ou krigeage dans le cas de variables présentant une structure spatiale (ARROUAYS *et al.*, 1997).

Cet outil statistique est régulièrement utilisé en agriculture de précision et dans l'étude des paramètres physico-chimiques.

Une série d'éléments théoriques est indispensable à la compréhension de la géostatistique. Les définitions suivantes sont issues de la synthèse réalisée par COLINET (2003).

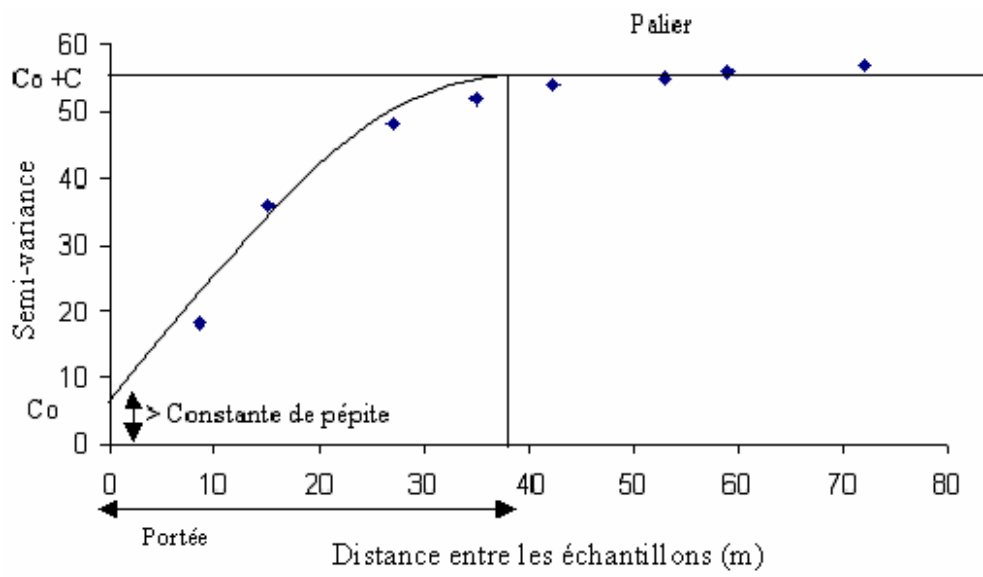


Figure 15 - Semi-variogramme théorique (PROVENCHER, 2003).



La **semi-variance** ( $\gamma$ ) correspond à l'indice de dissimilitude entre les échantillons et peut être estimée à partir des points observés :

$$\gamma(h) = \frac{1}{2n} \sum_{i=1}^n \{z(x_i) - z(x_i + h)\}^2 \quad \text{où } n \text{ est le nombre de paires de points situés à la distance } h, \\ z \text{ la variable étudiée et } x_i \text{ les points de mesure.}$$

Le **semi-variogramme** est une représentation graphique de la relation entre la semi-variance et  $h$ , la distance entre les points. Cette relation est croissante, à l'inverse de la fonction de covariance (BOGAERT, 2000).

Le semi-variogramme est caractérisé par plusieurs paramètres. Ceux-ci sont illustrés à la Figure 15.

La **portée** (*range*) peut être définie comme la distance à partir de laquelle les points sont indépendants, c'est-à-dire l'intervalle optimal d'échantillonnage ou encore la distance limite d'autocorrélation spatiale (MULLA et MCBRATNEY, 2000). Elle correspond à la distance pour laquelle la fonction de semi-variance atteint son **palier** (*sill*), c'est-à-dire sa valeur maximale. Les échantillons prélevés à une distance inférieure à la portée sont considérés comme spatialement dépendants.

La semi-variance à la distance nulle n'est pratiquement jamais égale à zéro. Cela est dû à l'**effet pépité** (*nugget*). Ce paramètre correspond à la variabilité due aux erreurs de mesure, mais également à la variabilité spatiale sur des distances inférieures au pas (*lag*) le plus petit.

Le rapport  $C/C+C_0$  est également un facteur intéressant. Il caractérise le degré de différenciation spatiale des points. Au plus le rapport  $C/(C+C_0)$  est faible, au plus l'effet pépité est marqué et la proportion de variance prise en charge par le modèle est faible.

Le semi-variogramme permet l'analyse de la dépendance des observations spatiales mais également de déterminer si le paramètre étudié est régionalisé, aléatoire ou périodique. Une variable a en effet une structure spatiale quand le semi-variogramme peut être approché par une courbe, un modèle (ARROUAYS *et al.*, 1997). Les modèles qui ajustent au mieux la courbe peuvent être sphériques, linéaires ou encore exponentiels (COLINET, 2003). Cette structure spatiale peut également être mise en évidence par une surface variographique (ARROUAYS *et al.*, 1997 ; COLINET, 2003).

Le **krigeage** consiste à attribuer une valeur à tout point selon l'équation générale pour la prédiction spatiale linéaire (WEBSTER et OLIVIER, 2003, cités par COLINET, 2003).

$$Z(x_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z(x_i) \quad \text{où } x_0 \text{ est le point ciblé, les valeurs } Z(x_i), i=1 \text{ à } n, \text{ sont les valeurs} \\ \text{mesurées et } \lambda_i \text{ le poids attribué à ces valeurs.}$$

Ce point est estimé par la géostatistique de manière à minimiser la variance de prédiction.

En analyse statistique classique, le coefficient de variation est souvent utilisé pour étudier la variabilité d'un paramètre mais contrairement à la géostatistique, il ne rend pas compte de la loi de distribution (PROVENCHER, 2003).

Peu d'études de la variabilité spatiale intraparcellaire du taux de saturation en phosphore ont été réalisées. On trouve, malgré tout, certains documents donnant une idée des valeurs qu'il est

possible de rencontrer. Les coefficients de variation du TSP peuvent avoir des valeurs allant de 20% à 70% en fonction de l'échelle. De même, les portées obtenues par plusieurs études donnent des résultats allant de 118 à 540 m (LEINWEBER *et al.*, 1997 ; NOLIN *et al.*, non daté). Une étude dans l'ouest de la Flandre (sols sablo-limoneux) montre un coefficient de variation de 28% pour la CFP à l'échelle régionale, dont 20% est expliquée par la variabilité parcellaire. Les valeurs sont respectivement de 48% et 21% pour le TSP. Cette valeur plus élevée à l'échelle régionale est due au facteur phosphore variant fortement en fonction des exploitations (DE SMET *et al.*, 1996). LEINWEBER *et al.* (1997) ont d'ailleurs montré que la saturation en P dépendait surtout des modes de gestion de la parcelle.

Ces valeurs dépendent évidemment fortement de la complexité pédologique rencontrée mais également de l'historique de la parcelle (DE SMET *et al.*, 1996 ; ARROUAYS *et al.*, 1997 ; NOLIN *et al.*, non daté).

## 2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

### 2.1. PARCELLES ÉCHANTILLONNÉES

Deux parcelles situées en région limoneuse ont été choisies pour cette étude (cartes en annexe 9). Il s'agit de la parcelle 15 de l'agriculteur 1 et de la parcelle 13 de l'agriculteur 2. Ces deux agriculteurs ont des modes de gestion phosphatée assez différents. En effet, l'agriculteur 1 a un bilan phosphaté beaucoup plus élevé que le second. Toutes deux situées en région limoneuse humide, ces parcelles possèdent des sols sur limon faiblement à modérément glyifiés. Ce type de sol représente 5 à 15% des sols de la région limoneuse, selon la Note de réflexion de l'Unité de Géopédologie de la FUSAGx en matière de choix d'exploitations et de parcelles dans le cadre du Survey Surfaces Agricoles. Ces sols sont donc relativement représentatifs de ceux de la région.

La topographie des parcelles présente une très faible pente. Dans le cas de la parcelle de l'agriculteur 1, la pente est de 2,5% vers l'est. Dans le cas de la parcelle de l'agriculteur 2, elle est plus faible (1,7%), les parties les plus basses étant situées au nord de la parcelle.

### 2.2. MÉTHODES D'ÉCHANTILLONNAGE

#### 2.2.1. MAILLAGE SYSTÉMATIQUE

Un même dispositif doit être mis en place sur les deux parcelles (annexe 10). Le choix s'est porté sur une grille rectangulaire de 150 × 100 m, soit une surface de 1,5 ha avec un corroyage systématique de 12,5 × 12,5 m. Ce rectangle est donc divisé en 96 zones au sein desquelles des échantillons aléatoires sont prélevés. Afin d'obtenir des échantillons indépendants et aléatoires, la localisation des sondages au sein de chaque bloc est préalablement déterminée de façon aléatoire. Pour cela, chaque carré de 12,5 m de côté a été divisé en 144 zones de 1 m<sup>2</sup> numérotées. Un nombre aléatoire a été déterminé au sein chaque carré de 12,5 m de côté afin de déterminer la zone de 1 m<sup>2</sup> à échantillonner. Les coordonnées du point central de chaque zone ont été définies à l'aide du logiciel ArcGis 9.1.

Pour des questions pratiques, la parcelle expérimentale a été divisée à différents niveaux. En effet, le rectangle est d'abord divisé en 6 blocs de 50 × 50 m. Ceux-ci sont représentés en bleu sur les figures en annexe 10. Un deuxième niveau de division s'opère au sein de ces blocs. Chaque bloc de 50 × 50 m est scindé en quatre blocs égaux de 25 × 25 m, représentés en vert. Enfin, chacun de ces blocs est à son tour divisé en 4 blocs de 12,5 × 12,5 m. C'est au sein de chacune de ces zones de 12,5 × 12,5 m qu'un échantillon est prélevé de façon aléatoire.

1/1/1	1/1/2	1/2/1	1/2/2	2/1/1	2/1/2	2/2/1	2/2/2	3/1/1	3/1/2	3/2/1	3/2/2
1/1/4	1/1/3	1/2/4	1/2/3	2/1/4	2/1/3	2/2/4	2/2/3	3/1/4	3/1/3	3/2/4	3/2/3
1/4/1	1/4/2	1/3/1	1/3/2	2/4/1	2/4/2	2/3/1	2/3/2	3/4/1	3/4/2	3/3/1	3/3/2
1/4/4	1/4/3	1/3/4	1/3/3	2/4/4	2/4/3	2/3/4	2/3/3	3/4/4	3/4/3	3/3/4	3/3/3
6/1/1	6/1/2	6/2/1	6/2/2	5/1/1	5/1/2	5/2/1	5/2/2	4/1/1	4/1/2	4/2/1	4/2/2
6/1/4	6/1/3	6/2/4	6/2/3	5/1/4	5/1/3	5/2/4	5/2/3	4/1/4	4/1/3	4/2/4	4/2/3
6/4/1	6/4/2	6/3/1	6/3/2	5/4/1	5/4/2	5/3/1	5/3/2	4/4/1	4/4/2	4/3/1	4/3/2
6/4/4	6/4/3	6/3/4	6/3/3	5/4/4	5/4/3	5/3/4	5/3/3	4/4/4	4/4/3	4/3/4	4/3/3

Figure 16 - Numérotation des échantillons relative à la question 2, avec en rouge les mailles non échantillonnées.

L'ensemble des échantillons n'a pu être prélevé. Seules trois zones sur quatre au sein de chaque bloc de  $25 \times 25$  m ont été échantillonnées. Les zones non échantillonnées ont été définies de façon aléatoire et sont représentées en rouge sur la Figure 16. Au total, sur les 96 zones, seuls 72 échantillons sont prélevés. Ce choix est un compromis entre (i) la volonté d'avoir des mailles suffisamment petites pour représenter la variabilité pour de faibles gammes de distance et (ii) la nécessité d'avoir un nombre d'échantillons à analyser limité vu le temps imparti pour ce travail.

Il est à noter que les limites de la parcelle 2 ont été retravaillées pour cette étude car une partie de la parcelle possède une occupation du sol différente et ne peut donc être reprise dans cette étude. De plus, cette zone s'éloignait très fortement de l'endroit du maillage et l'extrapolation à cette zone n'avait donc plus lieu d'être. Ce découpage est illustré sur les cartes en annexe 10.

### 2.2.2. METHODE D'ÉCHANTILLONNAGE

Un échantillon est prélevé au sein de chaque maille de 12,5 m de côté, excepté les zones en rouge sur la Figure 16. L'échantillonnage est réalisé à l'aide d'une sonde tubulaire de type « gembloutoise » dans l'horizon de surface. Quatre prélèvements sont réalisés dans une zone de 1 m<sup>2</sup>, autour du point central localisé et repéré par une plaque en métal (annexe 11).

La zone de 1 m<sup>2</sup> doit être localisée précisément sur le terrain. Cette démarche est exécutée à l'aide d'un GPS. L'utilisation du GPS présente un certain nombre d'avantages en comparaison de la représentation physique du maillage sur le terrain. Le GPS est, en effet, facile d'utilisation, précis et rapide. Il présente surtout l'avantage de ne pas créer de dégâts aux cultures déjà en place au moment de l'échantillonnage. Cependant, le GPS doit être suffisamment précis pour pouvoir être utilisé dans ce type d'expérimentation. Le choix a ainsi été porté sur le GPS Leica 1200+ avec levé en mode RTK (Real Time Kinematic) (annexe 11). Cet appareil a la particularité d'être très précis (de l'ordre de 20 cm) et très facile d'utilisation.

Les deux parcelles ont été échantillonnées à quelques jours d'intervalle, les conditions étaient donc similaires.

Le choix de prélever 4 coups de sonde est lié à l'imprécision du GPS. En effet, ce dernier donne la localisation du point avec une précision d'une vingtaine de cm. Le fait de réaliser quatre coups de sonde permet de négliger cette imprécision car on ne sonde pas à un endroit précis mais dans une petite zone supposée homogène.

### 2.2.3. NUMÉROTATION DES ÉCHANTILLONS

Les différents échantillons prélevés doivent être numérotés de manière à les distinguer. La numérotation utilisée sera la suivante : 2/numéro de l'agriculteur/numéro du bloc de niveau 1/numéro du bloc de niveau 2/numéro du bloc de niveau 3 (§2.2.1. p.44). Cette numérotation est illustrée sur la Figure 16.

## 2.3. METHODES D'ANALYSE

Les échantillons prélevés lors du maillage systématique ont été analysés en laboratoire afin de déterminer le TSP (Matériels et méthodes - §4.1. p.33). Les paramètres édaphiques "de base" (COT, Nt, CEC, argile) ont, quant à eux, été prédits par SPIR.

Tableau 7 - Descriptif statistique des paramètres édaphiques des maillages systématiques.

		COT en %	Nt en %	Argile en %	CEC en cmol(+)/kg	Pox en mmol/kg	Alox en mmol/kg	Feox en mmol/kg	CFP en mmol/kg	TSP en %
<b>Parcelle 1</b>	Effectif	72	65	71	49	72	72	72	72	72
	Moyenne	1.3	0.13	9.6	13.1	24.5	22.9	46.7	37.9	64.7
	Écart-type	0.3	0.01	1.4	1.0	2.8	1.7	7.5	2.5	5.7
	CV (%)	23.1	9.1	14.8	7.9	11.6	7.4	16.0	6.5	8.8
	Minimum	0.5	0.10	6.0	11.3	19.6	19.5	33.4	32.6	54.2
	Maximum	1.9	0.16	12.9	15.3	32.4	26.4	62.2	43.1	80.6
	Applatissement (coefficient de Kurstosis)	0.60	0.63	0.08	-0.77	0.11	-0.80	-0.96	-0.66	-0.05
	Coefficient d'assymétrie	-0.66	0.67	0.05	0.11	0.57	-0.01	0.17	-0.02	0.66

		COT en %	Nt en %	Argile en %	CEC en cmol(+)/kg	Pox en mmol/kg	Alox en mmol/kg	Feox en mmol/kg	CFP en mmol/kg	TSP en %
<b>Parcelle 2</b>	Effectif	72	72	72	68	72	72	72	72	72
	Moyenne	1.3	0.11	14.1	13.5	12.3	23.2	40.5	31.8	38.6
	Écart-type	0.2	0.01	1.5	0.7	0.9	2.0	3.5	1.9	3.3
	CV (%)	13.7	9.0	10.6	5.1	7.5	8.7	8.6	6.0	8.5
	Minimum	0.7	0.08	9.3	12.2	10.1	19.4	34.3	28.5	32
	Maximum	1.8	0.13	16.7	15.0	14.1	27.5	51.3	37.9	45.6
	Applatissement (coefficient de Kurstosis)	1.41	0.37	1.67	-0.77	-0.52	-0.66	0.61	1.57	-0.48
	Coefficient d'assymétrie	-0.47	-0.03	-1.06	0.29	-0.11	0.03	0.69	0.92	0.18

## 2.4. ANALYSES STATISTIQUES

Le krigeage des données a été réalisé à l'aide du programme ArcGis 9.1. Celui-ci permet une modélisation du semi-variogramme suivie de l'interpolation proprement dite. Ce logiciel permet également l'observation des « trend analysis » permettant d'évaluer la dérive des données et de les corriger. En effet, le relief, par exemple, est un facteur de dérive, ce qui entraîne que la valeur attendue de la teneur en un élément n'est pas constante sur la totalité de la surface de la parcelle. En pratique, la dérive est modélisée sur base d'une interpolation polynomiale globale et soustraite des données brutes, de manière à analyser le variogramme par rapport aux résidus.

Le nombre de classes de distance ainsi que les valeurs de celles-ci ont dû être déterminés afin de paramétrer le krigeage. L'hypothèse d'un nombre minimum de 30 paires d'échantillons dans la plus petite des classes est généralement admise comme critère de choix des classes de distance. Ce paramètre est établi à l'aide du logiciel VarioWin et le résultat obtenu est une distance de 15 m. Lors du krigeage, il a donc été choisi d'utiliser 7 classes de 15 m. L'ensemble des paramètres choisis et des résultats du semi-variogramme sont indiqués dans le Tableau 8.

Au préalable, des tests ont été réalisés afin de percevoir la différence entre le modèle proposé par VarioWin et celui proposé par ArcGis suite à la suppression de la tendance. Il s'avère que les cartes de krigeage obtenues sont pratiquement similaires. Les différences sont minimales et le modèle proposé par ArcGis est donc acceptable. De même, l'effet du choix des classes de distance a été évalué en réalisant différentes cartes en fonction des distances. Il a été observé que les différences sont très faibles et que la portée varie au maximum de 4-5 m. Le résultat de ces tests a été la construction des cartes d'interpolation selon le krigeage ordinaire proposé par ArcGis en choisissant les classes de distance déterminées par VarioWin, soit 7 classes de 15 m.

Les résultats d'analyse des 72 échantillons ont été analysés statistiquement de manière à établir les statistiques descriptives et les matrices de corrélation.

## 3. RESULTATS ET DISCUSSION

### 3.1. STATISTIQUES DESCRIPTIVES

Les résultats des analyses des paramètres édaphiques (Tableau 7) peuvent varier fortement en fonction de la parcelle. En effet, des différences importantes de moyennes entre les deux parcelles sont observées pour certains paramètres ( $P_{ox}$  et TSP). Les paramètres caractérisant le type de sol (COT, Nt et CEC) sont, en général assez similaires. Les teneurs en  $Fe_{ox}$  et en  $Al_{ox}$  des deux parcelles sont également très proches et le rapport entre  $Fe_{ox}$  et  $Al_{ox}$  est quasiment identique. Dans les sols sableux du Nord de la Belgique, le rapport inverse est rencontré (LOOKMAN *et al.*, 1995). Par contre, la teneur en argile varie entre les 2 parcelles, du fait de la localisation des exploitations dans des contextes géographiques différents, malgré leur situation au sein de la même région agricole et dans un même type de sol. Les valeurs variant de 8 à 17% sont d'ailleurs caractéristiques des sols sur colluvions limoneux et cette variabilité n'a rien d'inhabituel.

Les paramètres liés à la problématique du P sont, quant à eux, discriminants de la parcelle et liés au mode de gestion phosphorée. En effet, la parcelle de l'agriculteur 1, dont la valeur du bilan phosphaté est assez élevée présente une teneur en  $P_{ox}$  plus importante que celle de l'agriculteur 2. Ces deux parcelles se distinguent donc principalement par les pratiques de fertilisation en P. De plus, les gammes de valeurs ne se croisent pas entre les deux exploitations. Nous avons donc bien affaire à deux modes de gestion tout à fait différents. Les paramètres du  $Fe_{ox}$ ,  $Al_{ox}$  et de la CFP

ont, par contre, des valeurs très proches dans les 2 parcelles, expliquées par un type de sol identique.

La variabilité des paramètres dépend également de la parcelle. Ainsi, la parcelle de l'agriculteur 1 possède un coefficient de variation supérieur pour une grande partie des paramètres. Toutefois, les coefficients de variation sont toujours inférieurs à 25%.

Le TSP possède un coefficient de variation de 8,5% pour les deux parcelles, ce qui est faible comparé à ce que l'on retrouve ailleurs (DE SMET *et al.*, 1996 ; LEINWEBER *et al.*, 1997 ; NOLIN *et al.*, non daté). LOOKMAN *et al.* (1995) ont observé un coefficient de variation pour le  $Fe_{ox}$  de 40-50%, alors que dans ce travail, les coefficients sont inférieurs à 20%. Les coefficients de variation des différents paramètres sont donc relativement faibles comparés à ceux que l'on peut retrouver dans la bibliographie. Cela est fonction du contexte géographique.

### 3.2. ETUDE DES PARAMETRES DE CORRELATION

L'analyse des corrélations a été menée sur les variables édaphiques de base et les variables caractérisant le TSP du sol.

Les matrices de corrélation ont été réalisées pour l'ensemble des échantillons mais également pour chacune des parcelles. Les coefficients de corrélation de Pearson sont donnés en annexe 12, de même que les p-value correspondantes. Les valeurs significatives ( $p\text{-value} \leq 0.05$ ) sont en gras.

Les observations découlant de ces trois matrices sont dépendantes de la population choisie. En effet, les conclusions varient en fonction de la parcelle étudiée. Cependant, certaines observations communes aux trois matrices peuvent être faites. Le TSP est ainsi corrélé avec le  $P_{ox}$  et le  $Fe_{ox}$ . Par contre, la corrélation du TSP avec l' $Al_{ox}$  n'est observée qu'au sein de la parcelle 1. La CFP est, quant à elle, corrélée avec le TSP dans la parcelle 2 mais pas dans la première.

De plus, construit sur base de deux paramètres, la CFP présente une corrélation avec ceux-ci, variant en fonction de la parcelle. Le rôle joué par le  $Fe_{ox}$  et l' $Al_{ox}$  sur le calcul du TSP dépend donc du contexte géographique. En fonction de la parcelle l'un ou l'autre de ces paramètres explique une part plus importante de la CFP.

Plusieurs paramètres édaphiques "de base" sont corrélés avec le  $P_{ox}$  pour l'ensemble des échantillons. C'est, par exemple, le cas de l'azote total et du COT, mais les coefficients de corrélation sont généralement assez faibles. Le TSP est, quant à lui, corrélé de façon très hautement significative avec l'Nt, la teneur en argile et le rapport C/N. Les sols présentant des teneurs importantes en argile ont un faible TSP car les oxydes de fer sont liés avec l'argile, ce qui augmente la CFP. De plus, les sols contenant des quantités importantes d'Nt présentent un TSP élevé car l'Nt est un indice de la gestion des intrants par l'agriculteur. Il est, en général, assez difficile d'obtenir une bonne corrélation entre les paramètres liés à l'évaluation du TSP et les paramètres édaphiques "de base".

LOOKMAN *et al.* (1995) avaient pu mettre en évidence une corrélation entre l' $Al_{ox}$  et le COT qui n'a absolument pas été observée ici. Il en est de même entre la CFP et le COT.

En résumé, les relations les plus significatives au niveau de tous les échantillons sont celles corrélant le TSP avec le  $P_{ox}$ , la CFP et le  $Fe_{ox}$ , ce dont on pouvait s'attendre puisqu'ils interviennent tous les trois dans le calcul du TSP. Un sol avec des teneurs en  $Fe_{ox}$  plus élevées présente une CFP plus élevée et un TSP plus faible. Le TSP est également très fortement corrélé avec l'Nt et le pourcentage d'argile. De même, comme attendu, des corrélations très hautement significatives sont présentes entre le rapport C/N et le COT, de même qu'avec l'Nt.

### 3.3. ETUDE DE LA DISTRIBUTION SPATIALE DES PARAMETRES

La cartographie par interpolation permet d'obtenir une vision globale des distributions des différents paramètres étudiés et d'analyser les relations entre ces paramètres. Ces cartes sont présentes à la fin du présent chapitre.

Il est à noter que l'interpolation donne une idée des distributions sur l'entièreté des parcelles, or les prélèvements ont été limités dans une zone de 1,5 ha, représentée par les points d'échantillonnage. Les résultats du krigeage à l'extérieur de cette zone correspondent à une extrapolation dont les résultats sont moins fiables. Les teneurs des bordures de parcelle sont donc à prendre avec précaution.

#### 3.3.1. PARCELLE 15 DE L'AGRICULTEUR 1

La distribution du COT est assez aléatoire tandis que celle de la teneur en azote présente une légère structure. Les valeurs les plus élevées sont observées dans la partie nord de la parcelle. La capacité d'échange cationique, quant à elle, présente des valeurs très supérieures dans la partie sud de la parcelle mais un gradient évolutif n'est pas visible. En effet, l'évolution entre ces deux zones de teneur très différentes est assez brusque. Par contre, le pourcentage d'argile ne montre aucune structure spatiale à l'échelle de cette parcelle.

Par ailleurs, les distributions des paramètres liés au phosphore présentent une certaine corrélation entre elles. Le  $P_{ox}$  présente un gradient bien net, avec des teneurs plus élevées dans le nord-est de la parcelle, située légèrement en contrebas (zone d'accumulation des sédiments érodés) et présentant un sol avec un plus mauvais drainage. Ce paramètre n'est pas lié à la distribution du COT et de la CEC. Apporté *a priori* de façon homogène sur la parcelle, le P peut éventuellement être en partie lessivé et entraîné. Cependant, les formes de P extraites par la méthode analytique peuvent également jouer sur cette distribution. Le Fe est, en effet, présent en quantité plus importante dans la partie est de la parcelle, ce qui peut expliquer une présence importante de formes de P liées au Fe. Ce dernier paramètre est également plus abondamment présent dans le sol de type Adp que dans le sol Acp(c). La distribution de la CFP, quant à elle, correspond à la moyenne des distributions du  $Fe_{ox}$  et de  $Al_{ox}$ . Les valeurs les plus élevées de la CFP sont observées dans la partie est de la parcelle, où des teneurs élevées en  $Fe_{ox}$  sont observées, et cette zone de forte CFP s'étend vers le centre de la parcelle, où les teneurs en  $Al_{ox}$  sont plus importantes.

La combinaison des cartes du  $P_{ox}$  et de la CFP permet de comprendre la distribution du TSP. Réparti de façon non aléatoire sur la parcelle, le TSP présente des valeurs plus élevées dans la partie nord-est, de même qu'à l'ouest. Ces teneurs sont principalement expliquées par le  $P_{ox}$ . En effet, les allures des cartes du  $P_{ox}$  et du TSP sont relativement similaires, excepté les teneurs plus élevées du TSP dans le coin ouest de la parcelle. Cette zone est due à une teneur en  $P_{ox}$  moyenne et à une CFP très faible.

#### 3.3.2. PARCELLE 13 DE L'AGRICULTEUR 2

Dans le cas de cette parcelle, les distributions du COT et de la teneur en argile sont relativement proches. Les teneurs les plus élevées sont, dans les deux cas, présentes dans la partie nord-est de la parcelle. Un gradient NE-SO est donc repérable, principalement pour la teneur en argile, car le COT, contrairement à l'argile, présente également une zone de teneurs élevées dans le coin ouest. La CEC présente une structure différente. La parcelle présente une zone traversant l'ensemble de la parcelle avec des teneurs en CEC beaucoup plus faibles que les bords de la parcelle. Cette zonation correspond à des dépôts de colluvions dus à la situation de cette zone dans une très légère cuvette. Cette différenciation au sein de la parcelle est donc liée à la fois au type de sol et au relief. L'azote, pour sa part, ne présente pas de structure spatiale.



Tableau 8 - Paramètres des semi-variogrammes selon ArcGis.

Parcelles	Paramètres	Modèle	Nugget (C0)	Range	Sill ( C )	C/(C+C0)	lag spacing (m)	Number of lags	Order of Trend Removal
Parcelle 1	COT	sphérique	0.08	124.24	0.00	0.00	15	7	second
	Nt	sphérique	0.00	100.24	0.00	0.99	15	7	second
	Argile	sphérique	2.44	104.46	1.27	0.34	15	7	-
	CEC	sphérique	0.66	100.24	0.00	0.00	15	7	second
	Pox	sphérique	1.45	103.22	0.84	0.37	15	7	second
	Feox	sphérique	44.31	100.24	0.00	0.00	15	7	second
	Alox	sphérique	0.73	23.74	1.12	0.61	15	7	second
	CFP	sphérique	1.48	24.27	1.16	0.44	15	7	second
TSP	sphérique	12.43	75.50	2.69	0.18	15	7	second	
Parcelle 2	COT	sphérique	0.03	104.26	0.00	0.11	15	7	second
	Nt	sphérique	0.00	104.46	0.00	0.11	15	7	second
	Argile	sphérique	1.71	100.24	0.00	0.00	15	7	second
	CEC	sphérique	10.27	104.46	0.00	0.00	15	7	first
	Pox	sphérique	0.37	23.72	0.29	0.43	15	7	second
	Feox	sphérique	2.97	25.32	4.62	0.61	15	7	second
	Alox	sphérique	2.79	104.46	0.40	0.13	15	7	first
	CFP	sphérique	1.42	33.59	1.51	0.52	15	7	second
TSP	sphérique	5.90	104.26	0.70	0.11	15	7	second	

Avec

*Nugget* : effet pépité,

*Range* : portée,

*Sill* : palier,

*Lag spacing* : distance entre les classes,

*Number of lags* : nombre de classes,

*Order of Trend Removal* : ordre du polynôme modélisant la dérive lors de la suppression de la tendance.

La structure spatiale observée pour la CEC est également visible dans la cartographie du  $P_{ox}$ . Ces paramètres sont donc soit liés, soit expliqués par les mêmes caractéristiques du sol et du relief.

Les distributions du  $Fe_{ox}$  et de l' $Al_{ox}$  sont, quant à elles, opposées. Le sud de la parcelle présentant des teneurs en  $Fe_{ox}$  élevées correspond aux teneurs en  $Al_{ox}$  les plus faibles, et inversement pour le nord. La distribution du  $Fe_{ox}$  peut être expliquée par la distribution du pourcentage d'argile. Les teneurs en argile élevées correspondent à des teneurs en  $Fe_{ox}$  faibles, et inversement.

La CFP correspond à la moyenne des teneurs en  $Fe_{ox}$  et en  $Al_{ox}$ , paramètres de distribution opposée dans le cas de cette parcelle. Le  $Fe_{ox}$  est plus discriminant dans l'étude de la CFP de cette parcelle que l' $Al_{ox}$  car la distribution de la CFP est très proche de celle du  $Fe_{ox}$ . Les teneurs en  $Fe_{ox}$  sont, en effet, beaucoup plus élevées que celle de l' $Al_{ox}$ . Le TSP est, quant à lui, construit sur base du  $P_{ox}$  et de la CFP. Le gradient observé pour le  $P_{ox}$  se retrouve dans la carte du TSP. Par conséquent, ce  $P_{ox}$  est l'élément discriminant dans la distribution du TSP de cette parcelle, tandis que la CFP n'a eu comme effet que de diminuer légèrement les valeurs du TSP dans la partie sud de la parcelle.

### 3.3.3. CONCLUSIONS DE L'ANALYSE DES DEUX PARCELLES

De nombreuses observations communes aux deux parcelles ont pu être mises en évidence sur base de l'interpolation des différents paramètres édaphiques.

La distribution du TSP est ainsi principalement expliquée par celle du  $P_{ox}$ , la CFP n'influençant, en effet, qu'assez peu la distribution du TSP. De même, présentant des teneurs plus élevées que l' $Al_{ox}$ , le  $Fe_{ox}$  joue un rôle plus important dans la distribution de la CFP. Les distributions en  $Al_{ox}$  et en  $Fe_{ox}$  ne sont, par contre, pas liées entre elles. Le gradient peut, en effet, être similaire comme c'est le cas dans la parcelle 1 ou être opposé.

Les paramètres tels le COT, la teneur en azote total et en argile ou encore la CEC n'expliquent pas systématiquement la situation du P dans le sol. En effet, le comportement de ces paramètres est à mettre en évidence au cas par cas, en fonction des situations. La teneur en argile est, par exemple, structurée spatialement dans la parcelle 2 mais pas dans la première.

Par contre, les distributions sont souvent influencées par la topographie de la parcelle, par le type de sol et le drainage naturel qui en découle.

## 3.4. ETUDE DES SEMI-VARIOGRAMMES

Les paramètres de modélisation des semi-variogrammes, déterminés à l'aide du logiciel ArcGis 9.1, sont présentés dans le Tableau 8.

Les paramètres de modélisation sont fonction de la parcelle étudiée. En effet, d'importantes différences peuvent être observées entre les deux parcelles.

Les portées (*range*), représentant la distance à partir de laquelle les résultats ne sont plus autocorrélés entre eux, sont très importantes (supérieures à 100 m) pour une grande partie des paramètres. Les paramètres liés au TSP ont des portées variables en fonction de la parcelle, comme c'est le cas du  $P_{ox}$ , du  $Fe_{ox}$  et de l' $Al_{ox}$ . Par contre, la portée de la CFP est faible pour les deux parcelles car liée au Fe et à l'Al dont une des deux valeurs présente une portée faible. Le TSP a, par contre, une portée relativement élevée, comparable à celle déterminée par LOOKMAN *et al.* (1996).

Les portées importantes induisent la réalisation d'un seul échantillon par parcelle, ce qui n'est pas réalisable en pratique. Il est donc impossible de tenir compte de la corrélation spatiale des échantillons. Ces grandes portées sont dues à des processus naturels comme le type de sol ou les axes de drainage. Ces facteurs de variation spatiale sont difficiles à prendre en compte sur le terrain.

Tableau 9 - Comparaison des coefficients de variation des échantillons composites réalisés sur une même parcelle et des cartes de krigeage par rapport au composite.

Parcelles	Paramètres	CV entre les composites (%)	CV entre la moyenne du krigeage et celle du composite (%)
Parcelle 1	COT	10.2	9.6
	Nt	2.0	5.3
	Argile	3.2	8.6
	CEC	1.6	7.4
	Pox	1.4	4.9
	Feox	11.2	3.8
	Alox	7.7	2.0
	CFP	10.1	2.5
	TSP	11.7	7.6
Parcelle 2 *	COT	7.5	2.8
	Nt	19.3	9.5
	Argile	4.3	6.8
	CEC	2.1	5.7
	Pox	18.1	2.4
	Feox	6.7	1.6
	Alox	19.6	6.9
	CFP	11.2	1.1
	TSP	6.7	2.0

\* Les deux composites servant à la comparaison correspondent à une autre parcelle du même agriculteur.

L'effet pépite (*nugget*) représente la variabilité spatiale sur des distances inférieures au pas le plus petit ainsi que les erreurs de mesure. Cette mesure présente principalement un intérêt lorsqu'il intervient dans le rapport  $C/C+C_0$  représentant la part de la variance prise en charge par le modèle. Pour plusieurs paramètres, ce rapport est nul car aucune structure spatiale n'est mise en évidence par le semi-variogramme.

Certains histogrammes comme le  $Fe_{ox}$  ou le COT de la parcelle 1 présentent une droite horizontale et indiquent qu'il n'y a pas de structure spatiale ou que la variabilité inférieure au pas est très importante. Le paramètre  $P_{ox}$  est par contre non borné. Le variogramme devrait donc être réalisé sur des distances plus importantes si l'on veut connaître la portée de ce paramètre.

Les résultats obtenus correspondent bien avec ceux que l'on peut retrouver dans la littérature (DE SMET *et al.*, 1996 ; LEINWEBER *et al.*, 1997) mais sont cependant assez difficiles à extrapoler.

### **3.5. COMPARAISON DES RESULTATS DE L'INTERPOLATION ET DE L'ECHANTILLONNAGE COMPOSITE REALISE SUR LES DEUX PARCELLES**

Afin d'évaluer la nécessité de tenir compte de l'autocorrélation spatiale, les résultats obtenus par krigeage ont été comparés à ceux des échantillons composites de ces mêmes parcelles (Tableau 9). Sur plusieurs parcelles (parcelle 15 de l'agriculteur 1 et parcelle 3 de l'agriculteur 2), deux échantillons composites ont été réalisés et peuvent donc être comparés entre eux afin de déterminer la variation attribuable à l'échantillonnage. En comparant la variabilité de la moyenne issue du krigeage et celle obtenue par l'échantillonnage composite, c'est-à-dire la variabilité due à la corrélation spatiale des échantillons avec la variabilité entre les deux composites (variabilité due à l'échantillonnage), l'intérêt de réaliser un krigeage peut être mis en évidence. Dans le cas de l'agriculteur 1, la parcelle ayant subi un double échantillonnage correspond à celle sur laquelle le maillage systématique a été réalisé. Ce n'est par contre pas le cas de la seconde parcelle où les échantillons composites correspondent à ceux d'une autre parcelle. Les conclusions doivent donc être principalement établies sur base de la parcelle 1. Les résultats de la parcelle 2 étant là à titre d'information.

Lorsque pour un paramètre, le coefficient de variation entre la moyenne tenant compte du krigeage et la moyenne des points dépendants spatialement s'avère plus élevé que celui entre les moyennes des deux échantillons composites, l'étude du semi-variogramme et la prise en compte des distances d'échantillonnage de sondage présente un intérêt. En effet, dans ce cas, la variabilité due à la dépendance des échantillons est supérieure à la variabilité de l'échantillonnage. Ce cas n'est que très peu rencontré. Les coefficients de variation sont généralement du même ordre de grandeur.

La différence due à la corrélation spatiale est pour tous les paramètres inférieure à 10%, ce qui est acceptable. Il n'est donc pas nécessaire de tenir compte de cette dépendance spatiale pour estimer une moyenne parcellaire ou réaliser un échantillon composite.

### **3.6. DETERMINATION DU NOMBRE D'ECHANTILLONS A PRELEVER PAR PARCELLE**

Le nombre optimal d'échantillons à collecter dépend de la variabilité du paramètre, du niveau de précision et de l'intervalle de confiance désirés. Le coût des analyses intervient également dans le choix du nombre d'échantillons à prélever, de même que la disponibilité des laboratoires (MULLA et MCBARTNEY, 2000). Ces derniers paramètres ne seront pas pris en compte dans cette étude.

Tableau 10 - Nombre d'échantillons en fonction de l'erreur relative dans le cas de la parcelle 1.

Erreur relative en %	TSP	Pox	COT	Nt
5%	61	103	409	64
10%	30	52	205	32
20%	15	26	102	16
30%	10	17	68	11

Tableau 11 - Nombre d'échantillons en fonction de l'erreur relative dans le cas de la parcelle 2.

Erreur relative en %	TSP	Pox	COT	Nt
5%	55	43	144	62
10%	28	22	72	31
20%	14	11	36	16
30%	9	7	24	10

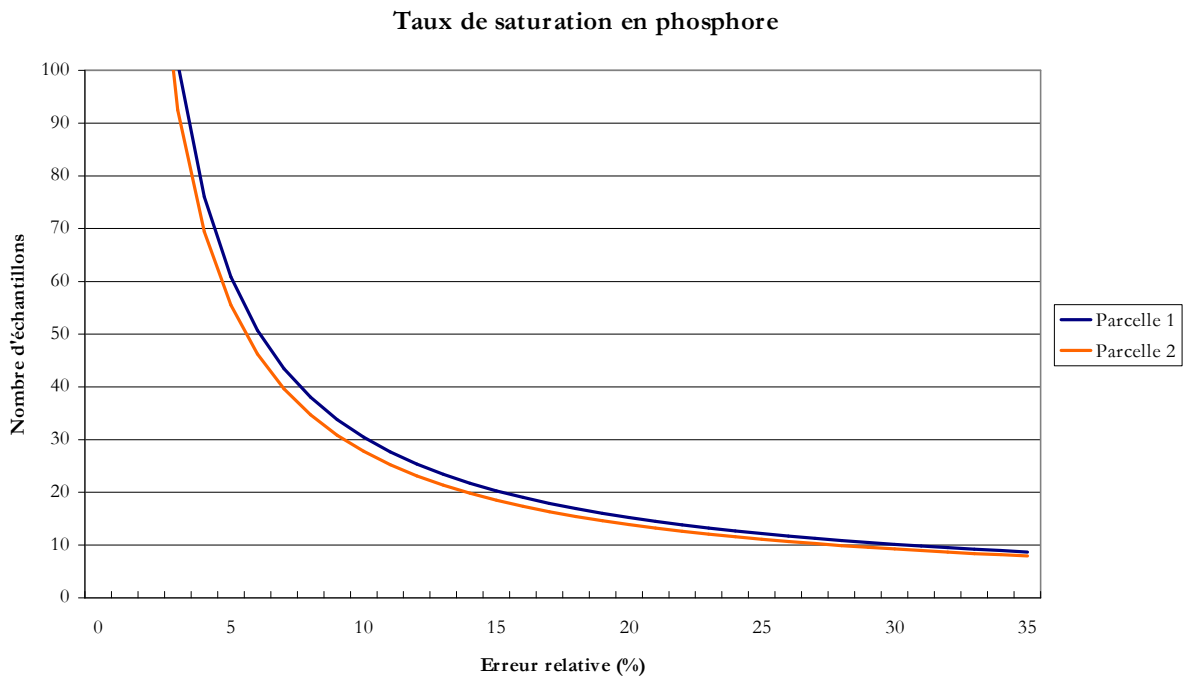


Figure 17 - Graphique représentant le nombre d'échantillons en fonction de l'erreur relative acceptée pour les deux parcelles.

Quand les échantillons sont considérés comme normaux et indépendants, la formule suivante peut être utilisée pour déterminer le nombre d'échantillons à prélever ( $n$ ) (DAGNELIE, 1973 ; ARROUAYS *et al.*, 1997).

$$n = \frac{(t^2 CV^2)}{e^2} \quad \text{où } t = \text{valeur du t de Student pour un intervalle de confiance défini (95\%)}$$

CV = coefficient de variation estimé de la population  
e = erreur relative d'estimation de la moyenne  
n = nombre d'échantillons à prélever

Les graphiques du nombre d'échantillons à prélever en fonction de la marge d'erreur acceptée sont présentés à la Figure 17 et en annexe 13.

Le nombre d'échantillons à prélever pour une précision donnée est fonction de la parcelle et du paramètre (Tableau 10 et Tableau 11). Certains paramètres, comme le COT, sont en effet très variables et un nombre important d'échantillons est nécessaire pour obtenir une bonne précision. En ce qui concerne le TSP, un nombre d'échantillons de 20, comme cela a été réalisé dans cette étude, permet d'atteindre une précision de l'ordre de 14%, ce qui est acceptable. Le  $P_{ox}$  nécessite un nombre d'échantillons relativement similaire. Cela démontre que l'échantillonnage réalisé dans ce travail est correct et que les résultats sont donc acceptables.

## 4. CONCLUSION

L'étude des distributions spatiales obtenues par interpolation permet de comprendre la distribution des différents paramètres au sein des parcelles et les facteurs explicatifs. Le TSP est ainsi principalement lié au paramètre  $P_{ox}$  expliqué par le mode de gestion phosphatée et la topographie. Les observations réalisées sont assez difficiles à généraliser car elles sont fonction de la parcelle.

Les résultats ont permis la détermination du nombre d'échantillons à prélever par parcelle. Une précision de l'ordre de 10 à 20% est atteinte dans le cas d'une réalisation de 20 échantillons, comme ce fut le cas pour ce travail. D'autres paramètres comme le COT présente une variabilité beaucoup plus importante.

Enfin, la prise en compte de la variabilité spatiale et de l'autocorrélation entre les points de prélèvement est difficile à cause des portées généralement très importantes et donc difficiles à respecter. L'étude comparant les résultats du krigeage à ceux des échantillons composites à l'échelle de la parcelle tend à montrer que cette prise en compte ne serait toutefois pas indispensable.

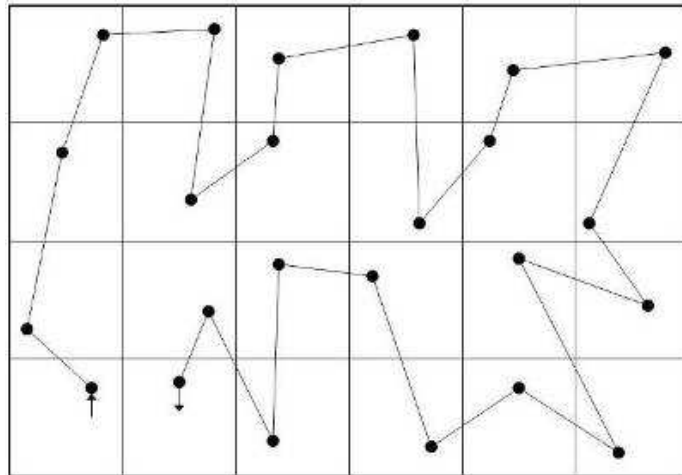


Figure 18 - Méthode d'échantillonnage en zigzag (d'après ISO 10381 in ISSEP, 2006).

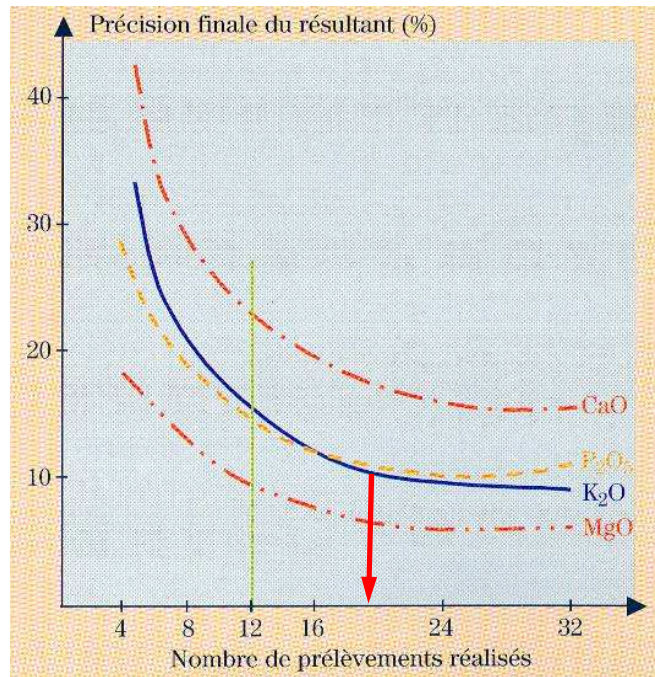


Figure 19 - Précision du résultat en fonction du nombre de prélèvements élémentaires (BEAUX et PLET in SCHVARTZ *et al.*, 2005).

# **QUESTION 3 : ETUDE DE LA VARIABILITE TEMPORELLE DU TAUX DE SATURATION EN PHOSPHORE**

L'étude du taux de saturation en phosphore dans les sols agricoles ne peut être abordée sans comprendre l'évolution de ce paramètre en fonction des années et des modes de gestion mis en place. Cette étude d'une éventuelle évolution temporelle a pour objectif de percevoir les effets sur le TSP et les propriétés du sol de différents apports de phosphore, ainsi que la rapidité avec laquelle ces paramètres peuvent évoluer.

Cette étude de la variabilité temporelle du TSP fut possible grâce à la présence d'échantillons de sol issus des parcelles du Survey Surfaces Agricoles en 2004. Des échantillons ont été prélevés en 2008 selon les mêmes modalités afin de permettre des comparaisons à 4 ans d'intervalle.

## **1. MATERIELS ET METHODES**

---

### **1.1. PARCELLES A ECHANTILLONNER**

Dans le cadre de l'étude de la variabilité temporelle, cinq exploitations ont été échantillonnées. Les parcelles de l'agriculteur 6 n'ont pu être analysées puisque aucun échantillon historique n'est disponible, cet agriculteur ne faisant pas partie du réseau Survey Surfaces Agricoles en 2004. L'étude a donc été réalisée sur 20 parcelles agricoles.

Les conditions d'échantillonnage entre 2004 et 2008 sont assez semblables, malgré des périodes de l'année différentes. En 2004, les échantillons ont été prélevés en novembre et décembre tandis qu'en 2008, ces prélèvements ont été réalisés en mars. Il faisait froid et très humide durant le mois de mars 2008, à l'instar de l'hiver 2004. Ce mois a d'ailleurs été considéré le mois le plus pluvieux jamais enregistré. Les données peuvent donc *a priori* être comparées entre elles.

### **1.2. METHODE D'ECHANTILLONNAGE**

L'étude de l'évolution temporelle du TSP nécessite la réalisation d'un échantillon composite à l'échelle de la parcelle, de manière à avoir des conditions d'échantillonnage similaires à celles de 2004. Afin de représenter au mieux la diversité des sols présents sur la parcelle et d'éviter de négliger certaines zones, nous avons opté pour la méthode d'échantillonnage en zigzag (Figure 18) (d'après ISO 10381) qui correspond à un échantillonnage aléatoire stratifié. Cette méthode a l'avantage d'éviter une erreur systématique due à l'échantillonnage dans le sens du labour, par exemple, d'être adaptée à n'importe quelle parcelle, de ne pas imposer de distance fixe et d'être relativement rapide. (ISSEP, 2006) De plus, elle a l'avantage de représenter chaque type de sol selon sa superficie relative.

Le nombre d'échantillons à prélever sur une parcelle est de vingt. Ce nombre n'a pas été choisi au hasard. Il est issu de différentes études montrant qu'il était inutile d'augmenter indéfiniment le nombre de prélèvements, cela obligeant par la suite de réduire l'échantillon composite (SCHVARTZ *et al.*, 2005). Lorsque nous observons le graphique de la précision du résultat d'analyse en fonction du nombre de prélèvements élémentaires (Figure 19), nous pouvons constater que la précision maximale pour  $P_2O_5$  est obtenue avec un nombre de prélèvements proche de vingt pour une taille maximale de 3 ha.



Sur le terrain, une attention particulière est portée à ne pas prélever les points de manière alignée afin d'éviter, par exemple, d'échantillonner dans une ligne d'épandage. Il est également important d'éviter les endroits particuliers, telles les bordures de champ ou encore les zones de stockage temporaire des effluents.

Ces 20 prélèvements ont été réalisés à la sonde tubulaire sur une profondeur de 30 cm, correspondant à l'horizon de culture.

### **1.3. METHODES D'ANALYSE**

Le TSP a été déterminé en laboratoire sur l'ensemble des échantillons prélevés en 2004 et 2008. Il en est de même pour le  $P_{\text{dispo}}$ . La SPIR a également permis la prédiction du COT, Nt, CEC et de l'argile pour les échantillons de 2008, les échantillons de 2004 ayant déjà été préalablement passés à la SPIR.

### **1.4. ANALYSES STATISTIQUES**

Les résultats analytiques concernant le TSP et les paramètres associés ( $P_{\text{ox}}$ ,  $Fe_{\text{ox}}$ ,  $Al_{\text{ox}}$  et CFP) ont été analysés à l'aide du logiciel MINITAB 15.

Les différences entre les modes de gestion et les agriculteurs ont été mises en évidence grâce à une analyse de la variance hiérarchisée à deux critères de classification (modes de gestion et agriculteurs) selon le modèle GLM. Cette analyse a été réalisée sur les différences entre les années 2008 et 2004. Le facteur parcelle est utilisé comme résidu lors de cette étude de la variance car aucune répétition n'a été réalisée.

Les populations sont supposées avoir une distribution normale et les tests d'égalité des variances ont été réalisés en utilisant le test de Bartlett ( $\alpha=0,05$ ). Tous les paramètres se sont avérés respecter ces conditions.

Un test de conformité des moyennes a été réalisé afin de mettre en évidence des différences significatives par rapport à 0. Pour cela un intervalle de confiance de 95% a été calculé. Lorsque celui-ci ne comprend pas la valeur 0, cela signifie que la différence entre les deux années est significative, soit positive, soit négative en fonction de la moyenne. Ces intervalles de confiance sont illustrés en annexe 15.

## 2. RESULTATS ET DISCUSSION

Tableau 12 - Résultats de laboratoire des échantillons composites.

Agriculteur	Parcelle	Pox en mmol/kg		Alox en mmol/kg		Feox en mmol/kg		CFP en mmol/kg		TSP en %		P disponible en mg/100g	
		2004	2008	2004	2008	2004	2008	2004	2008	2004	2008	2004	2008
1	5	21.5	23.9	20.9	19.7	42.2	38.9	31.5	29.3	68.1	81.6	36.5	37.3
1	10	18.6	19.8	21.9	20.8	45.2	45.0	33.6	32.9	55.4	60.1	27.0	29.4
1	15	24.8	25.1	22.9	22.1	51.7	52.3	37.3	37.2	66.4	67.9	36.0	35.7
1	17	20.0	17.3	26.0	23.0	53.6	47.0	39.8	35.0	50.3	49.5	21.9	19.4
2	3	12.1	17.2	28.8	26.4	48.3	45.5	38.5	36.0	31.4	47.6	5.7	7.9
2	7	14.4	15.2	25.2	19.0	30.1	32.6	27.7	25.8	52.1	59.0	7.9	7.5
2	13	11.7	12.9	25.3	21.4	42.9	40.4	34.1	30.9	34.3	41.7	8.0	9.0
2	14	14.6	13.4	31.8	33.4	60.5	64.5	46.1	48.9	31.7	27.3	10.3	8.3
3	11	11.0	14.5	41.8	36.5	55.1	44.2	48.4	40.3	22.8	35.9	4.7	7.5
3	15	11.7	13.6	39.6	34.1	54.3	50.7	47.0	42.4	24.9	32.0	6.0	7.4
3	20	10.6	10.9	33.9	35.4	55.2	51.4	44.5	43.4	23.9	25.1	6.3	5.4
3	22	16.6	16.8	27.9	30.1	48.0	52.2	37.9	41.2	43.9	40.7	15.9	14.1
4	1	8.4	15.0	28.4	30.8	30.4	32.7	29.4	31.8	28.5	47.3	6.5	11.1
4	11	11.9	16.0	35.5	33.8	49.0	47.1	42.2	40.4	28.1	39.5	8.9	9.7
4	27	8.0	14.6	33.0	37.5	37.9	38.3	35.5	37.9	22.5	38.6	4.8	9.1
4	28	12.3	17.8	34.5	32.6	50.4	47.6	42.4	40.2	28.9	44.4	8.9	14.0
5	34	10.3	12.7	31.0	23.7	42.2	43.7	36.6	33.4	28.2	37.9	7.8	12.7
5	43	16.1	15.9	29.7	23.7	43.4	41.5	36.5	32.6	44.2	48.8	18.8	17.2
5	45	11.2	12.5	33.0	24.8	39.8	37.6	36.4	31.2	30.7	40.2	8.7	11.4
5	51	13.2	13.8	33.6	27.9	40.9	39.9	37.3	33.9	35.3	40.9	11.9	12.5

Tableau 13 - Résultats des paramètres prédits par SPIR pour les échantillons composites.

Agriculteur	Parcelle	COT (%)		NT (%)		CEC (cmol(+)/kg)		C/N		pH H2O		pH KCl	
		2004	2008	2004	2008	2004	2008	2004	2008	2004	2008	2004	2008
1	5	1.3	1.4	0.14	0.13	11.6	10.5	9.1	10.5	7.5	7.6	7.2	7.2
1	10	1.2	1.3	0.14	0.14	11.6	11.6	8.3	9.1	7.8	7.9	7.6	7.4
1	15	1.4	1.3	0.14	0.14	13.1	11.5	10.3	8.9	7.4	7.8	7.2	7.3
1	17	1.4	1.4	0.13	0.14	10.5	13.1	10.5	10.3	7.1	7.2	6.7	7.3
2	3	1.4	1.5	0.09	0.11	13.4	13.6	15.8	13.6	6.2	-	5.2	-
2	7	2.6	2.6	0.09	0.09	8.0	8.0	28.4	28.4	6.5	-	5.6	-
2	13	1.3	1.3	0.09	0.09	12.7	12.7	14.8	14.8	6.5	-	5.8	-
2	14	1.3	1.3	0.09	0.09	12.5	12.5	14.6	14.6	7	-	6.3	-
3	11	1.7	1.7	0.17	0.17	14.5	14.5	9.8	9.8	7.3	7.4	6.5	6.9
3	15	1.2	1.2	0.13	0.13	15.2	15.2	8.8	8.8	7.6	7.8	7.1	7.5
3	20	1.1	1.1	0.11	0.11	13.4	13.4	10.1	10.1	7.9	7.8	7.3	7.3
3	22	1.4	1.4	0.13	0.13	13.4	13.4	10.6	10.6	7.6	7.6	7.2	7
4	1	1.4	1.4	0.13	0.14	10.8	11.8	10.8	10.0	7.2	-	6.5	-
4	11	1.3	1.3	0.13	0.11	11.5	13.1	10.2	12.0	7.8	-	7.5	-
4	27	1.3	1.4	0.11	0.13	13.1	10.8	12.0	10.8	7.8	-	7.4	-
4	28	1.4	1.4	0.14	0.13	11.8	12.0	10.0	10.5	7.8	-	7.5	-
5	34	1.4	1.3	0.13	0.14	11.8	11.4	10.6	9.5	7.7	-	7.2	-
5	43	1.2	1.2	0.13	0.13	12.1	12.1	9.0	9.0	7.8	-	7.4	-
5	45	1.3	1.3	0.14	0.14	12.3	12.3	9.1	9.1	7.8	-	7.3	-
5	51	1.2	1.2	0.15	0.15	13.0	13.0	7.9	7.9	7.7	-	7.3	-

## 2.1. CARACTERISATION DES PARAMETRES EDAPHIQUES EN FONCTION DES AGRICULTEURS

L'analyse statistique des différents paramètres permet de mettre en évidence des différences significatives entre les agriculteurs (annexe 16).

Ainsi, les quantités de phosphore dans le sol sont mises en évidence par deux paramètres : le  $P_{ox}$  et le  $P_{dispo}$ . L'étude du  $P_{ox}$  montre des différences significatives ( $p=0,016$ ) entre les agriculteurs. Ce paramètre est en effet lié au mode de gestion mis en place au sein de chaque exploitation. Certaines exploitations présentent des teneurs en P supérieures à d'autres. C'est, par exemple, le cas de l'exploitation 1 qui sort du lot avec des teneurs en  $P_{ox}$  et  $P_{dispo}$  largement supérieures aux autres exploitations. Celles-ci peuvent être expliquées par un bilan phosphaté très élevé. Deux agriculteurs (2 et 3) présentent par contre des teneurs inférieures.

Les teneurs en  $Al_{ox}$  s'inscrivent en 2008 de 19 à 37,5 mmol/kg alors que celles en  $Fe_{ox}$  varient de 32,6 à 64,5 mmol/kg. Par ailleurs, des différences significatives de teneur en  $Al_{ox}$  entre les agriculteurs sont mises en évidence lors de l'analyse de la variance (annexe 16) et s'observent sur les graphiques en annexe 14. Les teneurs en  $Al_{ox}$  sont plus élevées chez les agriculteurs 3 et 4 dont les exploitations sont toutes deux situées en Condroz. La localisation semble donc influencer les teneurs en  $Al_{ox}$ . L'étude du  $Fe_{ox}$ , par contre, ne montre pas de différence significative entre les agriculteurs. La variabilité du  $Fe_{ox}$  au sein des exploitations est d'ailleurs plus élevée que celle de l' $Al_{ox}$ , plus stable au sein d'une exploitation.

Les graphiques de la **CFP** (annexe 15) permettent d'observer une valeur supérieure pour l'exploitation 3 mais aucune différence significative n'a pu être mise en évidence. Cette valeur est due à la localisation de l'exploitation dans le Condroz, région où la teneur en  $Al_{ox}$  est plus élevée.

Les teneurs du **TSP** en 2008 s'inscrivent de 25,1% à 81,6% avec une valeur moyenne de 65%. Cette très grande variabilité est principalement due à l'exploitation 1 dont les teneurs sont largement supérieures à celles des autres agriculteurs. Celles-ci sont dues à des apports de P organique très importants.

Enfin, les valeurs obtenues lors de ce travail sont plus élevées que celles obtenues dans le cadre de SATUPHOS (2008). Sachant que DE SMET *et al.* (1996) considère qu'un TSP supérieur à 24% engendre des risques environnementaux plus importants, toutes les parcelles ont donc des TSP trop élevés. La situation dans les sols agricoles wallons présente donc des TSP assez élevés. Cependant, cela est à nuancer par le contexte géographique différent de celui de DE SMET *et al.* (1996).

## 2.2. ETUDE DE L'EVOLUTION DES PARAMETRES EDAPHIQUES

L'étude des résultats de la caractérisation édaphique des parcelles permet d'observer une stabilité au fil du temps. En effet, des paramètres tels le COT, l'Nt, le rapport C/N ou encore la CEC ne varient que très peu au cours des années, sauf exception. Cela s'explique par une stabilité de modes de gestion des parcelles entre 2004 et 2008.

Les paramètres liés à l'étude du phosphore sont, par contre, beaucoup plus variables au fil des années. Des tendances sont clairement marquées pour une partie de ces paramètres. Le

Tableau 14 au verso reprend l'ensemble des tendances et les valeurs moyennes de celles-ci pour les différents paramètres en fonction ou non des agriculteurs et des modes de gestion.

Tableau 14 - Tableau récapitulatif des tendances des différents paramètres liés au TSP entre 2004 et 2008 et des moyennes de ces tendances.

		P <sub>dispo</sub>	P <sub>ox</sub>	Al <sub>ox</sub>	Fe <sub>ox</sub>	CFP	TSP
Général		↗ + 1,2 mg/100g	↗ + 2 mmol/kg	*	*	*	↗ + 7,7 %
Modes de gestion	1	*	*	↘ - 4,2 mmol/kg	*	↘ - 2,9 mmol/kg	↗ + 6 %
	2	*	*	*	*	*	*
	3	*	↗ + 3,6 mmol/kg	*	*	*	↗ + 11 %
Agriculteurs	1	*	*	*	*	*	*
	2	*	*	*	*	*	*
	3	*	*	*	*	*	*
	4	↗ + 5,7 mg/100g	↗ + 0,8 mmol/kg	*	*	*	↗ + 15,4 %
	5	*	*	↘ - 0,9 mmol/kg	*	↘ - 3,9 mmol/kg	↗ + 7,5 %

↗ Augmentation    ↘ Diminution    \* Pas de différence significative entre les 2 années

Globalement, les teneurs en  $P_{ox}$  et en  $P_{dispo}$  augmentent entre les années 2004 et 2008. Cette évolution n'est due qu'à la forte augmentation en  $P_{ox}$  et en  $P_{dispo}$  des parcelles de l'agriculteur 4 (respectivement +5,7 mg/100g et +0,8 mmol/kg). L'augmentation du  $P_{ox}$  se marque également dans le mode de gestion 3. Les teneurs ont donc augmenté de 20 à 40% en fonction des parcelles.

Ces différences sont beaucoup trop importantes pour être attribuables à une erreur analytique, sachant que l'écart-type de reproductibilité n'est que de 0,9. Cette très forte augmentation a lieu alors que les bilans phosphatés sont déficitaires.

Le  $P_{ox}$  est cependant plus discriminant en ce qui concerne l'évolution au fil des années, cette tendance étant plus importante chez le  $P_{ox}$ . Le  $P_{dispo}$  met par contre mieux en évidence les différences entre les agriculteurs.

Le  $Fe_{ox}$  et l' $Al_{ox}$  sont, quant à eux, liés à la fois au type de sol de la région et au mode de gestion appliqué par les agriculteurs. Ce dernier facteur engendre une diminution ou une augmentation des teneurs en  $Al_{ox}$ . De manière générale, une diminution de la teneur en  $Al_{ox}$  est observée au cours des 4 ans. Celle-ci s'explique par une diminution au sein du mode de gestion 1 (bilans excédentaires). Des apports importants d'engrais ont donc généralement comme conséquence de diminuer le  $P_{ox}$ . Cela peut être observé sur les graphiques en annexe 14. L'exploitation 5 présente des teneurs en  $Al_{ox}$  beaucoup plus faibles en 2008 qu'en 2004. Cette diminution importante ne concerne que l' $Al_{ox}$  et non le  $Fe_{ox}$  plus stable. Parfois, cette variation est spécifique à certaines parcelles de l'exploitation (parcelle 14 de l'agriculteur 2 par exemple) et non à toutes.

L'évolution de la **CFP** n'apporte aucune information nouvelle car elle correspond à la moyenne arithmétique du  $Fe_{ox}$  et de l' $Al_{ox}$ . Elle est donc liée au type de sol et au mode de gestion et présente une diminution importante dans les parcelles de l'agriculteur 5, les autres agriculteurs ne montrant pas de différence significative entre 2004 et 2008, même si des tendances sont observables sur les graphiques. Les tendances ne peuvent cependant être généralisées car elles sont fonction des parcelles et des régions.

L'observation du graphique de l'évolution du **TSP** au cours du temps (annexe 17) met en évidence une nette augmentation de ce paramètre pour plusieurs parcelles. Cette augmentation du TSP est en grande partie due à celle du  $P_{ox}$ . La diminution générale de la CFP joue également un rôle mais de manière plus limitée.

Une augmentation du TSP est observée au sein des modes de gestion 1 et 2 et des différences significatives entre 2004 et 2008 sont observées au sein des agriculteurs 4 et 5. Cette augmentation du TSP peut atteindre 50% dans le pire des cas. Cette très forte augmentation est observée dans la parcelle 1 de l'agriculteur 4, présentant pourtant un bilan équilibré. De même, l'agriculteur présentant l'augmentation la plus importante (agriculteur 4) est un agriculteur ayant un bilan phosphaté négatif. Cette augmentation du TSP de plus de 15% est assez surprenante et est peut-être due à des apports récents de fumier bovin ayant augmenté fortement le  $P_{ox}$ . Aucun apport organique n'avait, en effet, été réalisé en 2004. Malgré tout, des apports minéraux avaient été réalisés. Ces augmentations chez les agriculteurs présentant les bilans phosphatés négatifs pose évidemment des problèmes d'interprétation.

Cette saturation généralisée des sols n'est pas spécifique à l'exploitation 4. Elle est également présente dans les parcelles de l'agriculteur 5 avec une augmentation moyenne du TSP de 7,3%. Les autres exploitations présentent également une augmentation du TSP de la majorité de leurs parcelles mais pas de manière significative. Les valeurs négatives également observées sont la preuve qu'il ne s'agit pas d'une erreur systématique. Les réductions du TSP entre 2004 et 2008 correspondent soit à une diminution du  $P_{ox}$ , soit à une augmentation de la CFP, soit aux deux.

**Tableau 15 - Variabilité entre deux échantillons composites réalisés au sein d'une même parcelle.**

Agriculteur	Parcelle	Numérotation	Pox en mmol/kg	Alox en mmol/kg	Feox en mmol/kg	CFP en mmol/kg	TSP en %	Pdispo en mmol/kg
1	15	3/1/15/1	25.3	20.9	48.1	34.5	73.5	11.5
1	15	3/1/15/2	24.8	23.3	56.4	39.8	62.3	11.6
2	3	3/2/3/1	15.0	22.7	43.4	33.1	45.3	2.2
2	3	3/2/3/2	19.4	30.0	47.7	38.8	49.8	2.9
4	28	3/4/28/1	18.0	32.1	47.6	39.9	45.2	4.8
4	28	3/4/28/2	17.5	33.1	47.6	40.4	43.5	4.3
5	34	3/5/34/1	12.0	22.2	43.6	32.9	36.5	3.9
5	34	3/5/34/2	13.3	24.2	43.8	34.0	39.3	4.4

On peut s'inquiéter de la présence d'un TSP de plus de 80% ayant connu une augmentation de 18% en trois ans. Si cette augmentation du TSP venait à se poursuivre, on estime qu'en six ans, le sol serait complètement saturé. De plus, il s'agit de la seule parcelle de l'agriculteur 1 présentant un bilan équilibré et de la seule montrant une telle augmentation. On peut donc se poser des questions quant à la pertinence du TSP en tant qu'indicateur des bonnes pratiques agricoles.

Ces résultats engendrent un questionnement quant aux facteurs explicatifs de ces fortes variations. Différentes pistes de réflexion peuvent être explorées sans pour autant découler en une réponse claire.

La piste d'une erreur analytique peut éventuellement expliquer, en partie, ces variations car l'erreur analytique du TSP est relativement élevée. Cependant, cette différence entre 2004 et 2008 n'est pas systématique et sont relativement élevées. Une erreur d'échantillonnage peut également jouer mais toutes les précautions ont été prises afin de limiter cette dernière. De plus, la variabilité entre deux échantillons composites (Tableau 15) est en général plus faible que la variation entre les années.

LEINWEBER *et al.* (1999) parlent également de différences de TSP en fonction de la saison de prélèvement. Les échantillons de 2004 ont été prélevés à une période différente de ceux de 2008 mais les conditions météorologiques étaient *a priori* semblables. Cette différence, si elle existe, est relativement faible et devrait être systématique. Enfin, des apports récents peuvent éventuellement expliquer des différences de  $P_{ox}$ . Ainsi, les parcelles de l'agriculteur 4 ont récemment reçus des apports de fumier bovin pouvant expliquer des différences si importantes.

### 3. CONCLUSION

---

L'analyse de la variance des écarts entre 2008 et 2004 met en évidence des différences significatives entre les agriculteurs pour le  $P_{ox}$  et l' $Al_{ox}$  mais pas entre les modes de gestion. Cela montre que ce facteur n'est pas approprié pour expliquer les évolutions de paramètres.

Une évolution temporelle a pu être mise en évidence pour de nombreux paramètres dont l' $Al_{ox}$  qu'on pensait *a priori* stable et dépendant du type de sol. Or, il s'est avéré que ce paramètre est lié aux modes de gestion et qu'il diminue en cas d'apports importants de P (mode de gestion 1). Une augmentation de ce paramètre est également observée dans certaines parcelles. Par contre, le  $Fe_{ox}$  est relativement stable au fil du temps.

Le  $P_{ox}$ , quant à lui, augmente dans le mode de gestion 3, ce qui pose des problèmes d'interprétation. En effet, il s'agit des agriculteurs présentant des bilans négatifs. Il semble donc que l'altération du sol joue également un rôle important dans l'approvisionnement en P et que le  $P_{ox}$  ne soit pas un bon indicateur des niveaux d'apport en P.

Les évolutions observées pour le  $P_{ox}$  et l' $Al_{ox}$  ont évidemment des conséquences sur le TSP. Celui-ci augmente de manière générale et plus précisément dans les deux modes de gestion extrêmes. Ceci confirme bien que l'évolution du TSP n'est pas dépendante du mode de gestion.



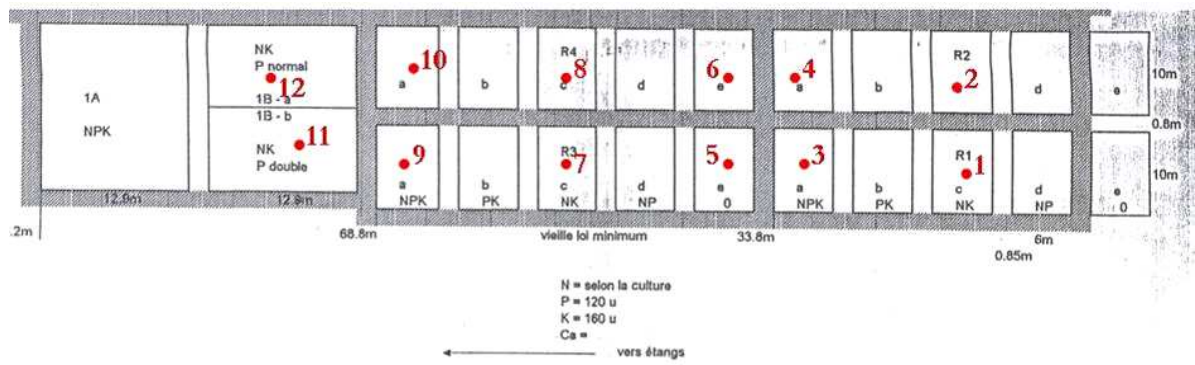


Figure 20 - Localisation des points d'échantillonnage au sein des parcelles de la loi du minimum du dispositif expérimental de la FUSAGx.

# QUESTION 4 : ETUDE DES PARCELLES DE LA LOI DU MINIMUM

## 1. MATERIELS ET METHODES

### 1.1. PARCELLES A ECHANTILLONNER

Si l'on veut pouvoir mettre en évidence l'effet d'une absence d'apport en P sur le TSP, l'étude doit être réalisée sur une expérience de longue durée relative à différents apports. Le choix a été porté sur des parcelles appartenant à la Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux.

Lors de ce travail de fin d'études, pour des raisons de temps, l'ensemble des parcelles n'a pu être étudié. Le choix a été porté sur les modes de gestion NPK, NK et 0 (Figure 20), plus pertinents pour la problématique étudiée. De plus, à côté de ces modes de gestion, deux parcelles plus récentes subissent une fertilisation NPK normale et une fertilisation P double. Ces deux parcelles ont également été échantillonnées afin de voir l'effet d'apports importants de P, même si ces teneurs ne peuvent être comparées à celles de l'ancienne loi du minimum, du fait de conditions expérimentales différentes. Aucune répétition n'a été réalisée car le fait de sonder au sein des quatre séries fait office de répétition. De plus, les conditions sont sensées être *a priori* similaires dans chacune des parcelles. Il est à noter que seules deux parcelles ont pu être échantillonnées pour les apports nuls car les deux autres parcelles n'existent plus.

### 1.2. METHODE D'ECHANTILLONNAGE

Les parcelles de la Faculté utilisées pour cette expérimentation sont de petite superficie ( $6 \times 10$  m). Cela impose une réflexion particulière quant à la méthode d'échantillonnage de manière à éviter les effets de bord.

L'échantillon de terre prélevé est composé de 16 prélèvements ponctuels réalisés dans une zone de 1 m de rayon autour d'un point central. Il s'agit donc d'un échantillonnage composite mais pas à l'échelle de toute la parcelle. Cette démarche d'échantillonner de façon composite permet d'avoir une meilleure représentation de la parcelle qu'un échantillon ponctuel. De plus, aucun échantillon n'a été prélevé à moins d'un mètre de la bordure des parcelles, ni dans des zones de passage du tracteur, afin d'éviter des perturbations.

Les échantillons ont été prélevés dans l'horizon de culture sur une profondeur de 30 cm.

### 1.3. METHODES D'ANALYSE

Les échantillons ont été analysés de manière à déterminer le TSP et le  $P_{dispo}$ . Par contre, le COT, l'Nt, la CEC et le pourcentage d'argile ont été prédits par SPIR. Les résultats sont présents dans le Tableau 16.

### 1.4. ANALYSES STATISTIQUES

Les différents paramètres chimiques, physiques et physico-chimiques déterminés en laboratoire ou prédits par SPIR ont été analysés grâce au logiciel statistique MINITAB 15.

Les traitements statistiques demandent l'utilisation de données aléatoires, simples et indépendantes. Cette condition aléatoire ne peut être respectée dans cette expérimentation car les parcelles ne sont pas réparties aléatoirement dans les blocs. Cependant, le dispositif étant ce qu'il

NPK	PK	NK	NP	0	NPK	PK	NK	NP	0
Série 4					Série 2				
NPK	PK	NK	NP	0	NPK	PK	NK	NP	0
Série 3					Série 1				
BLOC 2					BLOC 1				

Figure 21 - Répartition des séries et des modes de gestion dans les parcelles de la loi du minimum du dispositif de la FUSAGx (d'après DETHY, 1981).

est, les données peuvent être analysées à condition de garder en mémoire que les conditions expérimentales ne sont pas idéales.

L'analyse de la variance est utilisée pour tester la signification des différents facteurs (fumure et bloc) et de leur interaction sur les différents paramètres déterminés en laboratoire ou par SPIR. Cependant, cette analyse n'a pu être appliquée que sur les fumures NK et NPK car la fumure 0 n'est présente que dans un bloc et non dans les deux.

Les tests de normalité et d'égalité des variances (test de Bartlett [ $\alpha=0,05$ ]) ont été réalisés sur les résultats analytiques. L'ensemble des paramètres répond à la condition de normalité, excepté le  $P_{\text{dispo}}$ . Par contre, ce dernier répond à la condition d'égalité des variances comme c'est le cas de tous les paramètres.

Les boxplots ont également été réalisés de manière à percevoir les différences entre les modes de gestion et à analyser la variabilité des paramètres. Ceux-ci sont représentés en annexe 18.

## 2. LOI DU MINIMUM

### 2.1. PRINCIPE DE LA LOI DU MINIMUM

La loi de Liebig, également appelée loi du minimum, stipule que le niveau de production le plus limitant, c'est-à-dire l'élément qui se trouve en plus faible quantité relativement au besoin des plantes, détermine le niveau de rendement d'une culture (DETHY, 1981 ; PELLERIN *et al.*, 2005).

### 2.2. GESTION DES PARCELLES DE LA LOI DU MINIMUM

#### 2.2.1. HISTORIQUE DES PARCELLES DE LA LOI DU MINIMUM

Un dispositif répondant à la loi du minimum a été installé à la Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux dans les années 1890. Durant 80 ans, les cultures étaient installées en rotation mais depuis 1975, du froment est cultivé chaque année dans ces parcelles, excepté de 1993 à 1995 où du maïs a été planté et en 1999 où de l'orge de printemps a été cultivée. Entre 2000 et 2004, le sol a été chaulé et laissé en jachère afin de lutter contre le problème d'invasion par les prèles. Le sol a été laissé sans culture durant 2 ans puis ensemencé d'un mélange trèfles-graminées et enfin retravaillé en 2004.

#### 2.2.2. DISPOSITIFS EXPERIMENTAUX

Quatre séries homologues de 5 parcelles d'une superficie de 60 m<sup>2</sup> chacune (6 × 10 m) sont disposées de manière non aléatoire, chaque série correspondant à une répétition. Ces parcelles élémentaires reçoivent chaque année le même type de fumure (HANOTIAUX et MANIL, 1963 ; DETHY, 1981), c'est-à-dire :

- 0 : absence totale de fumure,
- NP : absence de fumure potassique,
- NK : absence de fumure phosphatée,
- PK : absence de fumure azotée, et
- NPK : fumure complète.

Le dispositif expérimental se présente comme indiqué à la Figure 21. Les parcelles 0 du bloc 1 ne sont plus présentes sur le terrain.

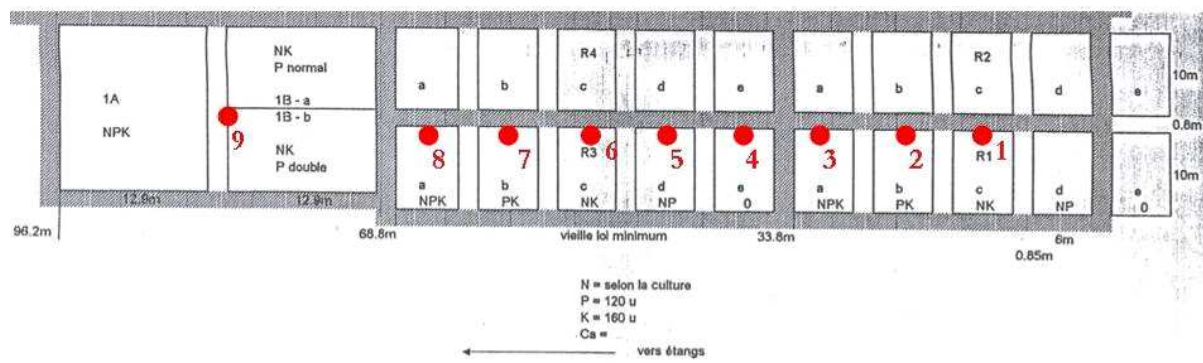


Figure 22 - Localisation des points de sondage pédologique dans le dispositif expérimental de la loi du minimum de la FUSAGx.

### 2.2.3. ETUDES REALISEES SUR CES PARCELLES

Différentes études ont déjà été menées sur ces parcelles. On peut, par exemple, citer HANOTIAUX (1961), HANOTIAUX et MANIL (1963 et 1964), HANOTIAUX (1966), DETHY (1981) et HOMS Y (1992). Les études d'HANOTIAUX ont eu comme but de déterminer l'effet de la fertilisation sur les plantes ainsi que de montrer que les plantes sont capables de s'alimenter des formes de P réputées insolubles (HANOTIAUX et HECK, 1976).

La difficulté avec ces anciennes expériences vient du fait que les méthodes d'analyse ont évolué et que les valeurs ne sont pas toujours comparables. C'est, par exemple, le cas du P disponible où l'ajout d'EDTA a abouti à des valeurs différentes.

DETHY (1981) s'est attardé à décrire la pédologie et les caractéristiques chimiques de ces parcelles afin d'expliquer les différences de rendement. Ses résultats d'analyse permettent d'avoir une idée de l'évolution des différents paramètres.

## 3. RESULTATS ET DISCUSSION

### 3.1. CARACTERISATION EDAPHIQUE DES PARCELLES DE LA LOI DU MINIMUM

Situées au cœur de la région limoneuse, les parcelles de la loi du minimum ont comme roche-mère un limon loessique particulièrement fertile et caractéristique de cette région.

Selon HANOTIAUX et MANIL (1963) et DETHY (1981), le type de sol rencontré est du type lessivé Aba(b), quelque peu tronqué où l'horizon B textural apparaît en surface. Afin de vérifier ces données, 9 sondages pédologiques ont été réalisés sur les parcelles. La localisation de ces derniers est représentée à la Figure 22.

Plusieurs paramètres peuvent être observés sur les parcelles de la loi du minimum, la topographie tout d'abord, les types de sol et enfin l'état de surface du sol. Ces différents paramètres montrent une certaine variabilité au sein des parcelles, influençant bien entendu les propriétés édaphiques.

Au niveau topographique, ces parcelles présentent un ensemble de microsites. Ainsi, une légère déclivité entre les séries 1 et 2 et les séries 3 et 4 est visible, les séries 2 et 4 étant situées légèrement en contrebas. Certaines parcelles, comme celles dans lesquelles le sondage 8 a été réalisé, sont situées sur une légère butte. Ces différences de topographie peuvent, bien évidemment, avoir une influence sur le drainage.

La caractérisation pédologique est assez complexe car ces parcelles ne présentent pas toutes les mêmes caractéristiques et les variations sont très brusques. En effet, certaines parcelles, situées principalement dans le bloc 1, présentent un sol tronqué avec un horizon B textural en surface. Par contre, d'autres parcelles ont un B textural enfoui à 60 cm avec présence d'un horizon à pseudogley bien exprimé à partir de 30 cm. Ce sol de type Aha (légende de la carte numérique des sols de Wallonie) se rencontre dans les sondages 5 et 8. Le sondage 6 est également différent. Des taches d'oxydo-réduction sont observées à partir de 30 cm et sus-jacent à un horizon B textural. Ces différences édaphiques s'observent à des distances de moins de 10 m. Or, rien ne laissait présager une telle variabilité du sol.

Ces différences de sol laissent penser que des remaniements ont été pratiqués dans le passé. La charge "caillouteuse", présente en surface, est loin d'être typique des sols limoneux. En effet, on retrouve, entre autres, des fragments de charbon de bois, des schistes, des débris de céramique et de brique. Ces différents matériaux sont assez caractéristiques des sols anthropisés.

L'horizon de surface Ap est cependant relativement homogène d'un point de vue morphologique malgré les modifications du "type de sol".

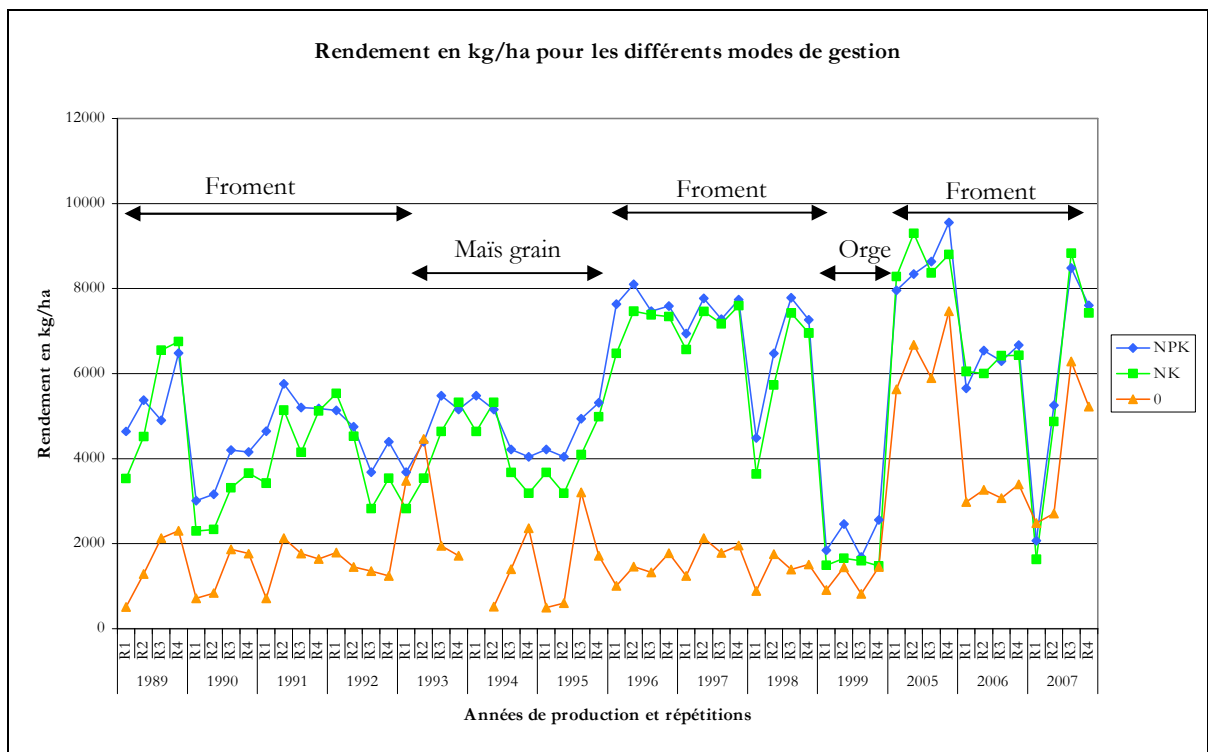


Figure 23 - Représentation des rendements en fonction des années et des répétitions dans les parcelles de la loi du minimum de la FUSAGx.

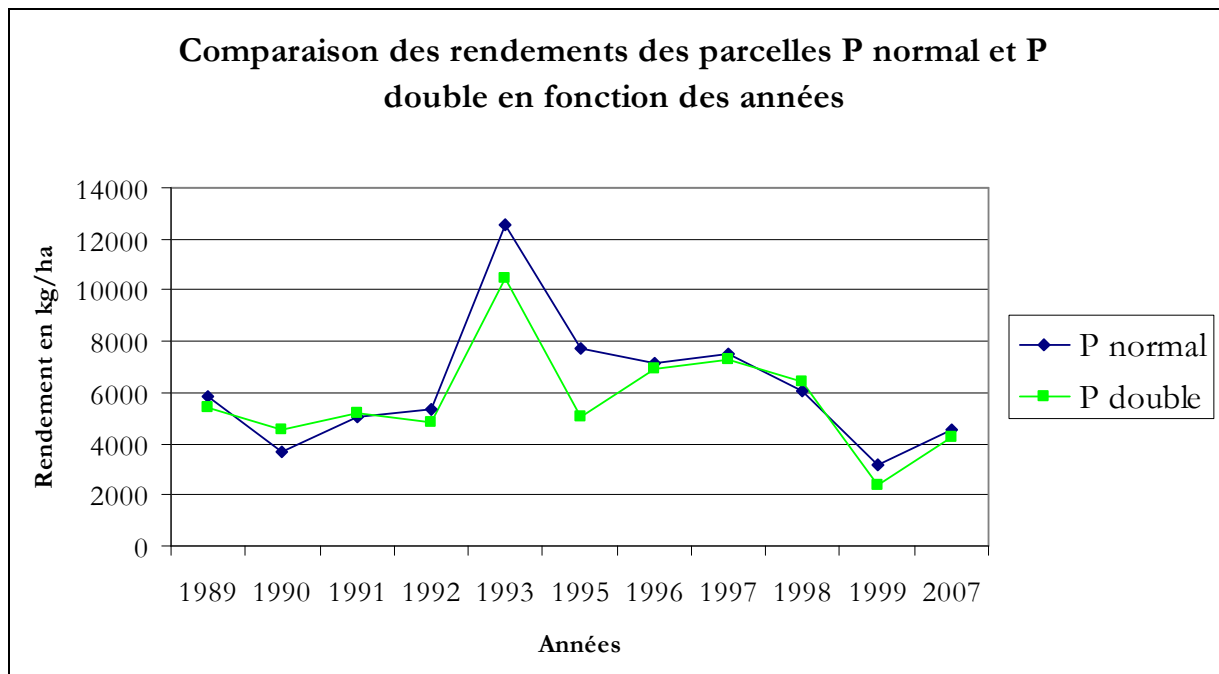


Figure 24 - Représentation des rendements des parcelles où un doublement des apports phosphatés est testé dans les parcelles de la FUSAGx.

L'horizon B textural rencontré dans toutes les parcelles est assez typique des sols limoneux par son aspect très tacheté. Certains sondages mettent en évidence un horizon B textural très argileux. C'est par exemple le cas du sondage 7.

La présence d'un microrelief ainsi que les traces de passage du tracteur créent des axes de drainage préférentiels. Le sondage 5 est particulièrement illustratif de ce phénomène. Il présente un "horizon réduit" dès 30 cm, de par sa situation dans un léger creux. Son drainage est donc défavorable (de type h). Ainsi, des différences de drainage sur des distances très courtes sont perceptibles sur ces parcelles. On retrouve des sols de type Aca(b) et Aha à quelques mètres de distance. Malgré tout, les horizons de surface sont considérés comme sains, c'est-à-dire qu'aucune tache d'oxydo-réduction n'est présente.

L'état d'humidité du sol varie, quant à lui, en fonction des types de fumure et des rendements des cultures. Les fumures, telles NPK, engendrant des rendements élevés prélèvent des quantités importantes d'eau dans le sol, ce qui engendre un sol relativement sec. Par contre, les sondages réalisés dans les parcelles 0 de faible rendement sont assez humides.

Une certaine variabilité est donc observable sur ces parcelles. Celle-ci mériterait d'être analysée plus en détail, afin de comprendre l'influence de ces paramètres sur les propriétés du sol et les rendements.

### 3.2. ETUDE DES RENDEMENTS

Les rendements des parcelles sont précisément mesurés chaque année afin de percevoir l'effet des modes de gestion sur la fertilisation. Voici les valeurs relatives de ces rendements :

- NPK = 100%,
- NK = 93%,
- NP = 86%,
- PK = 43%,
- 0 = 30%.

Deux groupes se distinguent en fonction de la présence ou de l'absence d'N (HANOTIAUX et MANIL, 1963 ; DETHY, 1981), le P jouant un rôle plus effacé que l'azote. Ces différences sont visibles sur le terrain (annexe 20).

Ces rendements sont facilement perceptibles sur le terrain et sont représentés à la Figure 23.

Ces rendements varient fortement d'années en années, entre autres, à cause des conditions météorologiques. Malgré la variabilité interannuelle, deux paliers peuvent être observés : un premier palier débutant en 1996 et un second débutant en 2005. Le premier palier est lié au fait que la monoculture de blé ait été rompue par du maïs grain les trois années précédentes. Le deuxième palier, quant à lui, est probablement dû à une modification des propriétés du sol après chaulage et mise en jachère des terres de 2000 à 2004. La chute de rendement observée en 1999 peut être expliquée par la faible compétitivité de l'orge de printemps vis-à-vis des prèles.

Ces différences de culture entre les années empêchent la comparaison des rendements annuels. Cependant, une analyse annuelle peut être réalisée. Lorsqu'on observe ce graphique de manière approfondie, on remarque que les répétitions 1 et 2 ont souvent tendance à donner des rendements inférieurs aux deux autres séries. Cela confirme la différence entre les blocs mise en évidence par les sondages pédologiques.

Les rendements peuvent également être analysés en ce qui concerne les parcelles où une double dose de P est apportée (Figure 24). De manière générale, les rendements de la parcelle P double sont inférieurs à ceux de la parcelle NPK normal. Les différences entre les années peuvent être expliquées de la même manière que pour les parcelles de la loi du minimum, ci-avant.



Tableau 16 - Résultats analytiques des échantillons des parcelles de la loi du minimum de la FUSAGx.

Type de gestion	Numéro de l'échantillon	Pox en mmol/kg	Alox en mmol/kg	Feox en mmol/kg	CFP en mmol/kg	TSP en %	Pdispo en mg/100g	pH H2O	pH KCl	arg (%)	COT (%)	Nt (g/100g)	C/N	CEC (cmol(+)/kg)
0	4/5	19.5	35.1	73.3	54.2	35.9	9.3	6.8	5.7	17.4	1.5	0.09	16.9	13.0
0	4/6	20.2	34.3	72.8	53.5	37.8	9.3	6.8	5.7	18.4	1.9	0.16	11.9	12.6
NK	4/1	22.0	34.3	81.7	58.0	37.9	10.2	6.4	5.8	16.0	1.1	0.1	11.1	11.4
NK	4/2	23.1	35.2	81.9	58.6	39.5	9.1	6.6	5.8	17.7	1.9	0.09	20.7	12.2
NK	4/7	16.8	38.0	75.2	56.6	29.7	5.0	6.4	5.2	17.3	1.4	0.12	11.3	11.9
NK	4/8	16.4	34.8	66.4	50.6	32.4	5.7	6.6	5.7	18.6	1.3	0.14	8.9	11.1
NPK	4/3	23.2	35.9	76.1	56.0	41.5	11.8	6.6	5.7	22.0	0.9	0.14	6.4	10.1
NPK	4/4	25.7	36.2	80.7	58.5	44.0	13.0	6.3	5.4	19.0	1.4	0.12	11.6	11.3
NPK	4/9	23.6	40.2	83.7	62.0	38.1	11.0	6.2	5.5	19.8	1.2	0.11	11.2	9.0
NPK	4/10	22.1	37.1	68.2	52.6	41.9	10.6	6.3	5.5	18.7	1.8	0.13	13.5	10.2
P double	4/11	27.1	39.1	79.5	59.3	45.7	17.0	6.6	5.7	19.3	1.5	0.12	12.2	9.7
P normal	4/12	18.8	33.6	62.6	48.1	39.1	9.7	6.5	5.6	16.4	2.0	0.11	18.3	11.8
<b>Moyenne</b>		21.5	36.2	75.2	55.7	38.6	10.1	6.5	5.6	18.4	1.5	0.12	12.8	11.2
<b>Ecart-type</b>		3.3	2.1	6.8	4.0	4.5	3.1	0.2	0.2	1.6	0.3	0.02	4.0	1.2
<b>Coefficient de variation</b>		15.4	5.7	9.0	7.2	11.7	30.9	3.0	3.2	8.8	23.3	17.7	31.2	10.9

### 3.3. ANALYSE DES PARAMETRES PHYSIQUES, CHIMIQUES ET PHYSICO-CHIMIQUES

Une grande majorité des paramètres présentent une variabilité assez importante au niveau des parcelles de la loi du minimum expliquée par les "types de sol" et la diversité des modes de gestion. De manière générale, pour tous les paramètres, la variabilité intrinsèque aux séries 3 et 4 (bloc 2) est plus importante que celle relative aux deux autres séries. Cette variabilité est cependant atténuée lors d'une fertilisation phosphatée.

#### 3.3.1. PARAMETRES EDAPHIQUES "DE BASE"

L'analyse approfondie de chaque paramètre édaphique n'apporte que peu d'informations pour la compréhension du problème. Seules les informations les plus importantes seront analysées ici, le détail des paramètres, de même que les graphiques représentant la répartition spatiale des échantillons étant présentés en annexe 17.

Le **pH H<sub>2</sub>O** des parcelles varie de 6,2 à 6,8 tandis que le **pH KCl** s'inscrit entre 5,2 à 5,8. Cette variabilité est, par contre, très faible entre deux répétitions, exception faite de quelques parcelles (parcelles NK des séries 3 et 4). La variabilité est principalement due aux modes de gestion des parcelles. En effet, le pH diminue des parcelles 0 vers les parcelles NPK dans les 2 blocs. On remarque donc un pH supérieur dans les parcelles où les exportations sont les plus faibles (parcelle 0). Ces différences pourraient être dues au fait que les exportations importantes délogent plus de cations qui sont remplacés par des protons, extraits lors des analyses pH. Les différences entre les répétitions sont également plus faibles pour les parcelles avec de faibles exportations. DETHY (1981) avait réussi à mettre en évidence une interaction entre les blocs et les fumures pour le pH KCl. Cela peut être observé sur les graphes du pH en fonction de la fumure où les droites entre NPK et NK ont une pente dépendante de la série.

La **teneur en argile** prédite par SPIR présente un coefficient de variation de 9%, correspondant également à la variabilité intrasérie maximale. Celle-ci est observée dans des sols tronqués. Ce paramètre varie donc sur de très courtes distances.

Le **COT** présente, quant à lui, une variabilité très importante (23%) liée au sol et non aux modes de gestion. L'analyse des graphiques montre une teneur en COT plus importante dans les séries 2 et 4 vis-à-vis de leurs homologues des autres séries. Cette différence peut également être observée entre les parcelles de P simple et de P double. La raison pourrait être liée à une teneur en charbon de bois<sup>7</sup> plus importante dans cette zone ou à leur localisation en contre-haut de la pente. Les différences entre les parcelles pourraient également être expliquées par la restitution des chaumes de céréales. Ces derniers sont, en effet, broyés et répartis de manière homogène sur les parcelles, peu importe les exportations. Certaines parcelles reçoivent donc plus de chaumes qu'elles n'en exportent. Il s'agit d'hypothèses explicatives qui n'ont pu être vérifiées.

Ce paramètre COT permet avec l'**Nt** de calculer le **rapport C/N** très variable dans les parcelles de la loi du minimum. Cette variabilité de plus de 30% est en grande partie expliquée par la variabilité du COT. L'**Nt** est, en effet beaucoup, moins variable malgré une légère variabilité expliquée par le pH et le COT. En effet, les valeurs les plus élevées de l'**Nt** correspondent aux

---

<sup>7</sup> La teneur en carbone prédite par SPIR sur base d'une comparaison avec la méthode de Springer-Klee est surévaluée par la présence de fragments de charbon de bois dans les échantillons. En effet, afin de vérifier les valeurs de la SPIR, des analyses du COT selon la méthode Walkley-Black ont été réalisées en laboratoire sur quelques échantillons. Ces analyses donnent des résultats très inférieurs à ceux obtenus par SPIR. Cette différence est due à la présence de charbon de bois, non oxydé dans le cas de la méthode Walkley-Black et qui étaient par contre mesurés par SPIR. L'origine de ces éléments carbonés n'est pas connue.

pH élevés et aux C élevés, mais pas de manière très précise. On remarque également que la teneur maximale en Nt est observée dans la parcelle 0 ne recevant pas d'apport azoté.

Les valeurs de C/N élevées peuvent avoir deux explications. Premièrement, cette valeur peut être liée à la période de prélèvement. Lorsque le prélèvement est proche des dates d'enfouissement, les débris de paille et de racines sont nombreux et peuvent augmenter fortement la valeur du C/N. Dans le cas présent, cette explication n'est pas plausible car l'échantillonnage a été réalisé au mois d'avril alors que les pailles ont été épandues en automne. Deuxièmement, un rapport C/N faible peut être un indicateur d'une minéralisation plus importante.

Enfin, la **CEC** présente une variabilité relativement faible (11%) avec des valeurs allant de 9,0 à 13,0 cmol(+)/kg. La CEC est liée aux fumures apportées. En effet, elle est systématiquement plus élevée dans les parcelles 0 que dans les parcelles NK et NPK, ces derniers ayant les valeurs les plus faibles. La CEC est donc inversement proportionnelle aux rendements des cultures et donc aux exportations. Cela est en partie expliqué par les teneurs en COT. L'analyse statistique confirme cette différence significative entre les traitements ( $p=0,042$ ) et l'absence de différence entre les blocs.

### 3.3.2. PARAMETRES $P_{ox}$ , $P_{dispo}$ , $Al_{ox}$ , $Fe_{ox}$ , CFP ET TSP

Les paramètres liés au phosphore sont expliqués par le mode de gestion phosphatée mis en place sur la parcelle. Ces différences se marquent à la fois sur le  $P_{ox}$ , le  $P_{dispo}$  mais également le TSP, dont les coefficients de variation sont relativement importants. Par contre, le  $Fe_{ox}$ , l' $Al_{ox}$  et la CFP dépendent principalement des caractéristiques du sol, ce qui engendre des coefficients de variation plus faibles, même si les apports d'engrais peuvent également avoir de l'importance.

Le  $P_{dispo}$  est lié au type de fumure apporté à la parcelle. Ces différences entre les traitements sont principalement observées dans le bloc 2 où les teneurs sont plus élevées pour les parcelles NPK et faibles pour les parcelles NK. La richesse de la parcelle NPK est simplement expliquée par l'apport de P par les engrais. Par contre, le fait que les teneurs en  $P_{dispo}$  soient plus faibles dans les parcelles NK que dans les parcelles 0 s'explique par les différences de rendement, de développement racinaire et donc d'exportation entre ces deux types de fumure. En effet, les rendements dans les parcelles 0 sont le tiers de ceux des parcelles NK. Les restitutions en P par les pailles sont donc, proportionnellement aux exportations, plus élevées dans les parcelles 0.

Ces effets sont cependant assez peu marqués contrairement à ce à quoi on pouvait s'attendre en regard de ce qui a déjà été réalisé ailleurs où les différences de teneurs se marquent déjà après 10 ans (DESTAIN, 1984 ; TRAN *et al.*, 1996). Les réserves du sol en P ne sont pas épuisées dans les parcelles ne recevant pas de P. Il faut cependant prêter attention aux échantillons issus des parcelles NK et présentant une teneur en  $P_{dispo}$  de 5 et 5,7 mg/100g, sachant que le seuil de fertilité est généralement considéré comme 5 mg/100g. Cette valeur n'ayant été atteinte qu'au bout de 100 ans, une préconisation des impasses en P peut être envisagée.

Les teneurs en  $P_{ox}$  aboutissent aux mêmes conclusions que le  $P_{dispo}$ . Cependant la variabilité globale (17%) est plus faible que celle du  $P_{dispo}$  (31%), ce qui rend le  $P_{dispo}$  plus discriminant des différents modes de gestion et en fait un meilleur indicateur des pratiques agricoles. Les différents modes de gestion sont en effet mieux différenciés selon les graphes en annexe 17. Des différences entre les modes de gestion ( $p=0,042$ ) ont cependant pu être mises en évidence pour le  $P_{ox}$ .

La variabilité entre les répétitions est relativement faible pour le  $P_{dispo}$  et le  $P_{ox}$ , si ce n'est pour les parcelles NK dont les teneurs sont beaucoup plus importantes dans le bloc 1. Pour ce mode de gestion, une différence entre les blocs est observée, ce qui n'est pas le cas des parcelles NPK.

	<b>pH eau</b>													
<b>pH KCl</b>	0.580 <b>0.048</b>	<b>pH KCl</b>												
<b>Argile</b>	-0.049 0.880	-0.033 0.918	<b>Argile</b>											
<b>COT</b>	0.247 0.439	0.042 0.897	-0.470 0.123	<b>COT</b>										
<b>Nt</b>	0.158 0.623	-0.119 0.713	0.483 0.111	-0.062 0.849	<b>Nt</b>									
<b>C/N</b>	0.183 0.569	0.176 0.584	-0.591 <b>0.043</b>	0.785 <b>0.002</b>	-0.647 <b>0.023</b>	<b>C/N</b>								
<b>CEC</b>	0.599 <b>0.040</b>	0.141 0.662	-0.625 <b>0.030</b>	0.471 0.122	-0.170 0.597	0.500 0.098	<b>CEC</b>							
<b>Pdispo</b>	-0.092 0.775	0.228 0.477	0.401 0.196	-0.073 0.822	-0.046 0.886	-0.060 0.854	-0.506 0.093	<b>Pdispo</b>						
<b>Pox</b>	-0.254 0.426	0.166 0.606	0.446 0.147	-0.140 0.664	-0.138 0.670	-0.041 0.899	-0.520 0.083	0.917 <b>0.000</b>	<b>Pox</b>					
<b>Feox</b>	-0.270 0.396	0.045 0.088	0.212 0.508	-0.419 0.175	-0.355 0.257	-0.109 0.736	-0.264 0.408	0.397 0.201	0.658 <b>0.020</b>	<b>Feox</b>				
<b>Alox</b>	-0.514 0.088	-0.487 0.109	0.458 0.134	-0.312 0.323	-0.030 0.925	-0.271 0.393	-0.723 <b>0.008</b>	0.350 0.265	0.434 0.159	0.473 0.120	<b>Alox</b>			
<b>CFP</b>	-0.364 0.244	-0.088 0.786	0.298 0.346	-0.438 0.155	-0.2313 0.321	-0.161 0.618	-0.411 0.184	0.427 0.166	0.672 <b>0.017</b>	0.974 <b>0.000</b>	0.661 <b>0.019</b>	<b>CFP</b>		
<b>TSP</b>	-0.126 0.696	0.255 0.424	0.395 0.204	0.093 0.774	0.003 0.992	0.055 0.865	-0.425 0.169	0.929 <b>0.000</b>	0.896 <b>0.000</b>	0.273 0.390	0.165 0.608	0.275 0.387	<b>TSP</b>	

Figure 25 - Matrice de corrélation des échantillons des parcelles de la loi du minimum de la FUSAGx.

Le  $Fe_{ox}$  et l' $Al_{ox}$  sont à la fois liés aux caractéristiques du sol et au mode de gestion. Les teneurs en  $Al_{ox}$  ont ainsi tendance à être supérieures dans les parcelles recevant des apports d'engrais vis-à-vis de celles n'en recevant pas ou peu. Cela engendre une certaine variabilité spatiale. Deux phénomènes peuvent expliquer cette concentration plus importante en  $Al_{ox}$ . Tout d'abord les apports d'engrais ont généralement pour effet d'acidifier le sol, ce qui a comme conséquence de libérer d'avantage d'Al. Deuxièmement, dans ces parcelles à haut rendement, le développement racinaire est plus important, ce qui a pour effet d'altérer d'avantage les minéraux et la fraction argileuse du sol, ayant comme conséquence une libération d'Al et de Fe. Ce phénomène est plus marqué sur l' $Al_{ox}$  que le  $Fe_{ox}$  dont les teneurs sont davantage liées aux propriétés du sol, dont le drainage. La variation entre les répétitions est d'ailleurs importante (90%) vis-à-vis de la variabilité globale.

La **CFP** est une combinaison des deux paramètres précédents. Comme pour le  $Fe_{ox}$ , la variabilité entre les répétitions représente une part importante de la variabilité globale.

Enfin, le **TSP** est une combinaison des paramètres précédents. Le coefficient de variation (12%) est intermédiaire des deux paramètres intervenant dans le calcul ( $P_{ox}$  et CFP). Le TSP est en grande partie expliqué par le  $P_{ox}$ . Ainsi, les valeurs les plus élevées de ce paramètre sont observées dans les parcelles NPK et les plus faibles dans les parcelles NK. Ces différences entre les modes de gestion ne sont pas suffisamment marquées pour pouvoir être mises en évidence par l'analyse statistique, qui par contre, met en évidence des différences significatives ( $p=0,020$ ) entre les blocs.

### 3.4. EVOLUTION DES PARAMETRES EDAPHIQUES

L'existence de documents anciens évoquant les parcelles de la loi du minimum et ses caractéristiques édaphiques permet de comprendre l'évolution de ces parcelles.

Depuis 1981, on remarque que les valeurs du pH  $H_2O$  ont augmenté de près d'une unité. Cette différence importante est expliquée par un chaulage des parcelles réalisé en 2000. Cette action a fortement modifié le statut acido-basique et l'acidité d'échange du sol. Des données datant de 1941 montrent, quant à elles, des pH légèrement inférieurs à ceux actuels, avec également des valeurs plus élevées dans les parcelles 0.

HANOTIAUX (1961) parle d'un pourcentage d'argile relativement homogène et oscillant autour de 10%. De même, selon HANOTIAUX et MANIL (1964), les teneurs en COT, selon la méthode de Walkley-Black, s'éloignent peu de la valeur de 1%. Par contre, DETHY (1981) observe dans son étude des teneurs en COT, extrait par Springer-Klee, plus élevées que celles de HANOTIAUX et MANIL (1964) et proches de celles obtenues dans le cadre de ce travail. Les valeurs de DETHY montrent également une teneur en COT légèrement plus faible dans la série 1 même si aucune différence significative n'a pu être mise en évidence. De même, une grande variabilité du C/N était déjà observée en 1981 dans le travail de DETHY où les valeurs variaient de 10 à 22.

Ces études confirment donc les résultats obtenus par SPIR et permettent d'appuyer ce travail.

### 3.5. CORRELATIONS OBSERVEES AU SEIN DES PARCELLES

#### 3.5.1. RELATIONS ENTRE LE $P_{ox}$ , LE $Fe_{ox}$ , L' $Al_{ox}$ , LA CFP ET LE TSP

La matrice de corrélation relative aux parcelles de la loi du minimum de la FUSAGx reprenant les coefficients de Pearson et les p-values est présentée à la Figure 25.

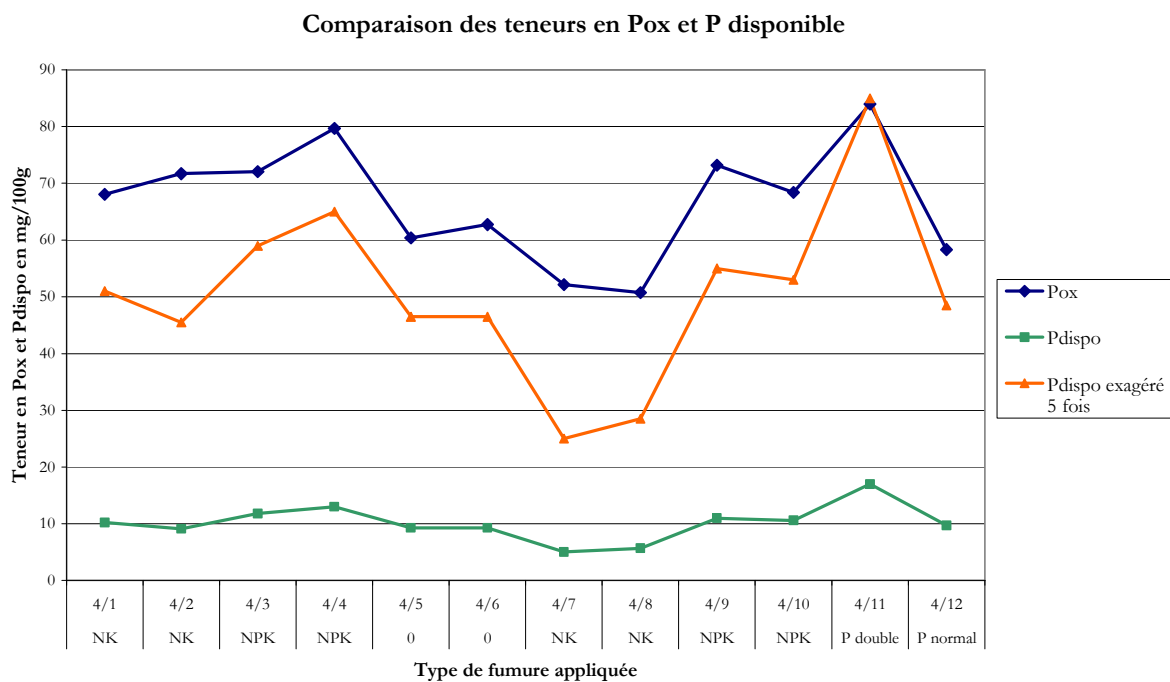


Figure 26 - Comparaison des teneurs en P<sub>ox</sub> et P disponible dans le cas des parcelles de loi du minimum de la FUSAGx.

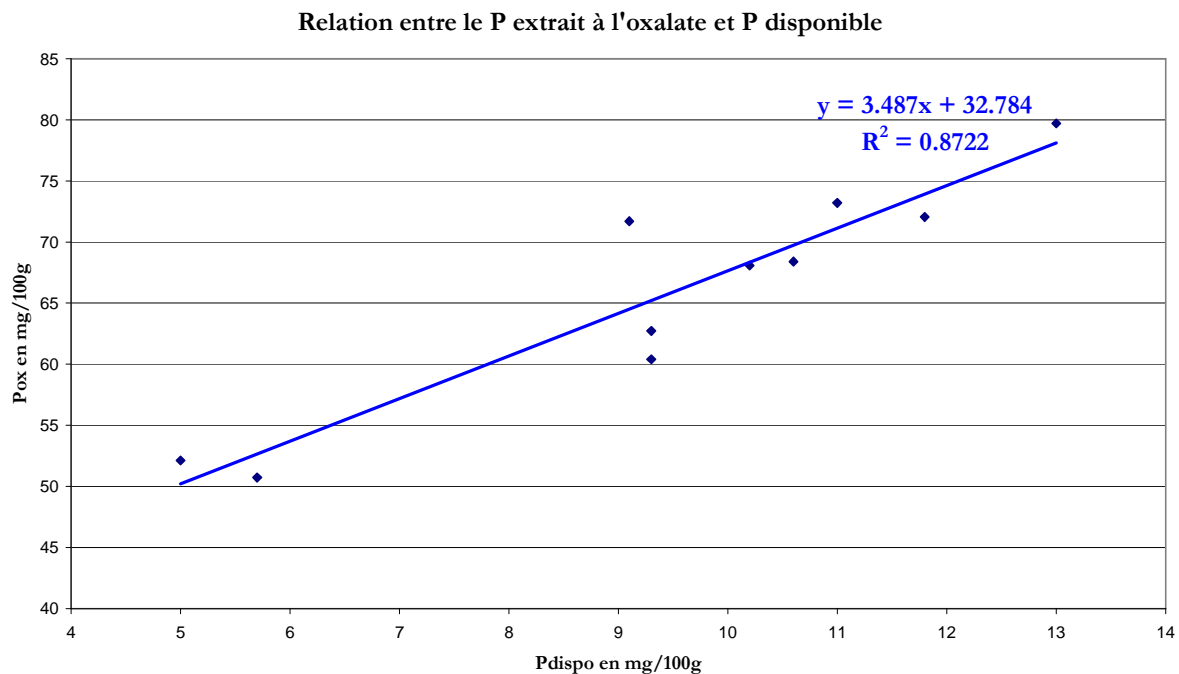


Figure 27 - Relation entre P<sub>dispo</sub> et P<sub>ox</sub> dans le cas des parcelles de loi du minimum de la FUSAGx.

Contrairement à ce qui a pu être observé à la question 1, le TSP ne présente pas de corrélation avec la CFP. Par contre, il présente une corrélation très hautement significative avec le  $P_{ox}$  ( $r=0,896$ ) et le  $P_{dispo}$  ( $r=0,929$ ). Les valeurs les plus élevées du  $P_{dispo}$  et du  $P_{ox}$  correspondent aux TSP les plus élevés. Cette bonne corrélation avec le  $P_{dispo}$  laisserait penser que le TSP n'apporte que peu d'informations supplémentaires vis-à-vis du  $P_{dispo}$  réalisé en routine.

Lorsque l'on observe les coefficients de corrélation de la CFP, on peut remarquer que celle-ci présente une corrélation à la fois avec  $Fe_{ox}$ ,  $Al_{ox}$  mais également avec le  $P_{ox}$ , expliquée par la corrélation entre le  $Fe_{ox}$  et le  $P_{ox}$  ( $r=0,658$ ). La corrélation de la CFP avec le  $Fe_{ox}$  ( $r=0,974$ ) est très hautement significative alors que la corrélation avec  $Al_{ox}$  n'est que significative ( $r=0,661$ ). Cette CFP est donc principalement influencée par la teneur en  $Fe_{ox}$  du sol.

### 3.5.2. RELATIONS DES PARAMETRES "LIES AU PHOSPHORE" AVEC LES PARAMETRES EDAPHIQUES "DE BASE"

Plusieurs corrélations significatives ont été mises en évidence entre les paramètres édaphiques "de base". Une corrélation significative a pu être établie entre le rapport C/N et le COT, de même qu'avec l'Nt. Les coefficients de Pearson valent respectivement 0,785 et -0,647. Une corrélation du C/N avec la teneur en argile ( $r=-0,591$ ) a également pu être établie. Cette teneur en argile est également corrélée avec la CEC.

Une corrélation n'a pu être établie entre la CEC et le COT, même si dans les grandes lignes, on retrouve la correspondance avec le C et la teneur en argile combinés. Ainsi une diminution de la CEC correspond à une réduction du COT et donc de la MO. Cette correspondance entre les différents paramètres édaphiques exclut la possibilité d'erreurs analytiques importantes.

Aucune corrélation n'a pu être établie pour le  $P_{dispo}$ , excepté avec le  $P_{ox}$ , ce qui indique que ce paramètre n'est pas lié aux propriétés du sol mais uniquement à la gestion phosphatée et aux exportations des cultures. Il en est de même pour le TSP.

Par contre,  $Al_{ox}$  est dépendant du pH. Une corrélation a pu être mise en évidence par l'analyse statistique, lorsque les parcelles P double et P normal sont pris en compte. Ce coefficient vaut -0,710 pour le pH  $H_2O$  et -0,691 dans le cas du pH KCl.  $Al_{ox}$  est également corrélée de manière hautement significative avec la CEC ( $r=-0,723$ ).

### 3.5.3. RELATION ENTRE LE $P_{DISPO}$ ET LE $P_{OX}$

Les valeurs du  $P_{ox}$  peuvent être comparées à celles du  $P_{dispo}$ . Le rapport entre les deux est de l'ordre de 7. On peut remarquer sur la Figure 26 que les courbes des deux formes de P sont assez similaires. Une corrélation très hautement significative ( $r=0,917$ ) a ainsi pu être établie entre les deux. Ce coefficient de Pearson est légèrement amélioré ( $r=0,935$ ) si on ne tient pas compte des échantillons P normal et P double. Une droite de régression ( $r^2=87\%$ ) peut donc être établie entre ces deux paramètres (Figure 27). Celle-ci est valable pour un type de sol (sol limoneux) et une occupation donnée (culture).

Cette bonne corrélation entre le  $P_{ox}$  et la  $P_{dispo}$  tend à démontrer que bien que la méthode d'extraction du  $P_{ox}$  soit adaptée aux sols limoneux, ce paramètre n'apporte que très peu d'informations supplémentaires par rapport au  $P_{dispo}$  déterminé par la méthode de Lakanen et Erviö. De plus, le  $P_{ox}$  demande une charge de travail plus importante. L'observation de cette régression montre également que les deux extractifs ne discriminent pas ce qui vient d'une forme plutôt que d'une autre.

### 3.6. CONCLUSION

Une certaine variabilité des paramètres édaphiques, faisant penser à des remaniements anciens, a pu être mise en évidence au sein des parcelles de la loi du minimum de la FUSAGx par la réalisation de sondages pédologiques. Cette variabilité est également observée sur de nombreux paramètres tels le pourcentage d'argile, le COT, l'Nt, la CEC ou encore le rapport C/N. Des corrélations ont d'ailleurs pu être mises en évidence entre certains paramètres, expliquant ainsi la distribution de ces derniers. Certaines distributions (pH et CEC) peuvent également être expliquées par les fumures appliquées.

Les paramètres liés au phosphore montrent une variabilité liée aux modes de fumure, comme c'est le cas du  $P_{ox}$  ou du TSP. Ces différences significatives entre les traitements peuvent être expliquées par les apports en P. Ces différences du TSP sont cependant très faibles étant donné la durée de cette expérimentation. Le TSP ne semble pas très discriminant des apports phosphatés. La teneur en  $Al_{ox}$  est également expliquée par les exportations découlant des rendements. Les propriétés du sol n'expliquent, quant à eux, qu'une faible part de la variabilité de ces paramètres. Un effet des blocs est également observé sur un grand nombre de paramètres.

De plus, un certain nombre de corrélations ont pu être mises en évidence. Le TSP est ainsi fortement corrélé avec le  $P_{ox}$  et le  $P_{dispo}$ , ces derniers étant très fortement corrélés entre eux. Ces observations tendent à montrer que le TSP donne une réponse fiable dans un but agronomique mais que cette réponse n'apporte que peu d'informations supplémentaires vis-à-vis de l'analyse du  $P_{dispo}$ . Ces corrélations montrent également la justesse de la méthode à l'oxalate d'ammonium dans les sols limoneux.

Une certaine évolution peut être observée entre 1981 et 2008 grâce aux données de DETHY (1981). Les résultats peuvent également être comparés à ceux d'autres expérimentations du même type montrant généralement des résultats plus marqués entre les traitements. Ces données permettent d'appuyer les résultats obtenus dans ce travail de fin d'études.

Enfin, il est important de garder en mémoire que les traitements statistiques ont été réalisés dans des conditions non optimales et uniquement pour les modes de gestion NPK et NK. Une grande partie des observations ont été déduites des résultats analytiques et des graphes qui en découlent.



# ETUDE CRITIQUE DU TAUX DE SATURATION EN PHOSPHORE COMME INDICATEUR DES PRATIQUES AGRICOLES

Une réflexion d'évaluation du taux de saturation en phosphore a été menée dans le cadre de ce travail de fin d'études afin de comprendre les potentialités de ce paramètre. La réflexion consiste à analyser différents critères proposés par SAFE (<http://www.geru.ucl.be/recherche/projets/Safe>) afin d'évaluer le TSP comme indicateur des pratiques agricoles.

- **DISCRIMINATION DANS LE TEMPS ET DANS L'ESPACE :** Lors de ce travail de fin d'études, des différences du TSP ont pu être mises en évidence entre les agriculteurs, les modes de gestion mais également entre les années. Ces différences ne sont cependant pas toujours claires. En effet, les parcelles de la loi du minimum ne recevant aucun apport phosphaté présente un TSP très peu différent des autres parcelles. De même, les exploitations avec des bilans très élevés ne se distinguent pas ou peu des autres agriculteurs. Ainsi, l'agriculteur 2 n'apportant rien à son sol présente un TSP aussi élevé que les autres exploitations. Le TSP n'est donc que peu discriminant vis-à-vis des bilans phosphatés.
- **JUSTESSE ANALYTIQUE :** Cette méthode analytique, loin d'être reconnue internationalement, est actuellement utilisée en Flandre, aux Pays-Bas, en Allemagne, *etc.* Contrairement au  $P_{\text{dispo}}$  mesuré par la méthode de Lakanen et Erviö, l'utilisation du TSP permet des comparaisons avec des expérimentations réalisées dans d'autres pays de par son caractère plus international. Des essais interlaboratoires (VITO, REQUASUD) ont montré que cette méthode était correcte et présentait une répétabilité acceptable (LAMBERT R., chercheur à la Faculté d'ingénierie biologique, agronomique et environnementale de l'UCL, communication personnelle ; GENOT V., ingénieur de projet chez REQUASUD, communication personnelle). Une corrélation très hautement significative a également pu être mise en évidence entre le  $P_{\text{ox}}$  et le  $P_{\text{dispo}}$  utilisé en routine, preuve de la justesse de la méthode d'analyse à l'oxalate d'ammonium.
- **COÛT ET TEMPS D'ANALYSE :** L'extraction à l'oxalate d'ammonium demande plus de temps d'analyse que l'extraction selon la méthode de Lakanen et Erviö. En effet, une série de 22 échantillons nécessite une journée d'analyse pour le  $P_{\text{dispo}}$  et 2 jours pour la détermination du TSP. Cette main d'œuvre supplémentaire a évidemment un coût important. De plus, le dosage du Fe et de l'Al extraits à l'oxalate pose des problèmes au niveau du spectrophotomètre car cela a tendance à boucher les tubes de l'appareil.
- **TRANSPARENCE ET FACILITÉ D'INTERPRÉTATION :** S'agissant d'un rapport de deux facteurs, la compréhension du TSP est parfois ambiguë. En effet, l'interprétation est généralement réalisée sur les paramètres sous-jacents ( $P_{\text{ox}}$  et CFP). Cela rend l'analyse parfois difficile mais permet d'évaluer deux paramètres en une seule étape. Par contre, l'expression de ce paramètre en % facilite généralement la compréhension mais cela nécessite l'établissement de seuils. Le TSP répond bien à un objectif et à une logique d'évaluation des risques environnementaux et illustre parfaitement la logique de saturation des sols. En revanche, sa compréhension et son interprétation agronomique sont difficiles. Ce paramètre est donc loin d'être idéal.

- **PERTINENCE VIS-À-VIS DES RÉGLEMENTATIONS** : Le TSP est déjà utilisé en Flandre depuis 1990 pour évaluer les quantités de P qu'il est autorisé d'épandre. Des seuils ont été définis pour différentes régions en fonction des équations de régression existantes entre le  $P_{ox}$  et le P extrait à l'eau qui est fortement corrélé avec le P présent dans les eaux de ruissellement. Aucun de ces seuils n'est utilisable en Région wallonne dans l'état actuel des choses car les valeurs issues de ce travail sont systématiquement supérieures à ces seuils situés autour de 25%. Une adaptation est éventuellement envisageable pour la Région wallonne mais demanderait une étude approfondie du lien entre le P présent dans les eaux de ruissellement et le TSP. Ces seuils devraient être adaptés aux régions et aux contextes géographiques.
- **"TRANSPOSABILITÉ"** : Le TSP est utilisable dans toutes les exploitations et pratiquement tous les types de sol. Des problèmes peuvent cependant subvenir dans le cas de sols calcaires, par exemple.

Malgré sa justesse, la méthode d'analyse du TSP ne présente que peu d'intérêt car elle est assez longue à réaliser, plus coûteuse et ne fournit que peu d'informations supplémentaires vis-à-vis du  $P_{dispo}$ . De plus, sa relation avec les apports en phosphore est assez ambiguë et ce paramètre semble assez peu discriminant vis-à-vis des pratiques agricoles. Sa relation avec les types de sol complique encore les choses. En effet, son interprétation est assez difficile car le paramètre doit être décomposé. Dans l'état actuel des choses, ce paramètre n'est nullement utilisable dans un but agronomique. Il pourrait éventuellement être utilisé dans une démarche environnementale mais cela nécessiterait une phase préalable de détermination des seuils acceptables. Cependant, on peut se poser des questions quant à la pertinence de cet indicateur dans un but environnemental car il ne tient pas compte des conditions topographiques de la parcelle.

En conclusion, l'analyse des résultats de ce travail tend à montrer qu'actuellement le taux de saturation en phosphore n'est pas l'indicateur adéquat pour la gestion du phosphore dans les cultures.

## CONCLUSIONS GENERALES ET PERSPECTIVES

Ce travail de fin d'études a permis de progresser sur un certain nombre de points liés au taux de saturation en phosphore. Premièrement, établir une relation entre la capacité de fixation en phosphore et les types de sol se révèle une tâche ardue au vu de la complexité du problème. Des tendances ont pu être observées mais ne peuvent être généralisées à cause du faible nombre d'échantillons présents dans certaines classes. Des différences significatives ont néanmoins pu être mises en évidence en fonction de la texture et du drainage.

Deuxièmement, des différences entre les agriculteurs ont pu être mises en évidence pour de nombreux paramètres. Ces différences sont, par contre, rarement mises en évidence entre les modes de gestion. Ce dernier critère, construit sur base des bilans phosphatés, n'est donc pas des plus adaptés pour expliquer les différences entre les paramètres. Il serait intéressant d'essayer d'expliquer les différences entre les agriculteurs *via* d'autres facteurs tels le type et le mode d'apport, les périodes d'apport, les types de culture, *etc.* Les différences entre les régions ne peuvent également être perçues car les trois régions échantillonnées présentent des valeurs de capacité de fixation en phosphore et du  $P_{ox}$  relativement similaires (SATUPHOS, 2008).

L'influence des modes de gestion est également analysée par l'étude des parcelles de la loi du minimum de la FUSAGx montrant des différences pour les paramètres "liés au phosphore" mais également pour la capacité de fixation en phosphore. Certaines tendances sont cependant difficiles à expliquer, vu la variabilité des caractéristiques édaphiques entre les blocs.

L'étude de la variabilité temporelle permet également de mettre en exergue des éléments explicatifs des paramètres du taux de saturation en phosphore. Ainsi, on peut remarquer l'influence des apports phosphatés sur la capacité de fixation en phosphore. Celle-ci est, en effet, modifiée par des apports importants en phosphore, principalement par l'intermédiaire de l' $Al_{ox}$ , le  $Fe_{ox}$  étant plus stable.

Le taux de saturation en phosphore est donc un paramètre dépendant à la fois des apports phosphatés et des types de sol rencontrés dans la parcelle. Il est assez difficile d'obtenir des conclusions précises vu la complexité et la multiplicité des paramètres explicatifs du taux de saturation en phosphore, même si certaines tendances sont visibles.

Une analyse de la variabilité spatiale a également permis de comprendre la distribution du taux de saturation en phosphore et des paramètres dont il découle. Cette étude montre une grande variabilité pour un certain nombre de paramètres avec des portées importantes. La comparaison des échantillons composites de ces parcelles avec les valeurs obtenues suite au krigeage permet de montrer qu'il n'est ni nécessaire ni possible dans le cas du taux de saturation en phosphore de prendre en compte la dépendance spatiale des échantillons. Le nombre d'échantillons à réaliser sur une parcelle pour obtenir une erreur relative acceptable varie d'un paramètre à l'autre mais un échantillonnage composite d'une vingtaine de prélèvement est adéquat.

Des corrélations élevées ont pu être observées entre le  $P_{ox}$  et  $P_{dispo}$ , ce qui a pour conséquence, d'une part, de confirmer la pertinence de la méthode de Blakemore dans l'évaluation du taux de saturation en phosphore et, d'autre part, de démontrer le peu d'informations supplémentaires apportées par le  $P_{ox}$  vis-à-vis du  $P_{dispo}$ . Ces corrélations sont encore améliorées lorsque l'on distingue les types de sol. Cependant, à lui seul, le  $P_{ox}$  ne permet pas d'évaluer les risques

environnementaux liés au phosphore. La détermination de la capacité de fixation en phosphore est donc nécessaire et demande une extraction à l'oxalate d'ammonium et à l'acide oxalique. Cependant, la détermination du  $P_{\text{dispo}}$  est plus rapide que celle du  $P_{\text{ox}}$ , nécessitant une étape de minéralisation supplémentaire.

En cas de bonnes corrélations de la capacité de fixation en phosphore avec les caractéristiques du sol, une évaluation de ce paramètre pourrait être envisagée en fonction du contexte local, par exemple. Le rapport avec le  $P_{\text{dispo}}$  permettrait ainsi d'obtenir le taux de saturation en phosphore. Ceci n'est évidemment qu'une hypothèse qui pourrait être envisagée dans le cadre d'une recherche en vue d'une détermination en routine du taux de saturation en phosphore.

Par ailleurs, l'étude des corrélations et des distributions des paramètres a permis de faire ressortir le rôle majeur joué par le  $P_{\text{ox}}$  dans la détermination du taux de saturation en phosphore et celui du  $Fe_{\text{ox}}$  dans la détermination de la capacité de fixation du phosphore. Le  $P_{\text{ox}}$  est également lié à la teneur en argile.

La comparaison des données obtenues dans le cadre de ce travail de fin d'études avec celles issues de SATUPHOS montre des moyennes très proches appuyant les résultats obtenus. Ces deux sources de résultats pourraient éventuellement être combinées de manière à améliorer les corrélations et la cartographie du taux de saturation en phosphore.

Le taux de saturation en phosphore est un indicateur environnemental utilisé dans plusieurs régions et pays mais son application en Région wallonne n'est pas possible actuellement car les seuils en vigueur ne sont pas transposables. Une étude approfondie devrait être réalisée afin de pouvoir l'adapter aux conditions géographiques régionales. L'utilisation de cet indicateur dans un but agronomique n'est par contre pas possible dans l'état actuel des choses. Il est en effet assez difficile d'établir une bonne relation entre les bilans phosphatés et le taux de saturation en phosphore. Cependant, cet indicateur peut éventuellement être expliqué par d'autres caractéristiques c'est-à-dire que les apports peuvent, malgré tout, avoir une influence mais pas directement *via* les bilans phosphatés. Cependant, cet indicateur est long à déterminer, coûteux et souvent difficile à interpréter. Il est donc nécessaire d'évoluer dans le raisonnement concernant les paramètres explicatifs de ce paramètre avant de pouvoir lui prêter un quelconque intérêt comme indicateur des pratiques agricoles. La priorité est de lui attribuer un réel rôle environnemental afin de percevoir l'intérêt de ce paramètre vis-à-vis du  $P_{\text{dispo}}$ , actuellement utilisé en Région wallonne.

Enfin, ce paramètre présente une variation en fonction du type de sol complique encore les choses mais mériterait éventuellement d'être approfondie.

Ce document n'explique pas de façon approfondie les propriétés du taux de saturation en phosphore mais a néanmoins contribué à approfondir les connaissances des facteurs intervenant sur le taux de saturation en phosphore et de l'impact sur celui-ci que peuvent avoir les modes de gestion appliqués. Il constitue une phase préliminaire mais non suffisante qui mériterait d'être approfondie par d'autres recherches.

En effet, le temps et les moyens à notre disposition pour ce travail ne nous ont pas permis d'élargir l'étude à de nombreux contextes. Ainsi, une démarche similaire pourrait être appliquée à d'autres régions agricoles et à d'autres types de sol. Cette continuité du travail permettrait de mieux comprendre les propriétés du taux de saturation en phosphore car les contextes seraient plus diversifiés. En effet, des régions comme l'Ardenne permettent d'obtenir des capacités de fixation très différentes et donc des relations entre les paramètres pouvant varier. L'étude d'autres

types de sol permettrait d'affiner la relation entre le  $P_{ox}$  et  $P_{dispo}$ , de manière à déterminer les types de sol dans lesquels la méthode d'extraction à l'oxalate d'ammonium et à l'acide oxalique est pertinente. Cette étude pourrait également être étendue aux cas des prairies, ce qui élargirait les gammes de valeurs des paramètres édaphiques.

Le nombre d'échantillons fut également un facteur limitant dans ce travail par rapport au nombre de questions traitées. En effet, certaines classes de sol sont très peu représentées et il est assez difficile d'en tirer des conclusions. Des échantillons complémentaires permettraient d'améliorer la compréhension du problème. De même, l'étude des parcelles de la loi du minimum pourrait être effectuée sur les parcelles du CRA présentant des tailles plus importantes que celles de la FUSAGx, avec réalisation de répétitions, afin de mieux percevoir les effets des modes de gestion.

La démarche pourrait également être étendue à l'étude des pertes en phosphore dans les eaux de ruissellement et par érosion, de même que par lessivage afin de comprendre le rôle environnemental attribuable au TSP. Le lessivage pourrait être appréhendé par l'analyse des horizons plus profonds qui ont été prélevés sur le terrain. La compréhension de ces modes de transfert permettrait de mieux comprendre le système, de réaliser des bilans complets et d'évaluer les apports par les roches phosphatées. La corrélation entre les pertes en phosphore et le taux de saturation en phosphore pourrait également être évaluée afin de percevoir l'intérêt environnemental de ce paramètre. Cette démarche pourrait consister en l'installation de systèmes de récolte des eaux de ruissellement dans les parcelles étudiées dans le cadre de ce travail.

Le suivi des parcelles pourrait être réalisé de manière à mieux mettre en exergue les effets des apports au cours des saisons et une éventuelle influence de la période d'échantillonnage.

Par ailleurs, la démarche d'étude de la variabilité spatiale pourrait être approfondie par la réalisation d'un maillage à une échelle plus importante comme ce fut réalisé par DE SMET *et al.* (1996). Cette démarche permettrait de comprendre la distribution du phosphore au-delà d'une seule parcelle ou d'un seul mode de gestion.

Enfin, la connaissance des méthodes d'analyse du taux de saturation en phosphore pourrait être améliorée en comparant différentes méthodes d'analyse pour différents contextes géographiques. L'analyse de sols très particuliers permettrait de connaître le comportement des méthodes d'analyse sur des matériaux plus particuliers et d'essayer de déterminer la méthode la plus adaptée aux sols wallons.

Quoi qu'il en soit, de nombreuses questions restent encore sans réponse et les recherches sur le phosphore et le taux de saturation en phosphore sont loin d'être abouties. Cette problématique risque d'être de plus en plus d'actualité et ce type d'étude peut contribuer à la compréhension de ce problème.

## BIBLIOGRAPHIE

- ANONYME [2005]. Le phosphore, un polluant d'avenir ? *Eau & Rivières*, **132**, 11-18.
- ARAI Y. & SPARKS D. L. [2007]. Phosphate reaction dynamics in soils and soil components : a multiscale approach. *Advances in Agronomy*, **94**, 135-179.
- ARROUAYS D., VION I., JOLIVET C., GUYON D., COUTURIER A. & WILBERT J. [1997]. Variabilité intraparcellaire de quelques propriétés des sols sableux des landes de Gascogne (France). Conséquences sur la stratégie d'échantillonnage agronomique. *Etude et gestion des sols*, **4(1)**, 5-16.
- BARMON V. [2006]. Phosphore et eutrophisation : l'expérience québécoise est-elle transposable à la France ? In : *Qualité de l'eau en milieu rural. Savoirs et pratiques dans les bassins versants* (ed MERLOT P.). Collection Update Sciences & Technologies, INRA, 245-252
- BARROW N.J. [1983]. On the reversibility of phosphate sorption by soils. *Journal of Soil Science*, **34 (4)**, 751-758.
- BEAUCHEMIN S. & SIMARD R.R. [1999]. Soil phosphorus saturation degree : review of some indices and their suitability for P management in Québec, Canada. *Canadian Journal of Soil Science*, **79**, 615-625.
- BEAUDIN I. [2006]. *La mobilité du phosphore. Revue de littérature*. Version finale. Comité ad hoc Groupe mobilité phosphore. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec, 111p.
- BERTRAND D. & DUFOUR E. [2006]. *La spectroscopie infrarouge et ses applications analytiques*. 2<sup>ème</sup> édition. Lavoisier, Tec & Doc, 660p.
- BOCK L. [1984]. *L'intégration chronospatiale des accumulations calcaires. Approche morphopédologique et géochimique dans un paysage semi-aride de l'Atlas tellien (Algérie)*. Thèse de doctorat : Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux (Belgique), 448p.
- BORRGAARD O.K., JORGENSEN S.S., MOBERG J-P. & RABEN-LANGE B. [1990]. Influence of organic matter on phosphate adsorption by aluminium and iron oxides in sandy soils. *Journal of Soil Science*, **41**, 443-449.
- BOULAIN J. [1995]. Quatre siècles de fertilisation. *Etude et Gestion des Sols*, **2 (4)**, 219-226.
- BOULAIN J. [2006]. Histoire de la fertilisation phosphatée. *Etude et Gestion des Sols*, **13 (2)**, 129-137.
- BOURQUE P-A [2006]. *Planète Terre*. Université de Laval (Québec). Département de géologie et de Génie géologique, [www.ggl.ulaval.ca/personnel/bourque/intro.pt/planete\\_terre.htm](http://www.ggl.ulaval.ca/personnel/bourque/intro.pt/planete_terre.htm) (15/03/08).
- CANTIN J. [2002]. *Les outils actuels de mesure du phosphore à la ferme*. Colloque sur le phosphore de l'Ordre des agronomes du Québec, 6 novembre 2002, 30p.

CELLULE ETAT DE L'ENVIRONNEMENT WALLON [1992]. *Etat de l'environnement wallon*. MRW-DGRNE.

CELLULE ETAT DE L'ENVIRONNEMENT WALLON [2007]. *Rapport analytique sur l'état de l'environnement wallon 2006-2007*. MRW-DGRNE. Namur, 736p.

CHARLIER I. [1994]. *Libération du phosphore par quelques sols agricoles de Belgique*. Mémoire : Université Catholique de Louvain-la-Neuve (Belgique) - Sciences du sol, 66p.

COLINET G. [2003]. *Eléments traces métalliques dans les sols : Contribution à la connaissance des déterminants de leur distribution spatiale en Région limoneuse belge*. Thèse de doctorat : Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux (Belgique), 416p.

COLINET G., LAROCHE J., TOUSSAINT B., GOFFAUX M-J., MARTINEZ M. & OGER R. [2005]. *Base de données sols de REQUASUD. 2<sup>me</sup> synthèse*. Publication asbl REQUASUD. DGA-MRW, 36p.

COLINET G., WEISSEN F. & BOCK L. [2008]. *Suivi pédologique dans le cadre de l'inventaire permanent des ressources ligneuses*. Rapport de fin de convention, 65p. + annexes.

CONESA A.P., FARDEAU J.C. & SIMON-SYLVESTRE G. [1979]. Le phosphore et le soufre. In : *Pédologie. Constituants et propriétés du sol*. (eds. BONNEAU M. et SOUCHIER B.). MASSON, 395-407.

DAGNELIE P. [1973]. *Théorie et méthodes statistiques*, Volume 1, Les presses Agronomiques de Gembloux, 378p.

DALAL R.C. [2002]. Plant nutrient availability – Intensity, quantity and buffer power. In : *Encyclopedia of Soil Science* (ed. DEKKER M.), 996-999.

DALY K., JEFFREY D. & TUNNEY H. [2001]. The effect of soil type on phosphorus sorption capacity and desorption dynamics in Irish grassland soils. *Soil Use and Management*, **17**, 12-20.

DE SMET J., HOFMAN G., VAN MEIRVENNE M., VANDERDEELEN J. & BAERT L. [1996]. Variability of the Phosphate Saturation Degree of the sandy loam soil in west-Flanders, Belgium. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, **27**(5-8), 1875-1884.

DESTAIN J-P. [1984]. *Etude par différentes méthodes d'extraction de l'évolution des réserves nutritives en phosphore et potassium de sols soumis à 3 niveaux de fumure*. Mémoire : Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux (Belgique), 117p.

DETHY C. [1981]. *La loi du minimum dans un essai de longue durée. Analyses des éléments nutritifs et influences sur la croissance et le rendement du froment*. Mémoire : Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux (Belgique), 102p.

DIRECTION GENERALE DE L'AGRICULTURE (DGA) [1998]. Région wallonne et régions agricoles. *Les cahiers de l'agriculture*, **9**, 4p.

DIRECTION GÉNÉRALE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE L'ENVIRONNEMENT (DGRNE) [2000]. *Etat de l'Environnement Wallon 2000. L'environnement wallon à l'aube du XXI<sup>e</sup> siècle. Approche évolutive*. MRW-DGRNE.

- DORIOZ J.-M. & TREVISAN D. [2008]. Le transfert diffus du phosphore dans les bassins agricoles: ordres de grandeur, mécanismes, maîtrise. *Ingénieries - eau, agriculture, territoires, numéro spécial "Azote, phosphore et pesticides. Stratégies et perspectives de réduction de flux"*, 27-47.
- DROLET J.-Y., PIGEON S. & DUTIL J.-P. [1996]. Les systèmes de gestion des fumiers de bovins laitiers : implications agronomiques et environnementales. *Agrosol*, **9 (1)**, 52-58.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA) [2005]. *Source apportionment of nitrogen and phosphorus inputs into the aquatic environment*. Rapport N° 7/2005, 48p.
- FARDEAU J.-C. [1993]. Le phosphore assimilable des sols : sa représentation par un modèle fonctionnel à plusieurs compartiments. *Agronomie*, **13**, 317-331.
- FARDEAU J.-C., MOREL C. & BONIFACE R. [1991]. Cinétiques de transfert des ions phosphate du sol vers la solution du sol : paramètres caractéristiques. *Agronomie*, **11**, 787-797.
- FARES F. [1976]. *Contribution à l'étude du phosphore associé à la matière organique du sol*. Thèse de doctorat : Institut national polytechnique de Lorraine (France), 218p.
- FARES F., FARDEAU J.-C. & JACQUIN F. [1974]. Etude quantitative du phosphore organique dans différents types de sols. *Phosphore et agriculture*, **63**, 2541-2557.
- FILIPPELLI G.M. [2008]. The global phosphorus cycle : past, present and future. *Elements*, **4 (2)**, 89-95.
- FITZPATRICK R.W. & SCHWERTMANN U. [1982]. Al-substituted goethite – An indicator of pedogenic and other weathering environments in South Africa. *Geoderma*, **27(4)**, 335-347.
- FREESE D., VAN DER ZEE S.E.A.T.M. & VAN RIEMSDIJK W.H. [1992]. Comparison of different models for phosphate sorption as a function of the iron and aluminium oxides of soils. *European Journal of Soil Science*, **43 (4)**, 729-738.
- FROSSARD E., JULIEN P., NEYROUD J.-A. & SINAJ S. [2004]. *Le phosphore dans les sols. Etat de la situation en Suisse*. Cahier de l'environnement n°368. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage. Berne, 180p.
- GANGBAZO G., BERNARD C. & CÔTÉ D. [1996]. Effets de l'épandage du lisier de porc sur les eaux de ruissellement et de drainage. *Agrosol*, **9 (1)**, 46-51.
- GARRIGUES A. [2007]. Limiter l'impact du phosphore. *Hydroplus*, **169**, 29-36.
- GASTUCHE M.C., FRIPIAT J.J. & SOKOLSKI [1963]. Fixation du phosphore par les oxyhydroxydes de fer et d'aluminium amorphes et cristallisés. *Pédologie*, **13**, 155-180.
- GENOT V. [2006] *Appréhension de la variabilité spatiale et verticale des sols wallons et potentialité de la spectroscopie proche infrarouge. Contribution à l'élaboration d'un conseil de fumure personnalisé*. Mémoire : Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux (Belgique), 70p.
- GENOT V., COLINET G., DARDENNE P., VANVYVE D., REUSEN Y. & BOCK L. [2008] *The near-infrared reflectance spectroscopy technique to predict some soil characteristics useful for the fertility diagnosis*. Projet d'article. 14p.



- GENOT V & REUSEN Y [2007] Document qualité de la Chaîne minérale-sols de l'ASBL REQUASUD. *Analyse par SPIR : procédure de saisie des spectres des échantillons de terre*. 9p.
- GIROUX M. & ROYER R. [2007]. Effets à long terme des applications de phosphore sur les rendements, l'évolution des teneurs, de la saturation et de la solubilité du P dans deux sols très riches. *Agrosolutions*, **18** (1), 17-24.
- GIROUX M. & TRAN T.S. [1996]. Critères agronomiques et environnementaux liés à la disponibilité, la solubilité et la saturation en phosphore des sols agricoles du Québec. *Agrosol*, **9** (2), 51-57.
- HANOTIAUX G. [1961]. *Contribution à l'étude de la dynamique du phosphore et du potassium dans le sol*. Thèse de doctorat : Institut Agronomique de l'Etat à Gembloux, 272p.
- HANOTIAUX G. [1966]. L'étude de la dynamique du phosphore du sol par la méthode du fractionnement. *Trans Comm. II & IV, Int. Soc. Soil Sci., IRSIA*, publication N°7, 161-174.
- HANOTIAUX G. [1985]. *L'analyse du sol*. Note technique. Service de science du sol. Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux, 48p.
- HANOTIAUX G. [1987]. Agressivité spécifique des plantes de grandes cultures vis-à-vis des formes du phosphore dans les sols In : *Les premières journées de l'analyse de terre : l'analyse du phosphore. L'analyse de terre, outil de développement*. (éd. Groupe d'Etudes Méthodologiques pour l'analyse des sols). Blois, décembre 1987, 10p.
- HANOTIAUX G. & HECK J.P. [1976]. Agressivité des espèces végétales vis-à-vis des formes du phosphore du sol. Première partie. Définition du problème. *Pédologie*, **23**, 1, 27-38.
- HANOTIAUX G. & MANIL G. [1963]. Etudes sur la dynamique du phosphore et du potassium dans le sol. Première partie. Introduction et étude de l'action différenciatrice des fumures. *Pédologie*, **13**, 73-91.
- HANOTIAUX G. & MANIL G. [1964]. Etudes sur la dynamique du phosphore et du potassium dans le sol. Quatrième partie. Formes du phosphore et du potassium extraites par l'acétate ammonique. *Pédologie*, **14**, 36-54.
- HOLFORD I.C.R. & MATTINGLY G.E.G. [1975]. The high- and low-energy phosphate adsorbing surfaces in calcareous soils. *European Journal of Soil Science*, **26**(4), 407-417.
- HOMSY S. [1992]. *Comparaison de quatre méthodes utilisées en routine dans les laboratoires européens pour l'appréciation de l'offre en phosphore disponible du sol*. Mémoire : Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux (Belgique), 89p.
- HOMSY S. [2004]. *Influence des conditions physico-chimiques et biologiques sur les mécanismes de transformation et de distribution du phosphore minéral et organique dans des agrosystèmes de régions tempérées*. Thèse de doctorat : Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux (Belgique), 268p.
- HOODA P.S., TRUESDALE V.W., EDWARDS A.C., WITHERS P.J.A., AITKEN M.N., MILLER A. & RENDELL A.R. [2001]. Manuring and fertilization effects on phosphorus accumulation in soils and potential environmental implications. *Advances in Environmental Research*, **5**, 13-21.

- HOUSE W.A. et DONALDSON L. [1986]. Adsorption and coprecipitation of phosphate on calcite. *Journal of Colloid and Interface Science*, **112**, 309-324.
- HUGHES S., REYNOLDS B., BELL S.A. & GARDNER C. [2000]. Simple phosphorus saturation index to estimate risk of dissolved P in runoff from arable soils. *Soil Use and Management*, **16**, 206-210.
- IGE D.V., AKINREMI O.O. & FLATEN D.N. [2007]. Direct and indirect affects of soil properties on phosphorus retention capacity. *Soil Science Society of America Journal*, **71**, 95-100.
- INSTITUT SCIENTIFIQUE DE SERVICE PUBLIC (ISSEP) [2006]. *Guide d'échantillonnage de la Région wallonne*.
- KOOPMANS G.F., CHARDON W.J., DEKKER P.H.M., RÖMKENS P.F.A.M. & SCHOUMANS O.F. [2006]. Comparing different extraction methods for estimating phosphorus solubility in various soil types. *Soil Science*, **171 (2)**, 104-116.
- LABOSKI C.A.M. & LAMB J.A. [2004]. Impact of manure application on soil phosphorus sorption characteristics and subsequent water quality implications. *Soil Science*, 169(6), 440-448.
- LAMBERT J., DELHAYE J-P. & TOUSSAINT B. [1979]. La fertilisation phosphorique et la conduite rationnelle des herbages en région tempérée. *Phosphore et agriculture*, **76**, 7-16.
- LAROCHE J. & OGER R. [1999]. *Base de données sols de REQUASUD. Première synthèse*. 37p.
- LEGENDE DE LA CARTE NUMERIQUE DES SOLS DE WALLONIE – VERSION 2 [2007]. Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux – Laboratoire de Géopédologie, en relation avec le PCNSW (convention pour le compte de la Région wallonne – DGA), 54p. + 2 annexes.
- LEINWEBER P., LÜNSMANN F. & ECKHARDT K.U. [1997]. Phosphorus sorption capacities and saturation of soils in two regions with different livestock densities in northwest Germany. *Soil Use and Management*, **13**, 82-89.
- LEINWEBER P., MEISSNER R., ECKHARDT K-U. & SEEGER J. [1999]. Management effects on forms of phosphorus in soil and leaching losses. *European Journal of Soil Science*, **50**, 413-424.
- LINDSAY W.L. & VLEK P.L.G. [1977]. Phosphate minerals. In : *Minerals in Soil Environments* (eds. DIXON J.B. et WEED S.B.), 638-659.
- LOOKMAN R., JANSEN K., MERCKX R. & VLASSAK K. [1996]. Relationship between soil properties and phosphate saturation parameters. A transect study in northern Belgium. *Geoderma*, **69**, 265-274.
- LOOKMAN R., VANDEWEERT N., MERCKX R. & VLASSAK K. [1995]. Geostatistical assessment of the regional distribution of phosphate sorption capacity parameters ( $Fe_{ox}$  and  $Al_{ox}$ ) in northern Belgium. *Geoderma*, **66**, 285-296.
- MAGUIRE R.O., FOY R.H. & SIMS J.T. [2001] Estimation of the phosphorus sorption capacity of acidic soils of Ireland. *European Journal of Soil Science*, **52 (3)**, 479-487.

- MANNING D.A.C. [2008]. Phosphate minerals, environmental pollution and sustainable agriculture. *Elements*, **4**, 105-108.
- MATHIEU C. & PIELTRAIN F. [2003]. *Analyse chimique des sols. Méthodes choisies*, Paris, Lavoisier TEC & DOC, 387p.
- MENGEL K. [1997]. Agronomic measures for better utilization of soil and fertilizer phosphates. *European Journal of Agronomy*, **7**, 221-233.
- MOREL R. [1996]. *Les sols cultivés*. 2e éd., Lavoisier. TEC & DOC, 389p.
- MULLA D.J. & MCBRATNEY A.B. [2000]. Soil Spatial Variability. In : *Handbook of Soil Science* (éd. SUMMER M.E.), 26p.
- MULLEN M.D. [2005]. Phosphorus in soils. Biological interactions. In : *Encyclopedia of soils in the environment* (ed. HILLEL D.). Elsevier. 210-216.
- NOLIN M., SIMARD R., CAMBOURIS A., BEAUCHEMIN S., CLUIS D. [non daté]. *Variabilité spatiale intraparcellaire de quelques caractéristiques liées à la capacité de fixation du phosphore des sols argileux de la plaine de Montréal (Québec)*, 9p.
- OELKERS E.H. ET VALSAMI-JONES E. [2008]. Phosphate mineral reactivity and global sustainability. *Elements*, **4 (2)**, 83-87.
- PELLERIN S., MOREL C. & DORIOZ J-M. [2005]. Bilan environnemental du phosphore. In : *Sols et Environnement. Cours, exercices et études de cas*. (eds. GIRARD M-C., WALTER C., BERTHELIN J. & MOREL J-L.). Paris, DUNOD, 628-649.
- PELLERIN F., PELLERIN S., VILETTE C. & BOIFFIN J. [2000]. Evolution du raisonnement de la fertilisation phosphatée des grandes cultures. Etude par simulation de l'évolution des préconisations de fumures sur un échantillon représentatif des sols et des successions de culture du Nord du Bassin Parisien. *Etude et Gestion des Sols*, **7 (1)**, 53-71.
- PELTOVUORI T., UUSITALO R. & KAUPPIA T. [2002]. Phosphorus reserves and apparent phosphorus saturation in four weakly developed cultivated pedons. *Geoderma*, **110**, 35-47.
- POTE D.H., DANIEL T.C., SHARPLEY A.N., MOORE P. A., EDWARDS D.R. & NICHOLS D.J. [1996]. Relating extractable soil phosphorus to phosphorus losses in runoff. *Soil Science Society of America Journal*, **60**, 855-859.
- PREVOT H. [2004]. *Comparaison de méthodes statistiques et neuronales pour l'établissement d'équations de calibrage en spectrométrie de réflexion diffuse dans le proche infrarouge*. Thèse de doctorat : Faculté Universitaire des Science Agronomiques de Gembloux (Belgique), 382p.
- PROVENCHER M. [2003]. *Evaluation spatiale de l'efficacité agronomique du LIOR dans la pomme de terre*. Mémoire : Université Laval (Canada), 67p.
- SARR J.B., GIROUX M., MICHAUD A.R. & AUROUSSEAU P. [2007]. Comparaison de diverses méthodes d'évaluation de la saturation et de la solubilité du phosphore dans des sols de Bretagne (France) à des fins agroenvironnementales. *Agrosolutions*, **18 (1)**, 4-11.

- SATUPHOS [2008]. *Etat des lieux du taux de saturation en phosphore des sols agricoles de la Région Wallonne et perspectives d'évolution compte tenu des apports de matière organique* (Rapport intermédiaire). Unité des Sciences du Sol – UCL, 23p.+annexes.
- SCHADECK N. [1997]. *Rétention et mobilisation du phosphore dans les sols agricoles de Belgique. Application particulière aux zones humides*. Thèse de doctorat : Université Catholique de Louvain-la-Neuve (Belgique). Unité des sciences du sol, 180p.
- SCHOUMANS O.F. [2000]. *Determination of the degree of phosphate saturation in non-calcareous soils. Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals and waters*, [http://www.sera17.ext.vt.edu/Documents/Methods\\_of\\_P\\_Analysis\\_2000.pdf](http://www.sera17.ext.vt.edu/Documents/Methods_of_P_Analysis_2000.pdf) (20/04/08). 4p.
- SCHVARTZ C., MULLER J.C. & DECROUX J. [2005]. *Guide de la fertilisation raisonnée : Grandes cultures et prairies*. Paris, COMIFER, 414 p.
- SHARPLEY A.N. [1996]. Availability of residual phosphorus in manured soils. *Soil Science Society of America Journal*, **60**, 1459-1466.
- SHARPLEY A.N. [2000]. Phosphorus availability. In : *Handbook of Soil Science* (ed. SUMMER M.E.), 18p.
- SHARPLEY A.N. & MENZEL R.G. [1987]. The impact of soil and fertilizer phosphorus on the environment. *Advances in Agronomy*, **41**, 297-324.
- SIMS J.T. & VADAS P.A. [2005]. Phosphorus in soils. In : *Encyclopedia of soils in the environment* (ed. HILLEL D.). Elsevier. 202-210.
- SMECK N.E., TORRENT J. & BARRON V. [1994]. Interactions and weathering losses of iron and phosphorus in Paleixeralfs of southern Spain. *Soil Science Society of America Journal*, **58**, 1723-1729.
- STUDER R. [1987]. Le pouvoir fixateur des sols à l'égard du phosphore. Mesure et signification analytique. In : *Les premières journées de l'analyse de terre : l'analyse du phosphore. L'analyse de terre, outil de développement*. (ed. Groupe d'Etudes Méthodologiques pour l'analyse des sols). Blois, décembre 1987, 7p.
- TAVERNIER R. & MARÉCHAL R. [1958]. Carte des associations de sols de la Belgique. *Pédologie*, **8**, 134-182.
- TRAN T.S., CÔTÉ D. & N'DAYEGAMIYE A. [1996]. Effets des apports prolongés de fumier et de lisier sur l'évolution des teneurs du sol en éléments nutritifs majeurs et mineurs. *Agrosol*, **9** (1), 21-30.
- ULÉN B., BECHMANN M., FÖLSTER J., JARVIE H.P. & TUNNEY H. [2007]. Agriculture as a phosphorus source for eutrophication in the north-west European countries, Norway, Sweden, United Kingdom and Ireland : a review. *Soil Use and Management*, **23** (Suppl. 1), 5-15.
- UNION DES INDUSTRIES DE LA FERTILISATION (UNIFA). [2006] *Analyse de terre. La comprendre et l'utiliser*, [http://www.unifa.fr/01\\_actu/fichiers/ferti2.pdf](http://www.unifa.fr/01_actu/fichiers/ferti2.pdf), (04/03/08).

VANDENBERGHE C. & MARCOEN J-M. [2004]. *Transposition de la Directive Nitrate (CE) en Région wallonne : azote potentiellement lessivable de référence pour les sols cultivés en Région wallonne*. Terre wallonne – humains admis. Colloques (16 avril 2004). Liège (Belgique), 55-62.

VAN DER ZEE S.E.A.T.M. & VAN RIEMSDIJK W.H. [1988]. Model for long-term phosphate reaction kinetics in soil. *Journal of Environmental Quality*, **17**, 35-41.

VANOVERSTRAETEN M. & HANO'TIAUX G. [1994]. *Rapport d'évaluation de la première rotation 1990-1993*. Rapport n° 7 (IMPHOS). Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux.

VILLEMIN P. [1987]. Diagnostic de la fertilisation phosphatée des sols. In : *Les premières journées de l'analyse de terre : l'analyse du phosphore. L'analyse de terre, outil de développement*. (ed. Groupe d'Etudes Méthodologiques pour l'analyse des sols). Blois, décembre 1987, 9p. + annexes.