

Faculté des bioingénieurs

Détermination des cinétiques de minéralisation d'engrais organiques

Auteur : Martin Charles
Promoteur : Richard Lambert
Lecteurs : Marc De Toffoli
Yannick Agnan

Année académique : 2019-2020
Master bioingénieur : Sciences agronomiques

Résumé

Dans le contexte de transition vers une économie circulaire, l'Union Européenne a adopté un nouveau cadre juridique harmonisé autour des engrais organiques qui entrera en vigueur en 2022. Ce décret encourage le recyclage de différentes matières organiques considérées jusqu'alors comme des déchets et qui pourront acquérir un nouveau statut de matières premières valorisables en agriculture. Parmi ces engrais organiques, on retrouve notamment des digestats de biométhanisation d'origines diverses et pouvant faire l'objet de post-traitements variés. Ces produits sont encore peu connus et il convient d'améliorer nos connaissances à leur sujet pour les inclure de manière pertinente dans le cadre légal du PGDA et de manière générale dans des conseils de fertilisation éclairés.

D'autre part, la clé de classification des engrais organiques selon leur rapidité d'action en vigueur actuellement dans le code de l'eau est remise en question. En particulier, les critères sur lesquels elle s'appuie ne permettent pas de mener systématiquement différents échantillons d'une même famille d'engrais organiques à la même classification.

C'est dans le contexte de proposition de révision de cette clé de classification que s'insère ce travail de mémoire. Pour parvenir à améliorer notre compréhension des dynamiques d'action des engrais organiques, il est utile d'avoir recours à l'étude des cinétiques de minéralisation de ces matières.

C'est ainsi que ce travail de mémoire a consisté à étudier les cinétiques de minéralisation du carbone et de l'azote de différents engrais organiques par le biais d'incubation en conditions contrôlées de laboratoire selon la norme FD U44-163.

Les objectifs posés par ce projet étaient triples : Tenter de mieux comprendre les effets éventuels des facteurs liés à l'origine et aux post-traitements de digestats de biométhanisation, déterminer si un échantillon composite de fumier bovin peut être considéré comme représentatif des échantillons individuels qui le composent et tenter d'aboutir à une classification globale des engrais organiques se basant sur des critères de cinétiques de minéralisation du carbone et de l'azote.

Les résultats des cinétiques de minéralisation obtenus ont été différents que ceux attendus à priori et s'expliquent par la méthode employée et les conditions opératoires qu'elle implique. Ces résultats nous permettent de comparer les produits entre eux et de conclure d'une part qu'un échantillon composite de fumier bovin semble bien représentatif de l'ensemble des fumiers qui le constituent en termes de minéralisation du carbone. D'autre part, les digestats de biométhanisation, complets et traités par séparation de phases, présentent une valeur fertilisante azotée nette positive dont l'intensité peut, dans le cas des digestats complets, sans doute être reliée à leur origine et de ce fait, indirectement à leur taux de matière sèche.

Après analyse des résultats, il s'est avéré que la limite d'utilisation de la méthode employée dans le cadre de ce travail se situait dans la simulation de la minéralisation de l'azote des engrais organiques en conditions réelles et que l'expérimentation en champ restait utile. La dénaturation des matières organiques induite par cette méthode est en particulier visée.

En termes de perspectives, il en ressort que l'étude de l'effet de différentes granulométries d'engrais organiques sur les cinétiques de leur minéralisation serait intéressante dans l'optique de l'amélioration des méthodes d'incubations en laboratoire.

Remerciements

Je profite de ces quelques mots pour remercier chaleureusement quelques personnes pour leur accompagnement, leurs savoirs et connaissances, leur soutien et leur bienveillance.

La première personne qui me vient à l'esprit et à qui je souhaite exprimer ma gratitude et mes plus sincères remerciements dans le cadre de ce mémoire de fin d'études est Thibaut Cugnon. Je le remercie pour son soutien et son suivi régulier, ainsi que pour sa grande disponibilité afin de m'apporter son aide et de me faire profiter de ses précieux conseils.

Ensuite, je remercie vivement mon promoteur, le Pr. Richard Lambert, premièrement pour m'avoir permis de réaliser ce travail s'inscrivant dans un projet stimulant et valorisant. Ensuite pour votre accompagnement au cours de cette année malgré les conditions particulières qui auront marqué cette année 2020.

Au-delà de l'affinité nécessaire à l'égard du sujet d'un mémoire de fin d'études, l'épanouissement dans le cadre d'un travail de cette envergure passe également grandement par un environnement humain bienveillant.

Ainsi, je souhaite également remercier les personnes présentes sur le site de la ferme expérimentale de Marbaix, pour leur compagnie et leur aide occasionnelle au cours de mes journées de « manips ». Je pense également aux personnes du centre de Michamps et leur adresse mes remerciements pour leur travail indispensable en particulier de dosage d'azote nitrique et ammoniacal de mes échantillons.

Pour terminer, que vaudrait cette page si je n'en profitais pas pour remercier l'ensemble des personnes de mon entourage pour leur présence, leur soutien, leur patience, leur amitié et leur bienveillance tout au long de ces dernières années. Je pense en particulier à ma famille, mais aussi à toutes les personnes de mon entourage sans lesquelles rien n'aurait été pareil. Merci pour tout !

Table des matières

Première partie : Introduction générale.....	1
1 Chapitre 1 : Mise en contexte et problématique.....	1
1.1 Avant-propos	1
1.2 Perte de matière organique : intérêts de la fertilisation organique	1
1.3 Sujet de recherche : contextualisation et cadre légal	4
1.3.1 Directive nitrates européenne et PGDA	4
1.3.2 Économie circulaire et nouveau règlement européen relatif aux engrais	6
1.3.3 Risques liés à cette nouvelle législation	7
1.3.4 Remise en question du système de classification actuel	7
1.4 Objectifs de l'étude : problématique et finalités.....	10
Deuxième partie : État des connaissances.....	11
2 Chapitre 2 : la matière organique des sols : notions préliminaires, rôles et fonctions.	11
2.1 Définitions	11
2.1.1 La matière organique	11
2.1.2 Composition et turn over des matières organiques	11
2.2 Rôles et fonctions de la matière organique : bénéfices agronomiques et environnementaux.....	13
2.2.1 Fertilité chimique des sols : Réserve en éléments nutritifs pour les plantes	13
2.2.2 Fertilité physique des sols : structure du sol.....	14
2.2.3 Fertilité biologique	14
2.2.4 Autres services écosystémiques.....	15
2.3 Le cycle de la matière organiques dans les sols.....	15
3 Chapitre 3 : Les facteurs influençant la minéralisation des produits organiques exogènes et les pertes d'éléments nutritifs.....	17
3.1 Facteurs influençant la respiration des microorganismes	17
3.1.1 Facteurs de l'environnement et pédologiques :	17
3.1.1.1 Température, humidité et pH	17
3.1.1.2 Texture et structure du sol : stabilisation physique et physico-chimique.....	18
3.1.2 Nature et composition de la matière organique.....	19
3.1.2.1 Teneur en azote et Rapport C/N	19
3.1.2.2 Récalcitrance chimique : stabilisation chimique (préservation sélective)	20
3.1.3 Pratiques agricoles	20
3.1.3.1 Le travail du sol	20
3.1.3.2 La fertilisation minérale	21
3.2 Facteurs influençant les pertes d'éléments : gestion des engrais organiques	21
4 Chapitre 4 : Classification des matières organiques	23
4.1 Engrais organiques et amendements organiques.....	23
4.1.1 Définitions	24
4.2 Caractérisation des matières organiques.....	24
4.2.1 Problématique : une grande variabilité et une classification difficile.....	24
4.2.2 Les paramètres de classification	25
4.2.2.1 Le rapport C/N.....	25
4.2.2.2 Les cinétiques de minéralisation.....	26
4.2.2.3 Les potentiels de minéralisation	27
4.2.2.4 L'Indice de Stabilité de la Matière Organique : ISMO.....	29

4.2.2.5	Autres paramètres	29
4.3	Caractérisation des cinétiques de minéralisation et apports des principaux produits résiduels organiques	30
4.3.1	Cinétiques de minéralisation du carbone et de l'azote de produits organiques	30
4.3.1.1	Études des cinétiques de minéralisation de produits organiques	31
4.3.1.2	Typologie du comportement des produits organiques	35
4.3.2	Apports et effets sur le sol des produits organiques	40
4.3.2.1	Valeur fertilisante : Fourniture d'N au sol, d'éléments nutritifs et propriétés chimiques du sol.	40
4.3.2.2	Valeur amendante : Séquestration de carbone et propriétés physiques du sol	42
	Troisième partie : Matériel et méthodes.....	44
5	Chapitre 5 : Caractérisation de la matière organique par la minéralisation potentielle du carbone et de l'azote mesurée en laboratoire : Norme FD U44-163	46
5.1	Caractérisation des engrais organiques	46
5.2	Incubations en conditions contrôlées	46
5.2.1	Minéralisation du carbone	46
5.2.1.1	Principe	46
5.2.1.2	Mode opératoire	47
5.2.2	Minéralisation de l'azote	49
5.2.2.1	Principe	49
5.2.2.2	Mode opératoire	49
5.3	Matériel nécessaire et mesures préliminaires.....	52
6	Chapitre 6 : Mise en place de l'essai matières organiques à Michamps	53
6.1	Mise en place de l'essai	53
6.1.1	Calculs préliminaires.....	54
6.1.2	Analyses préliminaires.....	55
6.1.3	Analyses de sol	55
6.2	Le contexte pédoclimatique du site expérimental de Michamps	56
6.2.1	Les conditions climatiques	56
	Quatrième partie : Résultats et discussions	57
7	Chapitre 7 : Minéralisation du carbone et de l'azote.....	58
7.1	Analyses préliminaires des produits organiques testés	58
7.1.1	Classification des produits selon la clé de classification actuelle	58
7.1.2	Variabilité des caractéristiques des produits testés et interprétations.....	59
7.1.2.1	Le rapport C/N.....	59
7.1.2.2	Teneurs en azote.....	61
7.2	Analyse des fumiers bovins.....	62
7.2.1	Cinétiques et potentiels de minéralisation du carbone	62
7.2.2	Cinétiques et potentiels de minéralisation de l'azote	64
7.2.3	Corrélation entre potentiels de minéralisation et analyses préliminaires	66
7.3	Analyse des digestats de biométhanisation	68
7.3.1	Cinétiques et potentiels de minéralisation du carbone	68
7.3.2	Cinétiques et potentiels de minéralisation de l'azote	71
7.3.3	Corrélations entre potentiels de minéralisation et analyses préliminaires et régression linéaire 73	
7.4	Comparaison de l'ensemble des produits et discussion générale.....	75
7.4.1	Cinétiques et potentiels de minéralisation du carbone et de l'azote	75
7.4.2	Analyses de Corrélation et régressions linéaires	80
7.5	ISMO et interprétations agronomiques	82
7.6	Discussion générale et hypothèses.....	84

8	Chapitre 8 : Essai matières organiques de Michamps.....	86
9	Chapitre 9 : Conclusion et perspectives	88
	Cinquième partie : Bibliographie	90
	Sixième partie : Annexes	Erreur ! Signet non défini.

Liste des figures :

Figure 1 : Teneurs en carbone organique des sols sous cultures en Wallonie (COS) sous cultures* en Wallonie.....	2
Figure 2 : Calendrier d'épandage selon le type d'engrais, la localisation de la parcelle (ZV ou non) et sa destination (prairie ou terre arable).....	Erreur ! Signet non défini.
Figure 3 : Clé de classification des matières organiques en fonction de leur dynamique d'action	Erreur ! Signet non défini.
Figure 4 : Classification des engrais en fonction de la rapidité d'action de l'azote contenu	Erreur ! Signet non défini.
Figure 5 : Classification des engrais de ferme entre une catégorie à action lente et une rapide	Erreur ! Signet non défini.
Figure 6 : Composition et turnover des matières organiques	Erreur ! Signet non défini.
Figure 7 : Dynamique de la matière organique	Erreur ! Signet non défini.
Figure 8 : Rendements culturaux en fonction de la teneur en carbone organique	Erreur ! Signet non défini.
Figure 9 : Positivité du sol en fonction de son contenu en carbone organique	Erreur ! Signet non défini.
Figure 10 : Les fonctions de la matière organique du sol	Erreur ! Signet non défini.
Figure 11 : Cycle du carbone et de l'azote	Erreur ! Signet non défini.
Figure 12 : La volatilisation de l'ammoniac dans le système sol-atmosphère....	Erreur ! Signet non défini.
Figure 13 : Cinétiques de minéralisation du carbone et de l'azote de quelques produits organiques	Erreur ! Signet non défini.
Figure 14 : Interprétation agronomique du potentiel de minéralisation du carbone ct91 des produits organiques	Erreur ! Signet non défini.
Figure 15 : Interprétation agronomique du potentiel de minéralisation de l'azote CMN des produits organiques	Erreur ! Signet non défini.
Figure 16 : Valeurs de l'ISMO d'effluents d'élevage.....	Erreur ! Signet non défini.
Figure 17 : Dégradation du carbone organique des boues de station d'épuration et des effluents d'élevage exprimée en % du carbone organique contenu dans les déchets	Erreur ! Signet non défini.
Figure 18 : Effet net de l'apport de boues de station d'épuration et d'effluents d'élevage sur la dynamique de l'azote du sol	Erreur ! Signet non défini.
Figure 19 : Analyse en composantes principales entre les caractéristiques des amendements	Erreur ! Signet non défini.
Figure 20 : % d'azote minéralisé en fonction du C/N de différents couverts végétaux	Erreur ! Signet non défini.
Figure 21: Classification des PRO en fonction de leurs cinétiques de minéralisation...	Erreur ! Signet non défini.
Figure 22 : : Classification en 6 classes de produits organiques d'origine animale selon leur minéralisation du C et de l'N	Erreur ! Signet non défini.
Figure 23 : arbre de classification en fonction des paramètres de composition chimique et biochimique	Erreur ! Signet non défini.
Figure 24 : effet de l'apport de différentes MOE sur la dynamique de l'azote minéral du sol	Erreur ! Signet non défini.
Figure 25 : Effet des procédés sur l'évolution de la teneur en MO sur les 20 premiers centimètres.....	Erreur ! Signet non défini.
Figure 26 : Effet des différents produits organiques sur les propriétés physiques du sol	Erreur ! Signet non défini.

Figure 27 : Schéma de la disposition des microparcelles de l'essai matières organiques de Michamp.....**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 28 : Quantités épandues dans les 2 stratégies expérimentales retenue dans le cadre de l'essai avec une équivalence carbone et une équivalence azote.....**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 29 : valeurs moyennes annuelles et mensuelles de température et précipitations à Bastogne**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 30 : Classification des produits testés selon la rapidité d'action avec les critères de classification en vigueur actuellement**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 31 : Rapport C/N des différents produits testés et seuil théorique d'immobilisation d'azote**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 32 : Teneurs en azote total, ammoniacal et rapport N_{tot}/NH_4 des différents produits organiques**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 33 : Cinétiques de minéralisation du carbone des fumiers bovins frais et composté**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 34 : coefficients de minéralisation du carbone des fumiers aux jours 3, 7 et 91 d'incubation.....**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 35 : Coefficients de minéralisation de l'azote des fumiers bovins frais et composté**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 36 : Analyse de la dispersion des paramètres d'analyse préliminaire et des coefficients de minéralisation du carbone et de l'azote des fumiers bovins frais.....**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 37 : Matrices des corrélations entre coefficients de minéralisation et paramètres d'analyse préliminaire des fumiers bovins frais.....**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 38 : significativité de la régression linéaire entre nt_{91} et C/N des fumiers bovins**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 39 : Cinétiques de minéralisation du carbone des digestats de biométhanisation**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 40 : coefficients de minéralisation du carbone des digestats de biométhanisation aux jours 3, 7 et 91 d'incubation.....**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 41 : Cinétiques de minéralisation de l'azote des digestats de biométhanisation **Erreur ! Signet non défini.**

Figure 42 : Cinétiques de minéralisation de l'azote organique de 3 digestats complets de biométhanisation**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 43 : Matrices des corrélations entre coefficients de minéralisation et paramètres d'analyse préliminaire des digestats**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 44 : Matrices des corrélations entre coefficients de minéralisation et paramètres d'analyse préliminaire des digestats à l'exception du digestat GR.**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 45 : Matrices des corrélations entre coefficients de minéralisation et paramètres d'analyse préliminaire des digestats et fumiers bovins**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 46 : significativité de la régression linéaire entre nt_{91} et C/N avec les fumiers et les digestats.....**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 47 : Cinétiques de minéralisation du carbone de l'ensemble des produits**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 48 : Cinétiques de minéralisation de l'azote de l'ensemble des produits organiques**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 49 : Cinétiques de minéralisation de l'azote de l'ensemble des produits organiques (sans BRF).....**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 50 : potentiel de minéralisation du C en fonction du potentiel de minéralisation de l'N**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 51 : matrice de corrélation entre C/N et les potentiels de minéralisation du C et de l’N**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 52 : Significativité de la régression linéaire entre C/N et nt91 à travers l’ensemble des produits testés**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 53 : matrice de corrélation entre C/Norg et les potentiels de minéralisation du C et de l’N.....**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 54 : Potentiel de minéralisation du carbone ct91 et ISMO des différents produits organiques incubés**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 55 : Corrélation linéaire entre ISMO et ct91**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 56 : Quantités d’Nmin immobilisées par les produits incubés**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 57 : Variation du taux de MO dans l’essai matières organiques de Michamps..**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 58 : Corrélation linéaire entre variation du taux de MO et ISMO des matières épandues dans l’essai matières organiques de Michamp**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 59 : correspondance entre produits et abréviations.....**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 60 : Moyennes des paramètres MS, MO, Corg, Ntot, C/N, NH₄⁺, P₂O₅, K₂O des différents produits testés.....**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 61 : Classification des matières organiques testées selon les critères de classification actuels.....**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 62 : Potentiels de minéralisation du carbone et de l’azote de l’ensemble des produits testés**Erreur ! Signet non défini.**

Première partie : Introduction générale

1 Chapitre 1 : Mise en contexte et problématique

1.1 Avant-propos

Lors d'une fertilisation organique, la matière organique exogène (MOE) épandue sur le sol est décomposée par l'action enzymatique des microorganismes du sol. Les transformations qui en résultent aboutissent d'une part à la formation de composés organiques stables qu'on regroupe sous le terme d'humus, et d'autre part à la formation de composés minéraux. Il s'agit du phénomène de minéralisation de la matière organique et ce processus est indispensable au maintien de la durabilité de l'agroécosystème. En effet, l'humus permet d'améliorer les propriétés du sol autant d'un point de vue physique que chimique et biologique, et les composés minéraux issus de la minéralisation constituent des éléments nutritifs indispensables aux cultures. Lors de l'établissement d'un plan de fertilisation, il est utile de comprendre et de pouvoir prédire les dynamiques d'action des matières organiques épandues de manière à en faire l'usage le plus pertinent possible. Cela revient à pouvoir les classer en termes de rapidité d'action dans le but de synchroniser les besoins des cultures avec la fourniture en éléments nutritifs issus de la minéralisation de ces matières organiques. La cinétique de ce processus dépend d'un grand nombre de facteurs liés à la matière organique elle-même telle que sa composition biochimique et aux conditions du milieu environnant telles que la température et l'humidité... Tous ces facteurs ont une influence sur l'activité biologique de la microflore du sol responsable de la minéralisation.

L'incubation de mélange sol/produit organique en conditions contrôlées de laboratoire permet de simuler l'activité des microorganismes décomposeurs en conditions réelles et de déterminer les cinétiques de minéralisation de différents engrais organiques.

L'objet de cette étude consiste ainsi en la caractérisation des dynamiques de minéralisation de différents engrais organiques mélangés à un sol de référence par le biais d'incubations en conditions contrôlées. En parallèle, un essai matière organique a été mis en place durant le Printemps 2019 à Michamps en province du Luxembourg et un autre objectif secondaire sera d'établir une corrélation entre les résultats obtenus en laboratoire et sur le terrain notamment par l'intermédiaire de l'indice de stabilité des matières organiques (ISMO).

1.2 Perte de matière organique : intérêts de la fertilisation organique

Le modèle d'agriculture conventionnel actuel est le fruit d'une industrialisation continue de l'agriculture depuis le début du 20^{ème} siècle qui a permis l'arrivée des engrais minéraux, des pesticides et d'une grande mécanisation des travaux. Ces avancées techniques et technologiques ne sont toutefois pas sans conséquences, elles sont à la base de problèmes agronomiques et sources de problèmes climatiques actuels.

Ces nouveaux outils et ces nouvelles pratiques ont petit à petit conduit d'une part à temporairement ne plus devoir considérer le statut organique du sol comme un élément fondamental de l'agroécosystème et d'autre part, pire encore, à le détruire par un travail de plus en plus intensif du sol. Or, les propriétés chimiques, physiques et biologiques des sols sont indissociables de leur contenu quantitatif et qualitatif en matières organiques (Lashermes et al., 2007).

Ces matières organiques sont indispensables pour que les sols puissent assurer leurs nombreux rôles et fonctions, notamment leur capacité de production agricole et le maintien d'un écosystème dans son ensemble fournissant de nombreux services écosystémiques. Or, certaines zones en Région Wallonne, à l'instar de nombreuses autres régions étrangères, connaissent une chute inquiétante de leur contenu en matière organique depuis une soixantaine d'années menaçant la capacité des sols à assurer leurs rôles agricoles et environnementaux (SPW - DGO3 - DEMNA - DEE, 2017). La figure suivante compare les teneurs moyennes en carbone des sols sous cultures entre 2 périodes différentes comme l'illustre la figure suivante :

RÉGIONS AGRICOLES	n**	TENEURS EN COS (%)			ÉVOLUTION ENTRE LES PÉRIODES 1949-1972 ET 2004-2014
		MOYENNE	P 25	P 75	
Sablo-limoneuse	8 714	1,14	1,00	1,20	- 12 %
Limoneuse	19 694	1,22	1,02	1,30	- 13 %
Campine hennuyère	2	1,20	1,10	1,30	non significatif
Condroz	7 399	1,42	1,20	1,60	- 5 %
Famenne	1 011	1,75	1,30	2,05	- 6 %
Fagne	78	1,73	1,28	2,20	non significatif
Herbagère	639	2,21	1,60	2,70	non significatif
Haute Ardenne	62	3,15	2,90	3,38	- 20 %
Ardenne	524	3,20	2,70	3,60	- 11 %
Jurassique	213	1,78	1,30	2,09	- 11 %
Toutes	38 336	1,30	1,04	1,40	- 20 %

* Teneurs observées dans les horizons de surface de 38 336 sols sous cultures (données REQUASUD collectées entre 2004 et 2014) (Chartin et al., 2015, 2017)

** Nombre d'échantillons analysés

REEW 2017 – Sources : UCL - ELI - TECLIM ; REQUASUD (licence A09/2016)

Figure 1 : Teneurs en carbone organique des sols (COS) sous cultures* en Wallonie

Source : UCL - ELI - TECLIM ; REQUASUD. Base de données Aardewerk (1949-1972) et base de données REQUASUD (2004-2014). Repéré dans le rapport de l'état de l'environnement Wallon consulté sur <http://etat.environnement.wallonie.be/>

On observe une chute significative des teneurs en matière organique dans 7 des 10 régions agricoles de Région Wallonne. On observe que l'Ardenne et la Haute Ardenne sont touchées par de fortes diminutions de carbone alors que les conditions climatiques y sont pourtant favorables à une dégradation plus lente du carbone organique. Cela s'explique car les cultures en Ardenne sont pour une partie des anciennes prairies dont les stocks de carbone sont plus élevés que sous culture et la conversion d'une prairie en culture induit un déstockage du carbone précédemment séquestré (Genot et al., 2012). C'est sans surprise par contre que les teneurs les plus faibles se retrouvent dans les zones de grandes cultures (région limoneuse, région campine hennuyère enclavée dans la région sablo-limoneuse et la région condruzienne). Dans le cycle naturel des matières organiques du sol (MOS), celles-ci évoluent, et l'étape finale de leur transformation par les microorganismes appelée minéralisation s'accompagne de la libération d'éléments minéraux nutritifs pour les cultures. Ce phénomène provoquant la diminution naturelle du taux de matière organique est compensé en conditions « naturelles » par des apports de matières organiques fraîches. Or, dans un écosystème cultivé, en particulier dans les zones de grandes cultures découplées de l'élevage, la maigreur des compensations exogènes (peu de retour de fertilité via l'élevage) s'ajoute à l'exportation des récoltes et l'input n'est plus suffisant pour compenser l'output de matière organique.

Ainsi, les causes principales de ce phénomène de perte de matière organique sont :

1. L'accélération de la minéralisation provoquée par des pratiques agricoles basées sur un travail du sol intensif :

En effet, le labour, entre autres pratiques, présente outre ses fonctions intéressantes, des effets d'altération de l'agrégation des particules de sol. Il en résulte que, d'une part, que la matière organique est moins bien protégée et d'autre part, l'aération du sol par le labour diminue le temps de résidence du carbone organique du sol par stimulation de l'activité microbienne ce qui accélère la minéralisation de la matière organique (Roudaut et al., 2011).

Remarque : le rôle présumé du labour sur le déstockage de carbone est remis en question par certaines expérimentations, notamment par un essai longue durée de plus de 40 ans mené à Boigneville par Arvalis dans le bassin parisien. Celui-ci montre que la teneur totale en carbone ne diffère pas entre différents itinéraires techniques composés de 3 modalités de travail du sol. Un travail du sol conventionnel par labour, un travail du sol superficiel TCSL (techniques culturales sans labour), et l'absence de travail du sol, excepté le passage du semoir (semis direct) (Dimassi, 2013).

2. Un recours aux fertilisants minéraux ayant petit à petit permis de découpler culture et élevage entraînant une baisse des apports de matières organiques exogènes (MOE) et d'autre part de stimuler la minéralisation de la matière organique :

L'azote est indispensable à l'activité des microorganismes décomposeurs et minéralisateurs du sol. En effet, lorsqu'on apporte aux microorganismes de la matière organique et donc une source de carbone c'est-à-dire leur source d'énergie (hétérotrophe) leur activité métabolique est stimulée et ils ont besoin d'azote pour pouvoir l'assurer. La disponibilité en azote va donc jouer un rôle en permettant décomposition et minéralisation et pourra être un facteur limitant de la décomposition des matières organiques en particuliers celles présentant un C/N élevé. Le travail de thèse de Le Guillou (2011) confirme que de manière générale l'apport d'azote minéral stimule la décomposition des résidus de cultures.

Malgré les nuances apportées ci-dessus quant à l'impact du travail du sol en tant qu'une des principales causes de perte de matière organique, il y a un effet synergique et simultané de ces 2 causes faisant chuter les taux de matière organique des sols. Dans un premier temps, cette chute des taux de matière organique menace la faune du sol en général (diminution de la biodiversité, de l'activité microbienne...) qui se nourrit de cette matière organique. Or les « capacités nutritionnelles » du sol (ou sa fertilité chimique) sont intimement liées à son statut organique et biologique (diminution du potentiel de minéralisation, de fourniture en azote, de la capacité d'échange cationique...). En effet, le sol est également appelé complexe argilo-humique. Il est formé de l'association d'argile et d'humus chargés négativement et ayant ainsi la propriété d'adsorber les cations nutritifs (ou bases échangeables) du sol assurant sa fertilité. Si la matière organique diminue, la capacité d'échange cationique du sol diminue car ses cations ne sont plus retenus et sont lessivés dans les nappes souterraines. Et il en est de même en ce qui concerne les qualités physiques de structure d'un sol indissociables de sa teneur en matière organique et des cations assurant la cohésion entre argile et humus permettant l'agrégation et la structure du sol (dégradation de la structure, baisse des réserves en eau et augmentation du risque d'érosion...) (Lashermes et al., 2007). L'ensemble des qualités et services rendus par le

sol sont donc tributaires de son statut organique et biologique. On rentre ainsi petit à petit dans un cercle vicieux car la baisse de teneur en matière organique favorise une dégradation de la structure du sol. Et celui-ci devient plus sujet à l'érosion (l'humus retient l'eau et protège ainsi l'argile de son action érosive) ce qui a pour conséquence une perte de terre et donc à son tour de matière organique.

Une étude de M. Villio et al. (2001) rapporte qu'il est couramment admis par de nombreuses études que le seuil de teneur en carbone organique en dessous duquel la stabilité structurale du sol est altérée et cause des phénomènes de battance et d'érosion se situe entre 1% et 1,5% de carbone, autrement dit entre 1,72% et 2,58% de matière organique si on considère un taux de conversion habituel de 1,72 entre taux de carbone organique et taux de matière organique. Ils ont constaté que des problèmes de dégradation des sols à texture limoneuse étaient observés fréquemment dans des sols à teneur inférieure au seuil considéré ci-dessus.

Il est important de mentionner que ce facteur $MO/C = 1,72$ considérant que la MO contient 58% de carbone est le facteur conventionnel d'usage encore aujourd'hui dans la plupart des laboratoires mais il est contesté et de nombreuses études ont démontré qu'en réalité dans la plupart des cas un facteur de 2 faisant l'hypothèse que la matière organique contient 50% de carbone serait plus exact (Baize, 2016). Selon Pribyl (2010), l'autorité et la tradition sont largement responsables de l'acceptation de ce facteur plutôt que la force des preuves.

L'apport de matières organiques exogènes constitue un des leviers existants pour la conservation des sols voire la régénération de leur statut organique en fonction des cas. Et les constats actuels de chute de matière organique menaçant la durabilité de certaines de nos régions agricoles nous imposent une gestion différente de la fertilité, basée davantage sur la matière organique. Ainsi, la perte de MO des sols nous incite à aller vers un recyclage aussi élevé que possible de ces MOE en agriculture. Ce contexte justifie donc le recyclage agricole des fertilisants organiques dans toute leur diversité (déchets issus d'activités agricoles, urbaines ou industrielles ou des produits issus de leur traitement) mais dont nombre d'entre eux sont encore peu connus. C'est ainsi notamment que l'Union européenne a adopté en Novembre 2018 un cadre juridique harmonisé autour des engrais organiques et engrais organiques recyclés à partir de déchets organiques. C'est une volonté de suivre le modèle prospère « produire-consommer-recycler ».

1.3 Sujet de recherche : contextualisation et cadre légal

1.3.1 Directive nitrate européenne et PGDA

La directive nitrates de 1991 adoptée par l'Union européenne est une des premières mesures de politique environnementale de l'UE en matière de protection de l'environnement visant à la préservation de la qualité des eaux souterraines et de surface vis-à-vis de la pollution par le nitrate utilisé en agriculture. L'agriculture étant responsable de plus de la moitié de l'azote se retrouvant dans les eaux superficielles et souterraines, cette directive a pour but de promouvoir les bonnes pratiques agricoles. Les états membres doivent mettre en place des plans d'action permettant de satisfaire les mesures établies par la directive nitrates. Ainsi cette directive se décline de multiple manières dans les contextes de chaque état membre qui doivent désigner sur leur territoire des zones vulnérables aux nitrates là où les normes recommandées par l'Organisation Mondiale de la Santé de 50mg de nitrate/l d'eau sont dépassées ou risquent de l'être. En Belgique, l'application de la directive nitrates se présente sous la forme du programme de gestion durable de l'azote en agriculture (PGDA) (PROTECT'eau, 2017). Ce programme est entré en vigueur en 2002 et en est à son 3ème plan d'actions. D'actualité depuis

2014 (PGDA III), celui-ci impose différentes mesures contraignantes en vue de remplir les objectifs de préservation de la qualité des eaux :

- Chaque exploitation doit avoir un taux de liaison au sol (LS) < 1. Ce taux de liaison au sol est une mesure de l'équilibre entre l'azote organique produit sur une exploitation et la superficie agricole capable de le valoriser. Il correspond ainsi au rapport entre l'azote organique à épandre (c'est-à-dire l'azote organique produit sur l'exploitation et l'azote organique importé desquels on soustrait l'azote organique exporté) et l'azote organique épandable sur l'exploitation compte tenu de sa surface de cultures et prairies et des normes d'épandage en vigueur dans la zone en question (zone vulnérable ou non). PROTECT'eau renseigne sur les teneurs moyennes en azote des différents engrais de ferme rencontrés et précise que l'ensemble des matières valorisables en agriculture telles que les composts, boues de station d'épuration et digestats de biométhanisation notamment sont comptabilisés dans le LS et que ce sont les fournisseurs qui doivent renseigner sur les teneurs en azote de ces produits (PROTECT'eau, 2017).
- Différentes mesures relatives au stockage à la ferme et au champ des engrais de ferme sont également de mises mais ne nous intéressent pas vraiment ici.
- La figure 3 qui suit illustre les périodes d'autorisation d'épandage qui ont été définies en fonction du type d'engrais, de la zone d'épandage et du type de parcelle (prairie, terre arable). Des règles d'épandage sont également définies en fonction de la proximité d'un point d'eau, des conditions climatiques (gel) et de la pente (PROTECT'eau, 2017).



Figure 2 : Calendrier d'épandage selon le type d'engrais, la localisation de la parcelle (ZV ou non) et sa destination (prairie ou terre arable)

Source : <https://protecteau.be/fr/nitrate/agriculteurs/epandage>

- La quantité d'azote totale (organique + minéral) apportée par an ne peut dépasser 250kg/ha de culture et 350kg/ha de prairie.

- L'azote potentiellement lessivable (APL), présent sous forme de nitrates dans le sol en fin de saison, fait l'objet d'un suivi dans les zones vulnérables (PROTECT'eau, 2017).
- Différentes règles concernant la couverture des sols par des CIPAN suite à un épandage de matière organique (dans l'ensemble de la Région Wallonne) et suite à une récolte avant le 1er Juillet suivie d'une culture prévue après le 1er Janvier (valable en zone vulnérable) sont d'application pour limiter le lessivage des nitrates.

1.3.2 Économie circulaire et nouveau règlement européen relatif aux engrais

Les engrais minéraux sont bénéfiques à la production végétale mais sont la cause de pollutions diverses, tant de par leur production (nécessitant consommation de ressources et d'énergie) que par leur application (surtout si leur application excède les besoins des cultures). Cela engendre des phénomènes de ruissellement et pertes d'éléments minéraux se retrouvant dans les eaux de surfaces (eutrophisation) et souterraines. Dans un contexte où la production de déchets est de plus en plus élevée, les politiques européennes visent à promouvoir la valorisation de ces déchets et l'obtention de matières premières organiques secondaires pouvant être réutilisées en agriculture. Cette ambition s'est d'abord concrétisée par la directive 2006/12/CE relative au déchet (Tremier et al., 2007). Ensuite en Décembre 2015, la commission européenne a adopté un « plan d'action en faveur de l'économie circulaire » constitué de 54 actions visant à favoriser une économie circulaire en Europe par rapport à une économie linéaire du type « produire – consommer – jeter » (« Mise en œuvre du plan d'action pour l'économie circulaire,» 2019).

Une telle conception de l'économie s'inscrivant dans un modèle durable de société revoit le statut de ce qui était considéré comme un déchet et en fait une nouvelle matière première potentielle. C'est dans ce contexte de transition vers une économie circulaire que l'Union européenne a adopté en Novembre 2018 un cadre juridique harmonisé autour des engrais organiques et engrais organiques recyclés¹ à partir de déchets organiques révisant l'ancienne réglementation relative aux fertilisants. Un point essentiel est donc l'introduction dans le cadre de ce règlement de déchets et produits dérivés de l'industrie comme matières premières pour les engrais (Vivienne, 2019) permettant la libéralisation de leurs échanges et stimulant leur production.

Ce règlement fixe les conditions que devront satisfaire ces engrais organiques pour pouvoir être librement échangés sur le marché de l'UE, notamment en ce qui concerne les limites de teneur en métaux lourds tels que le cadmium (« L'UE adopte de nouvelles règles sur les engrais,» 2019). Il prévoit également un marquage CE pour pouvoir circuler hors du marché national, l'obtention de ce marquage étant soumis au respect de différentes exigences en termes de sécurité, comme énoncé ci-dessus, mais aussi de qualité (quantité minimale d'éléments nutritifs ou de matière organique par exemple) et d'étiquetage (teneur en nutriments et leur forme) (Vivienne, 2019).

Jusqu'à présent, les engrais organiques produits en Europe se soumettent à des règles nationales différentes entravant leur commercialisation (Flausch, 2018). Ainsi l'entrée en vigueur de ce décret prévue pour 2022 permettrait :

- De remplacer jusqu'à 30% les engrais minéraux (Maes, 2019). Ce qui d'une part limiterait les importations et favoriserait une économie circulaire locale européenne via le recyclage de déchets pour la production d'engrais. D'autre part cela permettrait de réduire les impacts environnementaux liés à la fertilisation minérale (production et

¹ Effluents d'élevage transformés, composts, digestats, biodéchets collectés sélectivement, sous-produits animaux, sous-produits de l'industrie alimentaire...

application des engrais minéraux) dont les éléments nutritifs plus mobiles contaminent aisément tant les eaux de surface que les eaux souterraines par ruissellement, lessivage et lixiviation.

- Apporter un cadre légal commun à tous ces engrais organiques avec entre autres des plafonds pour les contaminants.
- Donner aux agriculteurs un accès à un large choix de fertilisants organiques

1.3.3 Risques liés à cette nouvelle législation

- En absence de législation harmonisée européenne, les engrais doivent satisfaire les normes en vigueur dans le pays destinataire pour y être exportés. Par contre, au regard de ce nouveau règlement européen, les exigences nécessaires à la commercialisation des engrais sur le marché européen ne sont pas toujours suffisantes quant aux exigences locales (wallonnes par exemple) en terme de qualité, de contrôle, de traçabilité et de responsabilité du producteur (Maes, 2019).
- La légalisation de ces produits sur le marché ne considère pas la capacité des sols à les recevoir (Maes, 2019).
- Ces engrais organiques recyclés qui seront disponibles sur le marché risquent de concurrencer les matières azotées locales telles que les effluents d'élevage, et étant donné qu'ils ne sont pas comptabilisés dans les taux de liaison au sol cela risque de remettre en cause le PGDA (Maes, 2019). Pourtant comme évoqué précédemment, PROTECT'eau précise que l'ensemble des matières valorisables en agriculture (à l'heure actuelle) telles que les composts, boues de station d'épuration et digestats de biométhanisation sont comptabilisés dans le LS et que ce sont les fournisseurs qui doivent renseigner sur les teneurs en azote de ces produits.
- Des plafonds pour les métaux lourds toxiques contenus dans les engrais phosphatés ont été introduits. Pour le cadmium, par exemple celui-ci se situe à 60mg/kg de P_2O_5 . Ces plafonds seront réévalués régulièrement afin de les abaisser. L'association des agriculteurs européens critique le fait que le choix de ce plafond pour assurer une utilisation durable de ces engrais n'ait pas été fait via des données scientifiques et mesures d'impact qui défendent ce choix, ainsi ils s'opposent à une limite qui évoluerait en dessous de ce plafond (Flausch, 2018). De plus cela a des implications géopolitiques qui risqueraient de placer l'Europe dans une situation de dépendance vis-à-vis des importations d'engrais phosphatés russes naturellement pauvres en cadmium contrairement aux engrais phosphatés en provenance d'Afrique du Nord plus riches en cadmium et qui représentent aujourd'hui l'essentiel des importations européennes. Cette situation pourrait entraîner une augmentation des prix des engrais russes qui aurait des conséquences néfastes pour nos agriculteurs (Michalopoulos, 2018).

1.3.4 Remise en question du système de classification actuel

Dans ce contexte de fin de statut déchet et d'utilisation de plus en plus importante d'engrais organiques recyclés en agriculture, de nombreux nouveaux engrais organiques vont petit à petit faire leur apparition. Ces nouveaux engrais issus de divers traitements et procédés de recyclage et de valorisation d'engrais de ferme et sous-produits industriels présentent des dynamiques d'action mal connues.

L'annexe xxv du livre II du code de l'environnement (code de l'eau) présente la clé de classification des matières organiques actuellement en vigueur. La figure suivante présente cette classification qui se fait sur base des dynamiques d'action des matières organiques établies

en fonction de 3 critères analytiques choisis pour juger de la rapidité d'action de ces matières : azote total, azote ammoniacal et carbone.

Annexe VI
« Annexe XXV
Clé de classification des matières organiques en fonction de leur dynamique d'action

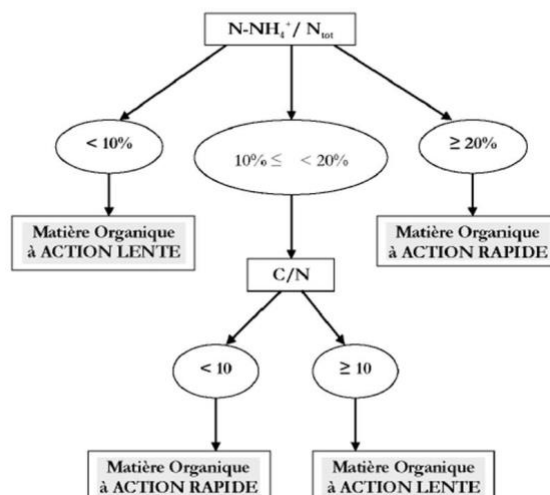


Figure 3 : clé de classification des matières organiques en fonction de leur dynamique d'action
Source : <http://environnement.wallonie.be/legis/Codeenvironnement/codeeaucoordonneR.html>

L'utilisation de cette clé de classification place comme critère central pour juger de la rapidité d'action d'une matière, la forme de l'azote contenue dans cette matière et dans quelle proportion. Cette clé a été établie de manière empirique connaissant les teneurs moyennes des engrais de ferme habituels et leur dynamique d'action, on a pu ainsi établir empiriquement une corrélation entre ces 2 critères. La figure suivante illustre cela, on y observe par exemple que le lisier bovin, contenant une grande quantité d'azote ammoniacal, est classé comme type d'engrais à action rapide et vice versa pour le fumier bovin qui en contient peu.

2 grands types d'engrais de ferme

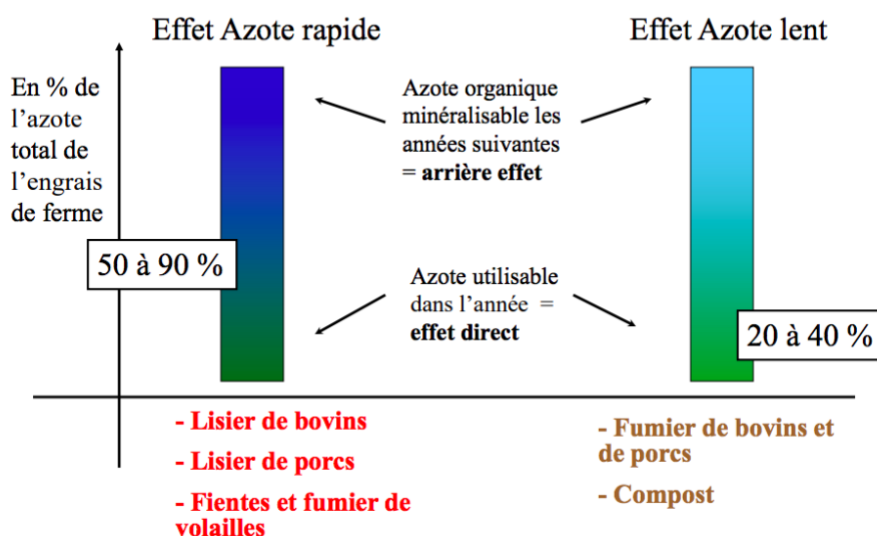


Figure 4 : classification des engrais en fonction de la rapidité d'action de l'azote contenu
Source : Pierre Luxen (2018). Les engrais de ferme et leurs mises en œuvres. Repéré sur <https://fugea.be/wp-content/uploads/2019/05/Les-engrais-de-ferme-et-leurs-mises-en-oeuvres-Pierre-Luxen-2018.pdf>

Cependant cette classification pose plusieurs problèmes :

- 1) Comme illustré dans les figures précédentes, le critère central de cette clé est la teneur en azote ammoniacal. Or ce paramètre est peu fiable car peu reproductible compte tenu de la nature très volatil de l'azote ammoniacal qui risque d'être perdu en plus ou moins grande quantité lors des manipulations pour préparer des échantillons.
- 2) Les engrais de ferme sont caractérisés par une variabilité naturelle qui fait en sorte que l'application de la clé en vigueur sur des échantillons individuels d'un même type d'engrais ne permet pas de conduire systématiquement à la bonne et même classification. Plusieurs engrais de ferme (fumiers bovins, porcins et fumiers de volailles dans une moindre mesure) se retrouvent en effet à la fois dans la catégorie d'engrais à action rapide et dans la catégorie à action lente.

Ceci est illustré par la figure suivante, elle été établie à partir des données d'analyses de la base de données de Requasud :

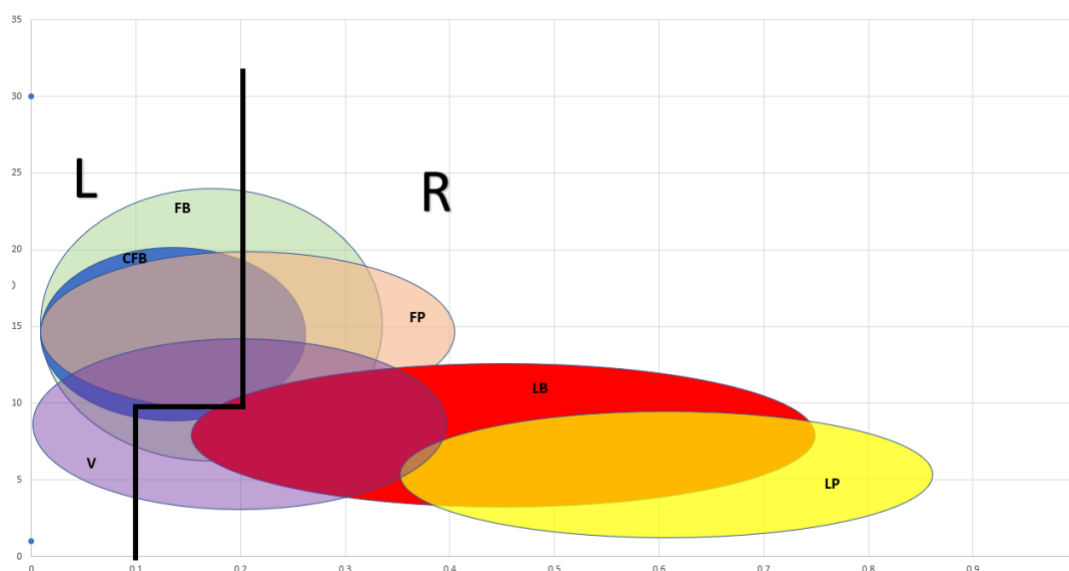


Figure 5 : classification des engrais de ferme entre une catégorie à action lente et une rapide
 FB : fumiers bovins, CFB : composts fumiers bovins, FP : fumiers porcins, LB : lisiers bovins, LP : lisiers porcins, V : fumiers et fientes de volailles, L : action lente, R : action rapide

- 3) Pour juger de la rapidité d'action des engrais organiques la proportion d'azote ammoniacal et le rapport C/N ne sont pas suffisants. En effet les différents engrais organiques présentent au départ d'autres formes d'azote dominantes telles que l'urée chez les mammifères et l'acide urique chez les oiseaux. Et les microorganismes seront responsables de leur décomposition en azote ammoniacal. Ensuite les pertes par volatilisation de l'azote ammoniacal vont dépendre de plusieurs facteurs comme la teneur en eau des engrais (la solubilisation diminue la volatilisation) ou le PH (volatilisation élevée à PH élevé).

Compte tenu des points discutés ci-dessus, cette clé de classification ne nous semble pas permettre de pouvoir classer rigoureusement les engrais de ferme et il nous semble plus pertinent de juger de la rapidité d'action des engrais de ferme en fonction de leur cinétique de

minéralisation. C'est ainsi que mon travail de mémoire rentre dans le cadre d'une proposition de révision de la clé de classification des engrais de ferme en fonction de la cinétique de minéralisation du carbone et de l'azote déterminée par des incubations en conditions contrôlées selon la méthode normalisée FD U44-163.

1.4 Objectifs de l'étude : problématique et finalités

L'objectif de ce travail de mémoire est de caractériser les cinétiques de minéralisation du carbone et de l'azote d'engrais organiques sur base de la norme FD U44-163, il s'intègre dans le cadre d'une proposition de révision de la clé de classification des engrais organiques actuellement d'application dans le PGDA. Les critères de classification de la norme utilisée dans le cadre de ce travail étant différents des critères de classification actuels qui sont remis en question. Une des principales préoccupations concernant la révision du règlement relatif aux fertilisants organiques est donc de savoir exactement à quoi on aura à faire une fois ce règlement entré en vigueur et la libéralisation du marché. Cela dans le but d'agir en connaissance de cause, c'est-à-dire d'être capable d'une part d'adapter le PGDA et de savoir dans quelles conditions (quantités et périodes d'épandage notamment) y inclure certains nouveaux produits et d'autre part d'éventuellement interdire l'utilisation de certains autres produits.

Pour y parvenir des incubations en conditions contrôlées optimales de matières organiques ajoutées à un sol de référence permettent de simuler le processus de minéralisation et la quantification des produits de décomposition de la matière organique (CO_2 , NH_4^+ , NO_3^- ...) nous permet d'estimer la proportion maximale de la matière organique apportée qui est potentiellement dégradable (potentiel de minéralisation) et donc d'estimer le potentiel de fourniture en azote pour les plantes ainsi qu'en énergie pour la microflore minéralisatrice des différentes matières organiques testées. In fine, ces mesures nous procurent une information sur la stabilité de ces matières organiques et leur propension à constituer ou non et dans quelle proportion de la matière organique stable dans le sol (humus).

La problématique est double :

- D'une part la clé de classification en vigueur dans le code de l'eau permettant de classer les matières organiques en fonction de leur dynamique d'action est aujourd'hui remise en question pour diverses raisons évoquées précédemment.
- D'autre part comme nous l'avons vu précédemment, la révision du règlement relatif aux fertilisants organiques instaure des préoccupations quant aux conditions sous lesquelles de nombreux nouveaux engrais organiques inconnus pourront circuler librement sur le marché européen et se retrouver sur nos sols.

Au-delà du respect d'un cadre légal, une meilleure gestion de la fertilité basée davantage sur un type de fertilisation organique est essentielle en vue d'améliorer la durabilité de nos systèmes de production agricole étant donnés les impacts environnementaux liés notamment aux pertes de matière organique et d'éléments nutritifs, en particulier dans la cas d'une fertilisation minérale.

Une meilleure compréhension des dynamiques d'action des engrais organiques a donc pour objectif d'en faire une utilisation efficace et pertinente dans le cadre de :

- Un conseil agronomique de fertilisation de qualité et contextualisé.
- La préservation des ressources en eau et le respect du PGDA.

Deuxième partie : État des connaissances

2 Chapitre 2 : la matière organique des sols : notions préliminaires, rôles et fonctions.

2.1 Définitions

2.1.1 La matière organique

Les sols sont constitués d'une fraction minérale largement majoritaire et d'une fraction organique représentant 1-10% de leur masse en général. Les matières organiques du sol regroupent un ensemble hétérogène de constituants organiques d'origines variées (animale, végétale, microbienne ou fongique), vivante ou morte et dont le taux de carbone moyen considéré conventionnellement est de 58% (Baize, 2016; Roudaut et al., 2011). Toutefois, comme mentionné précédemment, considérer un taux de 50% serait plus juste dans la plupart des cas (Pribyl, 2010).

Elles se classent en 3 groupes en fonction de leur stade de décomposition qui détermine son potentiel de minéralisation et donc leur temps de résidence (Roudaut et al., 2011) :

1. Les matières organiques vivantes (MOV) : C'est l'ensemble de la biomasse faunique et floristique en activité. On s'intéressera plus tard plus particulièrement aux rôles de la microflore microbienne dans le processus de minéralisation.
2. Les matières organiques facilement décomposables : C'est la fraction de la matière organique fraîche (MOF) qui est facile à décomposer (sucres, protéines, cellulose..) dont les transformations sous l'action de l'activité microbiologique passent par des produits transitoires et aboutissent relativement rapidement à des substances minérales. La matière organique de ce compartiment est à transformation rapide, elle est active ou encore labile par opposition au pool stable passif. Selon Bouchard and Landry, (2020) le carbone labile est issu en grande partie des apports de matières organiques et est la source majeure de nourriture pour les microorganismes du sol. Il comprend les produits carbonés facilement dégradables tels le carbone de la biomasse microbienne, la matière organique particulaire ou les glucides du sol (hydrates de carbone).
3. Les matières organiques stables : Les matières organiques fraîches sont également composées de molécules organiques se décomposant plus lentement et difficilement (lignine, cutine...) et l'évolution de celles-ci par différentes transformations conduit à la formation de composés organiques stables qu'on regroupe sous le terme générique d'humus et qui en proportion est le pool de matières organiques le plus important du sol.

2.1.2 Composition et turn over des matières organiques

La matière organique est un ensemble très hétérogène de composés organiques qui se répartissent en 3 compartiments cinétiques ayant des turn over différents. Le turn over d'une matière dans un compartiment ou réservoir d'un système correspond à son temps de résidence c'est-à-dire à la durée pendant laquelle reste cette matière dans le réservoir en question avant

d'être renouvelée. Il existe des flux entre les différents compartiments d'un système et les temps de résidence sont régis par ces flux, plus ils sont lents plus le temps de résidence est long. Un des processus principaux contrôlant un des flux de sortie de la matière organique du système est la minéralisation.

Figure 1 : Composition des MO et turn over (DUPARQUE et RIGALLE, 2006)

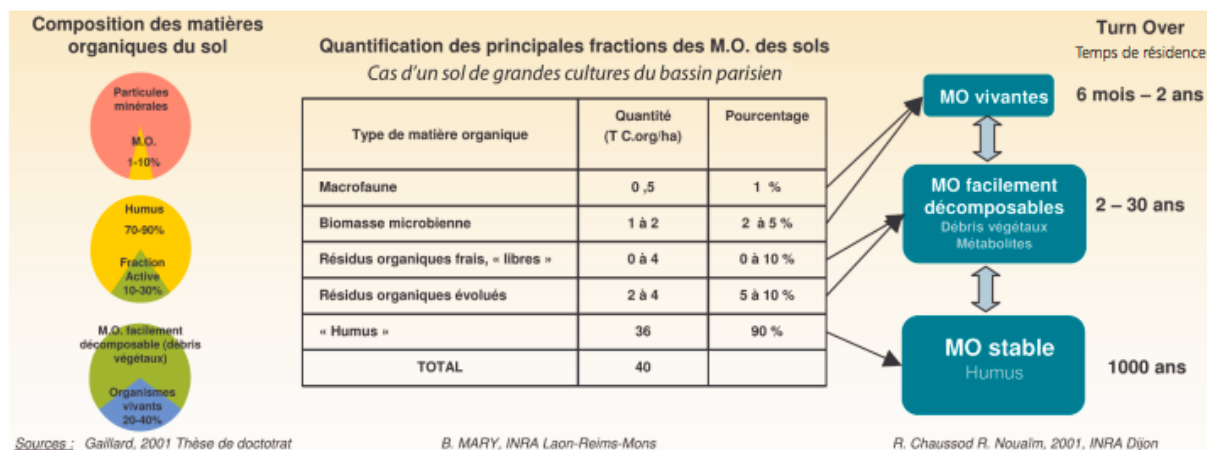


Figure 6 : composition et turnover des matières organiques

Source : Duparque et Rigalle (2006). Adapté de Gaillard (2001), B. Mary, Inra Laon-Reims-Mons et R. Chaussod R. Nouaïm (2001), INRA Dijon. Repéré dans *Les produits organiques utilisables en agriculture en Languedoc-Roussillon - Tome 1 – chapitre 2* (Roudaut et al., 2011) consulté sur https://occitanie.chambre-agriculture.fr/fileadmin/user_upload/National/FAL_commun/publications/Occitanie/GuidePO_Tome1_chapitre_2.pdf

Remarque : Lehmann and Kleber (2015) contestent la formation de composés humiques persistants par nature et la distinction entre composés labiles préférentiellement minéralisés d'un côté laissant de l'autre des composés organiques "stables". Ils apportent une autre vision selon laquelle la dynamique des matières organiques s'apparente à un continuum de composés organiques variés de toutes tailles se décomposant progressivement sous l'action des microorganismes. L'idée illustrée par la figure suivante est qu'au fur et à mesure de la décomposition à partir de matières organiques fraîches, les composés organiques évoluent vers des formes de plus en plus oxydées et fines augmentant leur réactivité et ainsi la possibilité pour ces composés d'être protégés par adsorption sur des minéraux ou par incorporation dans des agrégats ce qui augmente leur turnover et les rend ainsi plus "stables".

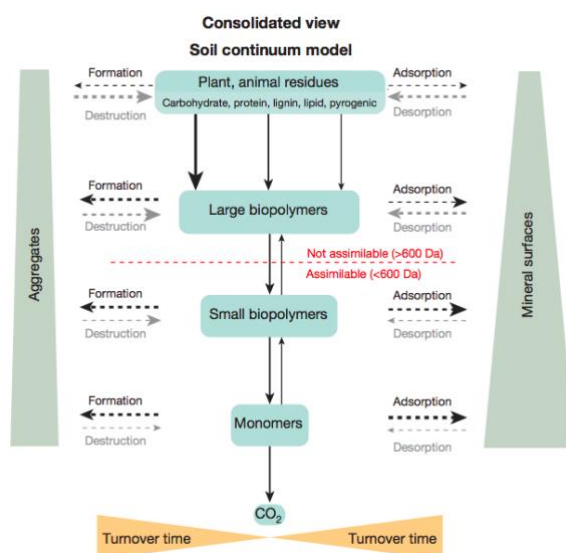


Figure 7 : dynamique de la matière organique

Source : Lehmann and Kleber, (2015). *The contentious nature of soil organic matter*

2.2 Rôles et fonctions de la matière organique : bénéfices agronomiques et environnementaux

Avant d'en venir aux grandes fonctions de la matière organique, on peut commencer par observer simplement que le carbone organique et par extension la matière organique est à la base de la fertilité globale d'un sol dans le sens qu'il est grâce à elle capable d'assurer une capacité de production agricole (Hardy, 2019). En effet selon la figure suivante, c'est à partir de 2% qu'en général le taux de carbone organique du sol ne semble plus être un facteur limitant du rendement ce qui correspond tout de même à 3,5% de MO si on considère conventionnellement que le carbone organique total constitue 57% de la matière organique du sol (Vincent et al., 2019).

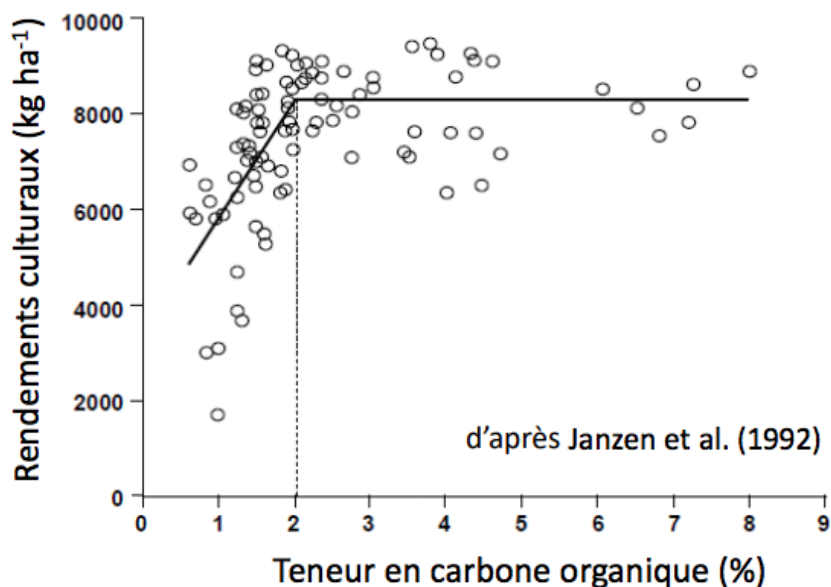


Figure 8 : Rendements culturaux en fonction de la teneur en carbone organique

Source : Hardy (2019). *La gestion des matières organiques du sol : un levier pour la fertilité et le climat*.
D'après Janzen et al. (1992) consulté sur <https://www.cra.wallonie.be/fr/la-gestion-des-matieres-organiques-du-sol-un-levier-pour-la-fertilite-et-le-climat>

La matière organique joue en effet un rôle central sur la fertilité des sols tant sur les plans chimiques que physiques et biologiques. Voyons maintenant quelles en sont les raisons principales :

2.2.1 Fertilité chimique des sols : Réserve en éléments nutritifs pour les plantes

La matière organique joue un rôle central dans la fertilité chimique du sol et donc dans la nutrition des plantes par le biais de 2 fonctions : D'une part la matière organique constitue un réservoir d'éléments nutritifs libérables par décomposition et minéralisation. D'autre part la MO permet d'augmenter la capacité d'échange cationique du sol (CEC) c'est-à-dire la quantité totale de cations ou bases échangeables que le sol peut adsorber (retenir). En effet son

association avec les argiles du sol permet de former un colloïde aux propriétés adsorbantes retenant les cations nutritifs appelé complexe argilo-humique duquel dépend la CEC (Roudaut et al., 2011).

2.2.2 Fertilité physique des sols : structure du sol

La matière organique joue un rôle majeur de structuration et stabilisation du sol par différents mécanismes. La matière organique stabilisée, c'est-à-dire l'humus, s'associe aux minéraux du sol pour constituer le complexe argilo-humique stabilisant les agrégats du sol face à toute une série de facteurs tels que l'action des microorganismes (l'argile protège l'humus de la minéralisation) et l'action de la pluie et l'érosion hydrique (résistance à la battance et meilleure rétention en eau limite le ruissellement et l'érosion) (Roudaut et al., 2011). La MO permet d'avoir également une structure plus poreuse favorable à la croissance racinaire, à une meilleure aération du sol (favorise la minéralisation de la MO fraîche pour la nutrition végétale) et à une meilleure capacité d'infiltration et de rétention en eau au sein de la porosité (limite l'érosion) (Bourgeois et al., n.d.).

La figure suivante confirme, à l'instar de nombreuses études citées chez M. Le Villio et al. (2001), que le seuil de carbone en dessous duquel les risques d'instabilité structurale apparaissent est compris entre 1% et 1.5% de carbone organique (1,3% dans le cas de cette figure). De même Vincent et al., (2019) disent que pour les cultures, 1,15% de teneur en COT est le seuil minimal à maintenir. En effet, selon Van-Camp et al., (2004) les agrégats du sol deviennent instables sous cette valeur de 1,15%. Si on considère que le carbone organique total (COT) du sol constitue 57% (Vincent et al., 2019) de la matière organique du sol, cela signifie que le seuil de Matière organique pour assurer la stabilité structurale se situe entre 1,75% et 2,63% de MO.

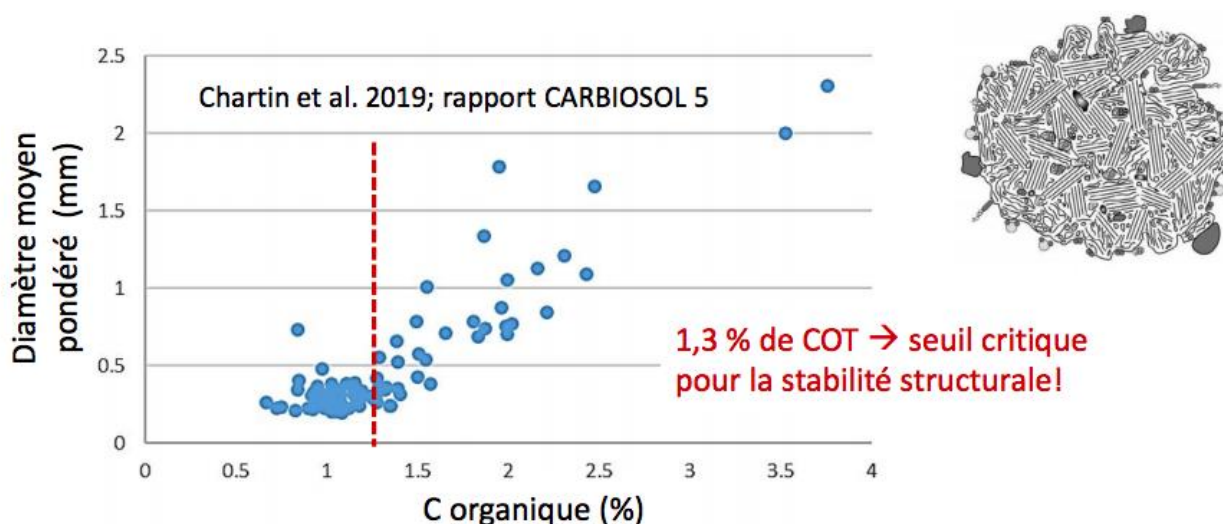


Figure 9 : porosité du sol en fonction de son contenu en carbone organique
Source : Chartin et al. 2019

2.2.3 Fertilité biologique

Elle constitue un réservoir de nutriments et d'énergie pour les organismes du sol ce qui favorise la biodiversité du sol et stimule son activité biologique indispensable à la nutrition des végétaux et au recyclage des éléments (Roudaut et al., 2011).

Voici pour résumer les différentes fonctions de la matières organiques précédemment évoquées :



Figure 10 : Les fonctions de la matière organique du sol

Source : Duparque et Rigalle (2006). D'après Chenu et Balabane, 2001, Perspectives Agricoles n°272, page 43. Repéré dans Les produits organiques utilisables en agriculture en Languedoc-Roussillon - Tome 1 – chapitre 2 (Roudaut et al., 2011) consulté sur https://occitanie.chambre-agriculture.fr/fileadmin/user_upload/National/FAL_commun/publications/Occitanie/GuidePO_Tome1_chapitre_2.pdf

2.2.4 Autres services écosystémiques

Il est important également de mentionner que la matière organique rend également des services écosystémiques d'intérêt général. Ses propriétés adsorbantes et de rétention permettent de filtrer les polluants et d'assainir ainsi naturellement les eaux. De plus, elles ont un rôle de puit et d'émetteur de carbone, la mise en place de certaines pratiques agricoles favorise le stockage de matière organique stable dans le sol ce qui constitue un moyen de lutte contre l'accumulation de CO₂ dans l'atmosphère et donc un levier dans la lutte contre les changements climatiques et l'amélioration de la qualité de l'air (Roudaut et al., 2011).

2.3 Le cycle de la matière organiques dans les sols

Les matières organiques fraîches qui arrivent au sol à partir des détritux végétaux et animaux vont subir une séquence de transformations dues à l'activité biologique des organismes du sol et à l'environnement physique, c'est la décomposition de la matière organique (Marsden, n.d.). D'abord les "ingénieurs du sol" de la macrofaune (principalement vers de terre et fourmis) vont se nourrir de cette matière organique, la fragmenter et l'incorporer dans le sol en se déplaçant à travers les différents horizons du sol. La mésofaune et la microfaune poursuivent ce travail de fragmentation pour former la matière organique particulaire (MOP). L'ensemble de ces organismes sont des détritivores.

La MOP offre ensuite une plus grande surface de contact pour l'action de nombreuses enzymes des microorganismes décomposeurs (bactéries et champignons) capables de dégrader un large éventail de molécules organiques. L'ensemble de ces transformations lors de la dégradation des matières organiques aboutit à la libération de molécules minérales assimilables par les plantes,

c'est ce qu'on appelle la minéralisation et ce processus est indispensable au recyclage des nutriments.

La minéralisation est « une assimilation par les microorganismes des composés organiques comme source d'énergie et comme élément pour leur métabolisme, au cours de laquelle la matière organique est transformée en composés minéraux (CO_2 , NO_3^- , NH_4^+ , SO_4^{2-} , PO_4^{3-}). La vitesse de cette minéralisation est très fortement dépendante, d'une part, de la nature des composés organiques et des facteurs environnementaux tels que l'aération ou l'humidité, de la température, du pH et, d'autre part, de l'accessibilité aux micro-organismes de la matière organique » (Edem et al., 2012). On pourrait formuler autrement en disant que les microorganismes tirent leur énergie du carbone organique qui est respiré et relâché sous forme de CO_2 (respiration aérobie) et les nutriments produits lors de cette dégradation et qui sont en excès par rapport aux besoins métaboliques des microorganismes sont libérés dans le sol et rendus disponibles pour les plantes (De Neve, 2017). La minéralisation de la matière organique facilement décomposable ou labile est la minéralisation primaire (directe) et est assez rapide. En plus des composés minéraux, au cours des transformations successives de la matière organique, il y a formation de composés organiques stables plus ou moins complexes qui vont constituer un ensemble hétérogène de molécules constituant l'humus, c'est ce qu'on appelle l'humification. L'humus est peu sensible à la minéralisation d'une part de par sa nature complexe qui le rend récalcitrant à l'activité enzymatique des décomposeurs et d'autre part grâce à la stabilisation physique de certaines molécules qui s'adsorbent à la surface de minéraux ou sont piégés par des minéraux et se retrouvent peu sensibles à la minéralisation car peu accessibles (Marsden, n.d.). C'est ainsi que l'humus constitue la plus grande fraction de la matière organique du sol (70-90%).

Cependant l'humus constitue une réserve de nutriments car il n'est pas complètement insensible à la minéralisation, à raison de 2-3% par an, l'humus formé depuis de nombreuses années est minéralisé et permet de libérer des quantités d'éléments nutritifs considérables assimilables par les plantes, c'est la minéralisation secondaire (indirecte), un phénomène beaucoup plus lent que la minéralisation primaire (Roudaut et al., 2011). Les figures suivantes illustrent d'une part le cycle de la matière organique avec ses compartiments et les processus qui entrent en jeu dans les flux du carbone et de l'azote et les processus de minéralisation primaire et secondaire.

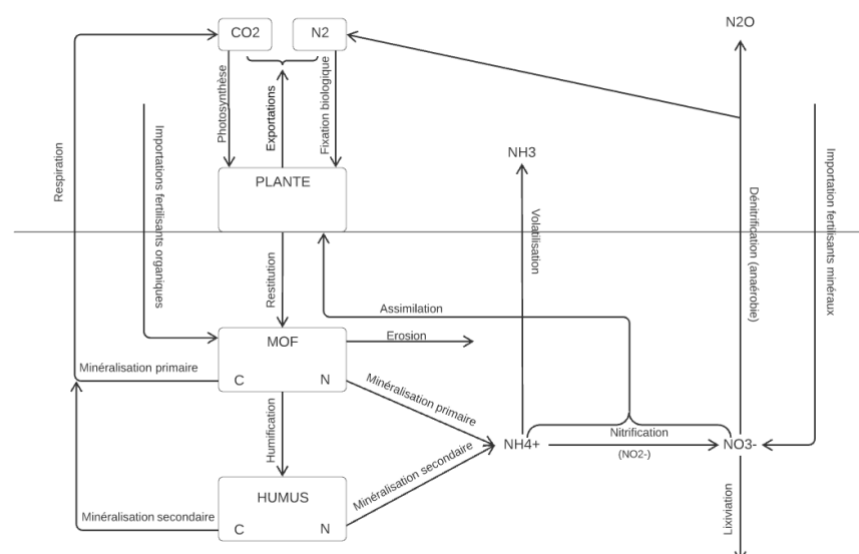


Figure 11 : cycle du carbone et de l'azote
Source : Adapté de Balesdent et al. 2005

Construire un plan de fertilisation raisonnée suppose de prendre en compte 2 postes distincts de minéralisation (en tout cas lorsqu'on apporte des fertilisants organiques), la minéralisation de la MOS d'une part et la minéralisation de la MOE apportée pour combler les besoins des cultures. Dans l'absolu c'est le même processus qui est à l'œuvre qu'on parle de MOS ou de MOE mais il est important de bien différencier ces 2 composantes dans le bilan.

Toute la difficulté réside dans la multiplicité des facteurs qui régulent les phénomènes de dégradation de la matière organique exogène en agissant sur l'activité biologique et qu'il est nécessaire de considérer et d'intégrer pour comprendre les cinétiques de minéralisation. Ces facteurs sont autant liés aux matières elles-mêmes comme leur nature biochimique (facteurs en partie connus et sous contrôle en laboratoire) qu'aux conditions pédoclimatiques au sens large qui se déclinent sous une multitude de formes (alors que ce travail est réalisé en conditions standards en laboratoire) dans le paysage agricole dont il faudra tenir compte dans le raisonnement d'une fertilisation raisonnée.

3 Chapitre 3 : Les facteurs influençant la minéralisation des produits organiques exogènes et les pertes d'éléments nutritifs.

L'activité de la faune et de la microflore du sol est responsable de la décomposition des matières organiques exogènes apportées au sol. La respiration de ces organismes hétérotrophes émet du CO₂ dont le niveau de production dépend de plusieurs facteurs. Afin de mieux comprendre et de prédire dans une certaine mesure la minéralisation d'engrais organiques, il est nécessaire d'identifier les facteurs influant sur leur minéralisation et de voir leur impact.

Ces facteurs sont principalement liés aux propriétés des MOE épandues au sol, aux propriétés du sol ou encore aux conditions environnementales du milieu (Agehara and Warncke, 2005). Ce chapitre étudie brièvement les facteurs influençant l'activité biologique des microorganismes minéralisateurs (respiration hétérotrophe) et les facteurs conduisant à des pertes d'éléments nutritifs en particulier par volatilisation de l'ammoniac et dénitrification consécutifs à des apports de MOE. Enfin nous verrons le rôle des microorganismes du sol sur les cycles du carbone et de l'azote.

3.1 Facteurs influençant la respiration des microorganismes

3.1.1 Facteurs de l'environnement et pédologiques :

Les facteurs de l'environnement exercent un effet sur l'activité des microorganismes du sol. L'intensité de l'activité microbienne détermine l'intensité de la respiration de la microflore et donc de la minéralisation des matériaux organiques apportés au sol.

3.1.1.1 *Température, humidité et pH*

La température et l'humidité du sol affectent l'activité des microorganismes et sont les facteurs les plus importants de l'activité microbienne (Paul and Clark, 1996).

L'efficacité catalytique des enzymes des microorganismes dans le processus de minéralisation est dépendante entre autres de la température à l'instar de toutes les réactions biochimiques (Buysse and Aubinet, 2010; Davidson and Janssens, 2006). Ainsi, nombreuses sont les études qui ont montré une dépendance de la minéralisation vis-à-vis de la température (Hossain et al.,

2017; Kirschbaum, 2006, 1995). Même si les différentes familles de molécules ont des sensibilités différentes à la température (Giardina and Ryan, 2000), plus la température est élevée plus la minéralisation du carbone et de l'azote (Cenkseven et al., 2017) sont élevées quelle que soit la matière organique considérée.

La teneur en eau du sol est également un facteur de l'environnement déterminant pour l'activité biologique du sol car elle détermine si les conditions du milieu seront propices à des conditions aérobies pour la respiration des microorganismes du sol et donc pour la minéralisation d'apports organiques. L'excès d'eau favorise l'installation de conditions anaérobies dont les voies de dégradation sont plus lentes et moins nombreuses (Davidson and Janssens, 2006). L'optimum du taux de respiration du sol se rencontre pour des valeurs d'humidité voisines de la capacité au champ et il diminue pour des valeurs excessives ou trop faibles d'humidité (Yiqi and Zhou, 2010). D'après Perrin et al., (2004), des valeurs d'humidité extrême autant faibles que élevées limitent la respiration du sol. Mais si elle n'est pas excessive l'humidité favorise la minéralisation car elle permet d'augmenter la diffusion des enzymes microbiennes et la quantité de carbone organique disponible dans la solution du sol (Davidson and Janssens, 2006; Liu et al., 2006).

Le pH du sol exerce une influence sur la composition, la diversité et l'activité des populations de microorganismes et donc sur la dégradation d'apports de matières organiques. Plus le sol est acide plus la biomasse microbienne diminue (Alvarez et al., 2002) et la croissance fongique augmente (Rousk et al., 2009) alors que l'augmentation de pH par chaulage peut permettre une augmentation de la biomasse microbienne. Cependant, les changements d'importance relative des communautés bactériennes et fongiques à mesure que l'acidité augmente ne diminue pas fort la minéralisation du carbone. Il est donc possible qu'il existe une certaine redondance fonctionnelle entre les différentes communautés de microorganismes.

Plusieurs études (Cornfield, 1952; Curtin et al., 1998; Li et al., 2007) montrent qu'une augmentation du pH de sols acides par chaulage stimule la minéralisation du carbone et de l'azote.

3.1.1.2 Texture et structure du sol : stabilisation physique et physico-chimique

Les propriétés physiques du sol ont des implications surtout indirectes sur la dégradation de matière organique exogène. La structure du sol détermine les capacités de rétention en eau, de drainage, l'aération du sol et la diffusion des gaz, ces facteurs influençant l'activité de la biomasse microbienne (Buisse and Aubinet, 2010). On aurait tendance à penser intuitivement que plus la texture du sol est fine, plus sa rétention en eau est importante et donc la disponibilité en oxygène faible induisant une moindre propension à la dégradation de produits organiques. Cependant, Bouma and Bryla, (2000) ont observé que les taux de respiration du sol étaient similaires dans différentes conditions d'humidité pour des sols à textures différentes. Ce facteur est donc à prendre avec prudence. Cependant, les sols à texture fines (argiles et limons) seraient plus efficaces pour la stabilisation de MO active labile en MO stable (Huang et al., 2005; Parton et al., 1987).

Ainsi les effets des propriétés physiques du sol sur la dégradation de produits organiques seraient plus liés à des capacités de stabilisation de composés organiques au fur et à mesure de leur dégradation.

D'autre part, la dynamique des MO est liée au processus d'agrégation. La biodégradation de la MO stimule les microorganismes qui stimulent à leur tour l'agrégation et stabilisent la structure du sol via les ciments organiques qu'ils produisent et ces agrégats protègent la MO (Chenu and AFES, 2013). Cependant, il a été montré que les agrégats ont une durée de vie courte en réalité (Virto et al., 2010) et il devient difficile de comprendre comment ils protègent la MO sur le long terme. Des apports continus de MO « neuve » seraient donc essentiels pour maintenir la stabilité structurale du sol (Huang et al., 2005; Virto et al., 2010).

Il est important de mentionner que d'après plusieurs études citées par (Kaiser and Guggenberger, 2000) la MO associée à des particules de petites tailles de type argile correspond à une MO fortement décomposée contrairement à la MO associée à des particules de plus grandes tailles qui est moins décomposées (donc plus fraîche et plus proche des conditions à court terme qui suivent une fertilisation organique).

3.1.2 Nature et composition de la matière organique

Outre les facteurs de l'environnement et biologiques, la biodégradabilité d'un produit organique est reliée à sa nature chimique notamment en termes d'éléments peu sensibles à l'action des microorganismes. La composition chimique de produits organiques s'apprécie couramment à travers différents paramètres courants tels que leur teneur en azote, leur rapport C/N mais aussi d'autres paramètres tels que leur teneur en lignine, polyphénols, cellulose (Dieye et al., 2016). D'autres facteurs encore comme la teneur en carbone organique, les rapports lignine/N, polyphénols/N ou encore lignine + polyphénols/N peuvent également être prédictifs de la minéralisation (Muliele et al., 2017).

Bray et al., (2012) suggèrent que dans les premières phases de la décomposition, la composition chimique détermine le taux de décomposition et la composition de la population de microorganismes.

3.1.2.1 Teneur en azote et Rapport C/N

Leclerc, (1989) et Cornfield, (1952) ont montré que la minéralisation de l'azote était corrélée positivement à la teneur en azote total, plus celle-ci est élevée plus la minéralisation de l'azote est importante.

Md Mizanur Rahman, (2013) et Rahman et al., (2016) Suggèrent qu'un rapport C/N plus faible serait associé à une décomposition plus importante du produit organique. Selon les auteurs Scholes et al., (1997) et Post et al., (1996), plus le rapport C/N initial d'une matière est élevé plus la décomposition est lente. Cela s'explique facilement au premier abord car l'azote est un élément fondamental nécessaire au métabolisme des microorganismes minéralisateurs qui l'immobilisent pour décomposer le carbone organique sous forme de CO₂ (Buysse and Aubinet, 2010). L'azote est donc un élément limitant de la croissance microbienne et par extension de la décomposition (Carreiro et al., 2000).

Les auteurs Taylor et al., (1989) ont étudié la dégradation de matières végétales et ont observé que le rapport C/N et la teneur en azote étaient des paramètres explicatifs de la minéralisation meilleurs que le rapport lignine/N. Leur conclusion est que le rapport C/N est le meilleur prédicteur de la minéralisation pour les substrats pauvres en lignines. Ils confirment, à l'instar de Taylor et al., (1989), l'hypothèse selon laquelle, initialement, la minéralisation est davantage déterminée par le contenu en azote et qu'ensuite elle est mieux corrélée au contenu en lignine

étant donné qu'au fur et à mesure de la décomposition le contenu en N diminue alors que celui en lignine augmente. Trinsoutrot Gattin et al., (2000) ont eux montré que en ce qui concerne la dégradation des résidus de cultures, le contenu en azote et le rapport C/N sont suffisants pour prédire les effets nets des résidus de culture sur la dynamique de l'azote minéral du sol.

Fogel and Cromack Jr., (1977) ont eux mis en évidence que le taux de décomposition est plus étroitement corrélé au contenu en lignine qu'au rapport C/N. Même constat pour Wang et al., (2004) qui ont observé que les quantités de carbone minéralisées au cours d'incubation de matières végétales étaient mieux corrélées avec les rapports lignine/N, polyphénols/N et lignine + polyphénols/N que n'importe quel autre indicateur. Cela laisse penser que même si le contenu en azote et le rapport C/N sont explicatifs des taux de décomposition il convient également de considérer la qualité du substrat en termes de composition. En effet, les différents composés présentent par nature des temps de dégradation différents et les proportions dans lesquelles ils constituent les matières organiques ont un effet sur l'activité des microorganismes (Buysse and Aubinet, 2010). On comprend donc qu'un "simple" rapport quantitatif entre éléments (C/N) indépendant des formes chimiques dans lesquelles on les retrouve est en partie explicatif mais n'est peut-être pas toujours suffisant.

3.1.2.2 Récalcitrance chimique : stabilisation chimique (préservation sélective)

Nous avons déjà vu qu'il existait des processus de stabilisation physique et physico-chimique des composés organiques au cours de leur décomposition. Un autre processus de stabilisation est la stabilisation chimique liée à la composition chimique des composés. Cette composition chimique leur confère une résistance naturelle à la décomposition par les microorganismes, c'est ce qu'on appelle aussi la préservation sélective. Même si cette idée ne fait pas consensus à l'heure actuelle, Amelung et al., (2008) nous disant qu'aucune molécule organique du sol récalcitrante à long terme (à part le charbon) n'a pu être isolée, la nature chimique d'un produit organique est cruciale car elle explique sa biodégradabilité à court terme (minéralisation première année) (Kögel-Knabner and Kleber, 2011).

Au sein des produits végétaux, ce sont d'abord les composés solubles qui sont décomposés, suivis de l'hémicellulose et ensuite de la cellulose, ces 3 derniers étant labiles. La lignine est la dernière à être décomposée car la plus résistante, on dit qu'elle est récalcitrante. Et au fur et à mesure de la décomposition, étant donné que les composés les plus labiles disparaissent en premier, la concentration en éléments récalcitrants augmente et la décomposition du produit est de plus en plus lente (Yadav and Malanson, 2007).

Cette caractérisation des matières en termes de composition biochimique permet de définir des pools au sein des produits organiques car ceux-ci sont constitués dans des proportions variables de différentes molécules plus ou moins labiles ou récalcitrantes. Une étude de Thuriès et al., (2002) montre d'ailleurs l'efficacité de modèles de prédiction des cinétiques de minéralisation de produits organiques (d'origine végétale, animale, composté ou non) basés sur des paramètres de proportions entre compartiments labile, récalcitrant et stable au sein de ces matières permettant de les classer en groupes différents sur base de leur contenu carboné (cellulose, hémicellulose, soluble), azoté et ligneux.

3.1.3 Pratiques agricoles

3.1.3.1 Le travail du sol

Les bénéfices de l'absence de travail du sol en termes de propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols par rapport à un travail de sol conventionnel par labour sont communément admis (Babujia et al., 2010). Selon cette même étude (Babujia et al., 2010), la biomasse microbienne est plus importante en absence de travail du sol que lorsque le sol est travaillé. Même si labour a pour avantage d'augmenter la porosité du sol permettant d'améliorer la disponibilité des gaz et de l'eau pour les microbes minéralisateurs (Buysse and Aubinet, 2010), les matières enfouies en profondeur finiront par se retrouver plus ou moins rapidement dans des conditions anaérobies. Or, Davidson and Janssens, (2006) nous disent que les voies de dégradation en conditions anaérobies sont plus lentes et moins nombreuses. La cellulose est dégradée par les microorganismes par le biais de nombreuses enzymes et cette dégradation peut également être assurée par des bactéries anaérobies (Schwarz, 2001). Mais par contre, en ce qui concerne la lignine, seuls des microorganismes aérobies sont impliqués dans sa dégradation avec en particulier une contribution majeure des champignons (Boer et al., 2005; Yadav and Malanson, 2007). Avec ces éléments on peut raisonnablement s'attendre à ce que l'enfouissement de produits organiques par des pratiques agricoles telles que le labour les enfouissant dans un milieu à terme anaérobie soit délétère pour leur dégradation.

3.1.3.2 La fertilisation minérale

L'azote est un élément fondamental du métabolisme microbien et l'élément limitant de la croissance microbienne (Buysse and Aubinet, 2010; Carreiro et al., 2000; Yadav and Malanson, 2007). Par extension, le processus de décomposition d'apports organiques va dépendre de la disponibilité en azote pour les microorganismes, ainsi on peut penser que logiquement l'apport d'azote par le biais d'une fertilisation minérale a sans doute un impact sur la minéralisation des produits organiques. Selon Yadav and Malanson, (2007), la concentration en azote du sol serait le facteur le plus important de la décomposition de la litière végétale.

Un travail de thèse Le Guillou, (2011) confirme que de manière générale l'apport d'azote minéral stimule la décomposition des résidus de cultures mais il souligne aussi que l'effet de l'azote minéral sur la minéralisation des résidus dépend également de la nature biochimique de ce dernier. Plus la nature du résidu ou de la matière organique en général est peu décomposable et récalcitrante, moins fort est l'effet de la disponibilité en azote.

D'autres études montrent par contre que l'azote a un effet initialement stimulateur et ensuite inhibiteur sur l'activité des microorganismes décomposeurs (Carreiro et al., 2000; Sjöberg et al., 2004).

3.2 Facteurs influençant les pertes d'éléments : gestion des engrais organiques

Plusieurs pollutions issues de productions animales peuvent avoir lieu et des recommandations en termes de pratiques d'épandage en découlent. Ces pertes sont dépendantes entre autres des conditions pédoclimatiques, du type d'engrais et des pratiques agricoles. Une mauvaise gestion des engrais organiques peut conduire à polluer les eaux de surface et souterraine principalement par lessivage d'azote minéral mais également polluer l'air par les processus de volatilisation et de dénitrification. Ces pertes diminuent la valeur fertilisante des engrais organiques épandus et polluent l'environnement, elles sont donc dommageables économiquement et environnementalement (sans parler des désagréments provoqués par le dégagement de mauvaises odeurs). Ce point s'attarde en particulier sur les causes et les processus de ces pertes par volatilisation et dénitrification.

1) La volatilisation de l'ammoniac :

La volatilisation de l'ammoniac NH_3 correspond à une perte d'azote dans l'atmosphère sous forme gazeuse, elle a lieu à la surface du sol ou proche de celle-ci. Ce phénomène est fonction des équilibres entre les différentes formes d'azote ammoniacal (NH_3 et NH_4^+) au niveau du sol en interaction avec l'atmosphère comme l'illustre la figure suivante :

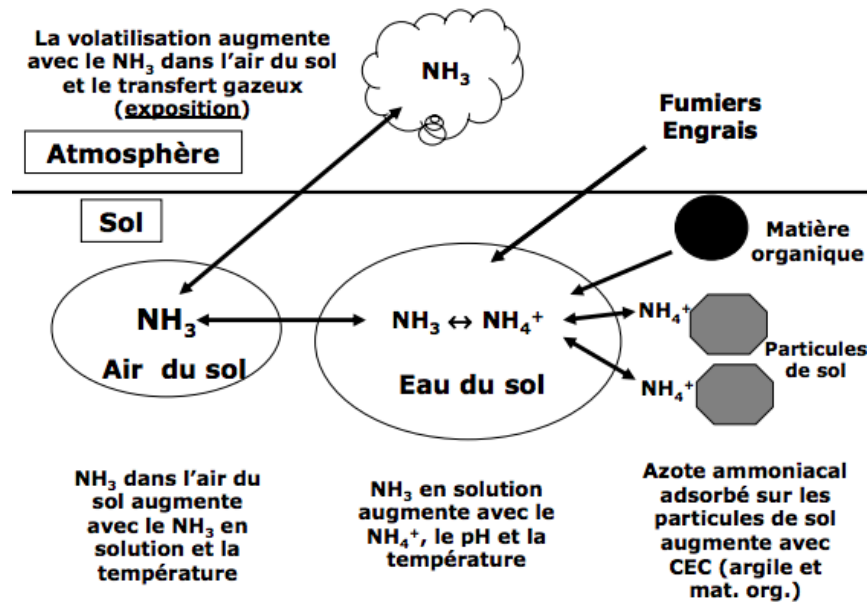


Figure 12 : la volatilisation de l'ammoniac dans le système sol-atmosphère

Source : Rochette, 2008, colloque en agroenvironnement. Consulté sur https://www.agrireseau.net/agriculturebiologique/documents/Rochette_Philippe_AR.pdf

Toutes ces réactions entre les différentes formes d'azote sont des équilibres et sont donc réversibles. Lorsqu'on apporte un engrais organique riche en azote ammoniacal (urée ou lisier notamment), cela joue sur ces équilibres et augmente le risque de volatilisation d'ammoniac gazeux dans l'atmosphère. Il existe plusieurs autres facteurs qui peuvent favoriser l'augmentation de la quantité d'ammoniac NH_3 en solution dans l'eau du sol. Il s'agit par exemple de la quantité de NH_4^+ en solution, qui dépend donc de la quantité d'azote ammoniacal apportée par fertilisation, mais également de la CEC (si elle est faible, il y a plus de risque d'avoir une plus grande concentration de NH_4^+ en solution), ou encore de la température et du pH, plus ces 2 paramètres sont élevés plus la quantité de NH_3 en solution a tendance à augmenter (Rochette, 2008; Tremblay et al., 2001). Finalement, par équilibre, une augmentation du NH_3 en solution induit une augmentation du NH_3 gazeux dans l'air du sol, son passage ou non vers l'atmosphère dépendra d'un dernier facteur qui correspond aux conditions du sol en termes de compaction, teneur en eau, un temps sec étant favorable aux pertes (Tremblay et al., 2001) et tout facteur jouant sur la facilité du gaz à s'échapper du système sol.

Pour limiter les pertes d'azote par volatilisation, on sera particulièrement vigilant aux conditions et au mode d'application des engrais à forte teneur en azote ammoniacal tels que les lisiers. On évitera d'appliquer des engrais à haute teneur en azote ammoniacal lorsque le pH du sol est plus élevé que 7 (Tremblay et al., 2001). De manière générale, les pratiques qui minimisent les pertes sont celles permettant de limiter les contacts entre atmosphère et engrais (Rochette, 2008). On retiendra par exemple d'éviter d'appliquer du lisier par pulvérisation car cela augmente la surface de contact avec l'atmosphère, de ne pas laisser l'engrais épandu à la

surface du sol et de l'incorporer le plus vite possible (idéalement il faudrait injecter ou travailler le sol pour incorporer et appliquer simultanément), appliquer sous le feuillage d'un couvert permet aussi de diminuer les pertes. Enfin on évitera d'appliquer dans des conditions pédoclimatiques qui ne favorisent pas une bonne incorporation rapide (sol compacté, saturé en eau, heures chaudes de la journée, période de sécheresse, un pH du sol et/ou de l'engrais élevé sont également défavorables).

Pour terminer, Tremblay et al., (2001) nous disent que dans des conditions favorables à la volatilisation, on peut perdre jusqu'à 50% de l'azote alors que Rochette, (2008) va plus loin en considérant que les pertes moyennes d'un lisier laissé en surface sont de 50% et qu'elles peuvent monter à 100% selon les conditions. Ce phénomène n'est donc pas à prendre à la légère et l'application de bonnes pratiques d'épandage est importante.

2) La dénitrification du nitrate :

Ce processus suit en intégralité ou en partie cette succession de réactions simplifiées :



La plupart des bactéries sont aérobies et nécessitent de l'oxygène pour respirer. Mais lorsque les conditions d'oxygénation ne sont pas suffisantes, certaines sont également capables d'une respiration alternative en récupérant l'oxygène des nitrates NO_3^- pour former soit du diazote N_2 ou de l'oxyde nitreux N_2O (gaz à effet de serre puissant) tous deux gazeux et volatilisés dans l'atmosphère (Tremblay et al., 2001). Ce processus de dénitrification est réalisé par des bactéries dénitrifiantes et se produit donc dans des sols à tendance hydromorphe (Barton et al., 1999; Lacroix, 1992; Linn and Doran, 1984; Tremblay et al., 2001) régulièrement saturés en eau, conduisant à l'asphyxie du sol et à l'installation de conditions anaérobies propices à la dénitrification. Des températures élevées ($>15^\circ\text{C}$) sont également propices à ce phénomène (Tremblay et al., 2001).

Le niveau de dénitrification dépend donc de nombreux facteurs tels que la compaction du sol, sa structure et sa texture, la température et les précipitations, le recours à l'irrigation et le niveau de fertilisation déterminant la disponibilité en nitrates accepteurs d'électrons (Linn and Doran, 1984). La disponibilité en carbone organique en tant que donneur d'électron lors de son oxydation est également nécessaire aux bactéries dénitrifiantes (Barton et al., 1999). Selon Lacroix, (1992), une réduction du travail du sol serait associée à une dénitrification plus importante. Linn and Doran, (1984) rapportent également que les émissions de N_2O en absence de labour sont plus élevées.

Une étude de Barton et al., (1999) rapporte les taux de dénitrification observés dans différents systèmes culturels et nous indiquent que les taux les plus élevés se rencontrent sur les sols irrigués et fertilisés par de l'azote (teneur en nitrates non limitante). Leur synthèse de la littérature à ce sujet montre que les taux de dénitrification représentent en moyenne pour les sols agricoles des pertes de 13kg d'N/ha.an mais cela peut varier grandement selon les conditions (de 0 à 239kg d'N/ha.an).

4 Chapitre 4 : Classification des matières organiques

4.1 Engrais organiques et amendements organiques

4.1.1 Définitions

Engrais et amendements ont des rôles différents : la fonction principale d'un engrais se concentre sur la nutrition des végétaux alors que celle d'un amendement se concentre, elle, sur l'amélioration des propriétés physico-chimiques du sol. Un amendement peut également libérer des éléments nutritifs pour les plantes (Robert, 2016).

Leclerc, (1997) apporte les éléments suivants :

Les éléments nutritifs contenus dans les engrais organiques sont généralement apportés sous forme organique c'est pourquoi il faut tenir compte de la dynamique d'action de ces produits en termes de cinétique de minéralisation. Ce dernier point est essentiel pour avoir une bonne gestion de la fertilisation pour raisonner les quantités à apporter et à quel moment. Des tests d'incubation peuvent permettre de fournir de telles informations.

Les amendements organiques sont essentiellement d'origine végétale car ce sont principalement la lignine, la cellulose et l'hémicellulose qui participent à la formation d'humus stable. De cette manière, ils jouent un rôle principalement sur les propriétés physiques du sol. Au-delà de ça ils peuvent également apporter des éléments fertilisants pour la nutrition des végétaux.

L'association française de normalisation (AFNOR) nous apporte les définitions suivantes (Huber and Schaub, 2011) :

- Amendement organique : teneur en N et P₂O₅ et K₂O inférieure à 3% de la matière brute, la MS doit représenter plus de 30% de la matière brute et la teneur en MO doit être d'au moins 20%.
- Engrais organiques : teneur en N ou P₂O₅ ou K₂O supérieure à 3% de la matière brute.

Tout cela est une question de règle de dénomination et de manière générale il est surtout important de retenir que :

Un amendement organique se décompose dans le sol en formant de l'humus permettant l'amélioration des propriétés physiques et/ou chimiques et/ou biologiques des sols (Dragon and Icard, 2010) alors qu'un engrais organique vise plutôt à nourrir les cultures que le sol.

Les produits organiques utilisés en agriculture tels que les engrais de ferme sont principalement des amendements qui nourrissent le sol mais permettent également de satisfaire, au moins en partie, les besoins de la culture (Robert, 2016).

4.2 Caractérisation des matières organiques

4.2.1 Problématique : une grande variabilité et une classification difficile

D'un point de vue agronomique, on essaye de classer les engrais en fonction de leur dynamique d'action ce qui permet de savoir quand et en quelle quantité les épandre pour répondre à un objectif de fertilisation. Mais comme expliqué dans l'introduction, la classification actuelle basée sur le C/N et l'azote ammoniacal du produit est insatisfaisante car elle ne permet pas une classification et une distinction nette des produits en termes de rapidité d'action. Au sein d'une

même famille de fertilisants organiques, il existe une grande variabilité qui fait qu'un même type de produit pourrait être classé différemment d'un échantillon à l'autre. Or même si l'utilisation des matières organiques peut suivre des objectifs différents, leur utilisation raisonnée nécessite de pouvoir se baser sur leur rapidité d'action.

Donc pour les classer on peut se tourner vers un critère plus pertinent quant à l'appréciation de leur rapidité d'action : la cinétique de minéralisation.

On espère que ce changement de critère d'évaluation permette d'aboutir à une classification plus précise et fiable.

4.2.2 Les paramètres de classification

Il existe de nombreux indicateurs et paramètres permettant de caractériser les matières organiques. Selon qu'on ait à faire à un engrais organique ou un amendement organique au sens de la définition qui les différencie vue ci-dessus leur usage est contextualisé. Mais quel que soit le type de matière organique exogène apporté, un point essentiel inévitable de l'optimisation de la fertilisation organique est la compréhension des transformations de ces matières organiques aux sols de manière à pouvoir les prédire et ainsi estimer la disponibilité des éléments nutritifs apportés et libérés tels que l'azote ou encore la stabilité et l'entretien du taux d'humus du sol par ces matières.

C'est à travers cet objectif d'optimisation de la fertilisation organique qui implique une capacité de prédiction d'évolution des matières organiques que de nombreux paramètres et indicateurs sont utilisés. Ces indicateurs permettent de prévoir la dynamique de transformation des matières organiques exogènes apportées au sol.

4.2.2.1 Le rapport C/N

Le rapport entre carbone organique et azote total (Roudaut et al., 2011) est un paramètre de base utilisé pour prédire indirectement le comportement des matières organiques et leur potentiel nutritif. Le carbone et l'azote étant 2 éléments essentiels aux microorganismes responsables des processus de dégradation et de minéralisation des matières organiques, ce rapport est un indicateur du comportement de la matière organique en termes de vitesse de minéralisation et de fourniture en azote et par extension du risque de créer un phénomène de faim d'azote. De manière général, plus le rapport C/N est élevé plus l'activité biologique est réduite et moins l'azote est rapidement disponible pour la culture.

Si on considère un rapport C/N microbien de 8 et que les microorganismes utilisent en moyenne 40% du carbone pour leur constitution et 60% comme source d'énergie et minéralisés en CO₂ (J.M. Machet and N. Damay, 2016). Cela signifie qu'une matière organique ayant un C/N de 20 (100g de carbone et 5g d'azote) correspond à l'équilibre nutritionnel "parfait" des microbes. En effet sur les 100g de carbone apportés, 40g entreront dans la constitution microbienne et pour satisfaire leur C/N de 8, la demande en azote sera exactement de 5.

En d'autres termes, cela signifie que si le C/N de la matière organique apportée est inférieure à 20, la demande en azote des microbes pour minéraliser le carbone est inférieure à la quantité d'azote apportée et l'azote en excès minéralisé est alors disponible pour les plantes. Dans le cas contraire, la minéralisation est lente, les microbes doivent aller chercher de l'azote disponible dans le sol et il y a un phénomène d'organisation nette (ou d'immobilisation) qui entre en compétition avec le prélèvement des plantes, c'est la faim d'azote.

Ainsi cet indicateur simple permet d'apprécier facilement la dynamique d'action (dégradation rapide ou lente) et le potentiel nutritif pour les plantes d'un produit organique.

Cependant il n'est pas suffisant, en effet il est seulement un rapport quantitatif entre le carbone organique et l'azote Kjeldahl ($\text{Norg} + \text{N-NH}_4$) (Tremier et al., 2007). Or les formes biochimique azotées et carbonées ont également une importance significative dans la prédiction de l'évolution du produit c'est-à-dire la stabilité du produit et il ne reste à ce titre qu'un indicateur indirect "dangereux" au sens où il ne mesure pas réellement la cinétique de minéralisation et la stabilité des matières organiques qui peuvent être très différentes pour 2 produits ayant pourtant des C/N similaires. Plusieurs recherches montrent que la disponibilité de l'azote est davantage fonction des proportions des formes biochimiques dans lesquelles il est présent que du rapport C/N global (Huber and Schaub, 2011).

Une erreur classique pourrait être de conclure trop vite qu'un C/N élevé signifie une grande stabilité dans le sol et donc un potentiel d'entretien d'humus élevé. Un exemple simple permet de bien distinguer les notions de stabilité et de vitesse de minéralisation :

- La paille a un C/N élevé et un ISMO faible : Elle est dégradée lentement et mobilise de l'azote pour sa décomposition (C/N élevé) mais seule une faible proportion de la paille va évoluer vers la formation d'humus (ISMO faible), elle est donc peu stable, c'est-à-dire fortement biodégradable. On voit donc que la biodégradabilité (inverse de la stabilité d'un produit) est à différencier de la cinétique de dégradation.

Il existe d'autres outils analytiques permettant de caractériser les engrais et notamment ceux permettant d'apprécier leur minéralisation et leur stabilité tels que les tests en incubation.

4.2.2.2 Les cinétiques de minéralisation

Les cinétiques de minéralisation du carbone et de l'azote d'un produit permettent d'en apprécier la dynamique d'action ce qui est très utile pour affiner les programmes de fertilisation. Les courbes de minéralisation fournissent 2 renseignements : D'une part la capacité de minéralisation du carbone organique qu'il contient, elle donne une indication de la stabilité du produit et de son potentiel de fourniture en énergie pour les microorganismes du sol. D'autre part la capacité de fourniture en azote.

Les cinétiques de minéralisation des produits organiques sont établies en mesurant les quantités de carbone et d'azote minéralisées. Ces quantités sont exprimées sous forme de pourcentages des quantités totales de carbone et d'azote apportées par le produit au départ de l'incubation (on soustrait préalablement la minéralisation du carbone et de l'azote du sol témoin). La figure suivante illustre les cinétiques de minéralisation du carbone et de l'azote de quelques produits organiques classiques :

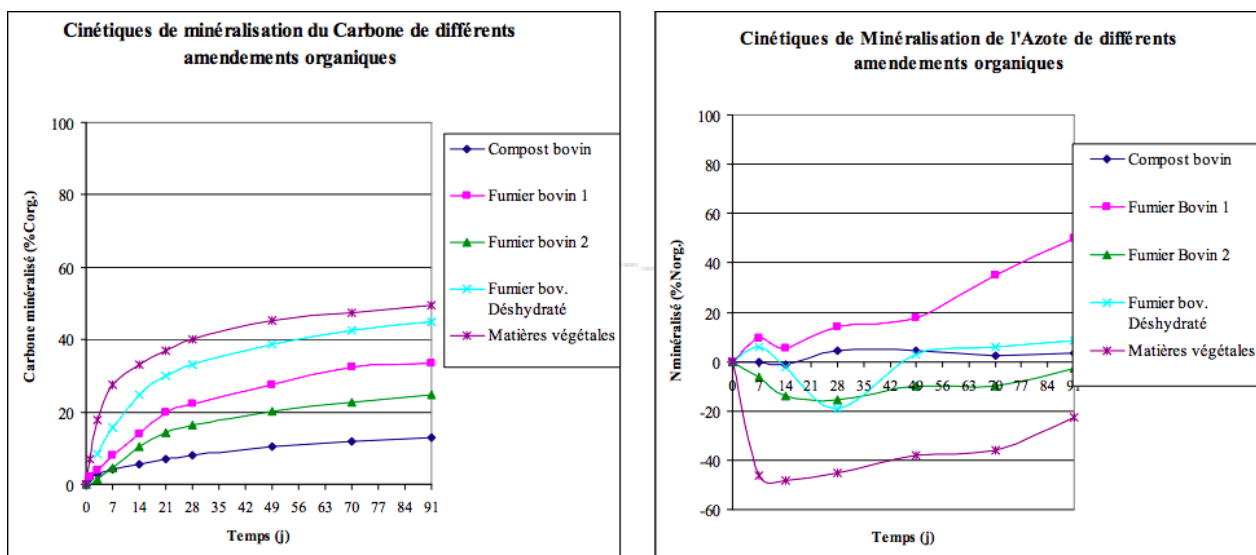


Figure 13 : cinétiques de minéralisation du carbone et de l'azote de quelques produits organiques
 Source : Salducci, 2012. METHODES D'ANALYSES ET INTERPRETATION DES RESULTATS. Celesta-lab, formation écotechnologie. Consulté sur http://www.compostage-paca.fr/wp-content/uploads/2013/10/Intervention_X_Salducci_Celesta-Lab-19-mars-2012.pdf

Cette figure montre que les courbes de minéralisation du carbone sont monotones (vu que le CO₂ dégagé l'est définitivement il ne peut que s'accumuler contrairement aux courbes de minéralisation de l'azote qui sont beaucoup plus variables. Cela vient du fait que l'azote peut faire l'objet d'un phénomène d'immobilisation ou de réorganisation par les microorganismes du sol. Pour minéraliser la matière organique apportée, les microorganismes ont besoin d'azote qu'ils puisent dans le sol si le produit organique n'en fournit pas suffisamment compte tenu de la dégradabilité de son carbone. Il y a alors augmentation de l'azote organique et potentiellement un phénomène de faim d'azote car il y a transfert de l'azote minéral du sol sous forme organique dans la biomasse microbienne. Sur la même figure précédente, on voit que des produits ayant des cinétiques de minéralisation du carbone voisines (matières végétales et fumier déshydraté) peuvent présenter des comportements très contrastés par rapport à l'azote. Cela montre que la minéralisation de l'azote est complexe et difficile à prédire, ces différences peuvent être reliées à d'autres paramètres pour affiner la compréhension de ces cinétiques tels que le C/N ou le fractionnement biochimique notamment. Il conviendra de bien être vigilant dans l'interprétation des paramètres et dans les corrélations qui existent entre eux car elles peuvent revêtir de multiples formes.

4.2.2.3 Les potentiels de minéralisation

Les courbes de minéralisation des produits organiques permettent d'estimer les potentiels de minéralisation du carbone (Ct₉₁ : potentiel de minéralisation du carbone après 91 jours d'incubation) et de l'azote (CMN : coefficient de minéralisation de l'azote maximal sur 91 jours d'incubation).

Le potentiel de minéralisation du carbone Ct₉₁ indique le potentiel énergétique du produit organique apporté. Si la minéralisation du carbone est élevée, on a une forte stimulation de l'activité biologique grâce à l'apport de composés organiques facilement dégradables (labile) et une fourniture rapide en éléments nutritifs. Au contraire si la minéralisation est faible, c'est que la quantité de composés organiques potentiellement dégradables est faible car le produit organique est stable et peu biodégradable (Salducci, 2012). La figure suivante présente les interprétations agronomiques qui peuvent être tirées du potentiel de minéralisation du carbone

des produits organique : Plus le potentiel de minéralisation est élevé moins le produit est stable et plus la stimulation de l'activité biologique est importante.

Interprétation agronomique (échelle de valeurs de Celesta lab) :			
0 < Ct ₉₁ < 15 %	15 < Ct ₉₁ < 30 %	30 < Ct ₉₁ < 50 %	Ct ₉₁ > 50 %
- Forte stabilité - Fort potentiel humigène - Faible effet sur la biomasse microbienne et lombricienne ✓ Effet sur le sol : - anti-érosion - Amélioration de la CEC et de la RU*	- Bonne stabilité - Bon potentiel humigène - Faible effet sur la biomasse microbienne et lombricienne ✓ Effet sur le sol : - structurant	- Stabilité intermédiaire - Potentiel humigène moyen - Effet moyen sur la biomasse microbienne et lombricienne ✓ Effet positif sur la stabilité structurale	- Produit non stabilisé - Potentiel humigène faible - Fort effet positif sur la biomasse microbienne et lombricienne ✓ Peu ou d'effet à long terme sur le sol

*RU : Réserve Utile

Figure 14 : Interprétation agronomique du potentiel de minéralisation du carbone Ct₉₁ des produits organiques
Source : Roudaut et al., 2001, Les produits organiques utilisables en agriculture en Languedoc-Roussillon - Tome 1 – chapitre 5. Selon Celesta-lab. Consulté sur https://occitanie.chambre-agriculture.fr/fileadmin/user_upload/National/FAL_commun/publications/Occitanie/GuidePO_Tome1_chapitre_5.pdf

Le CMN donne une indication du potentiel de fourniture en azote du produit organique et permet d'apprécier le risque de faim d'azote lié au phénomène d'immobilisation de l'azote. La figure suivante présente les interprétations agronomiques qui peuvent être tirées du potentiel de minéralisation de l'azote des produits organiques : un CMN négatif est synonyme de réorganisation de l'azote minéral du sol sous forme organique et dans ce cas le risque de faim d'azote augmente.

CMN négatif	CMN proche de zéro	CMN positif
Immobilisation de l'azote Risque de « faim d'azote » sur la culture, augmenter la fumure azotée et/ou positionner le produit en dehors des périodes où les besoins azotés sont importants.	Peu de fourniture azotée Produit a priori sans effet. Penser à vérifier qu'il n'existe pas de risque de faim d'azote à partir de la cinétique de minéralisation : Si la cinétique est négative au début et que l'apport est proche du semis de la culture alors le risque de « faim d'azote » existe.	Fourniture d'azote Fourniture d'azote à la culture (à prendre en compte dans le bilan azoté) et positionner l'apport en fonction des besoins de la culture, et de la cinétique de minéralisation du produit.

Figure 15 : Interprétation agronomique du potentiel de minéralisation de l'azote CMN des produits organiques
Source : Roudaut et al., 2001, Les produits organiques utilisables en agriculture en Languedoc-Roussillon - Tome 1 – chapitre 5. Selon Celesta-lab. Consulté sur https://occitanie.chambre-agriculture.fr/fileadmin/user_upload/National/FAL_commun/publications/Occitanie/GuidePO_Tome1_chapitre_5.pdf

Remarque : Les cinétiques de minéralisation présentent plusieurs limites (Salducci, 2012). Pour commencer, elles sont réalisées en laboratoire dans des conditions de température et d'humidité assurant une minéralisation optimale. D'autre part, les produits sont broyés à 1mm ce qui déploie une surface accessible à l'action microbienne beaucoup plus grande qu'en conditions réelles d'épandage. Cela pourrait mener à une surestimation du potentiel de minéralisation du carbone (Roudaut et al., 2011). Finalement les produits sont séchés à 40°C ce qui pourrait avoir un effet sur la dégradation de la matière organique et provoquer la perte d'une partie de l'azote ammoniacal. Les cinétiques expriment seulement des potentiels théoriques de minéralisation et le passage en conditions réelles doit donc être fait avec prudence.

4.2.2.4 L'Indice de Stabilité de la Matière Organique : ISMO

Cet indicateur permet de connaître la proportion de matière organique d'un produit qui va évoluer vers la formation d'humus et par extension la proportion de matière organique qui va se dégrader et contribuer ainsi à stimuler l'activité biologique du sol. Il remplace l'ISB (indicateur de stabilité biologique) et le CBM (caractérisation biochimique de la MO) jugés obsolètes (Roudaut et al., 2011). La figure suivante illustre l'ISMO de quelques effluents d'élevage courants, plus l'ISMO est élevé plus le produit est stable et donne une grande proportion d'humus.

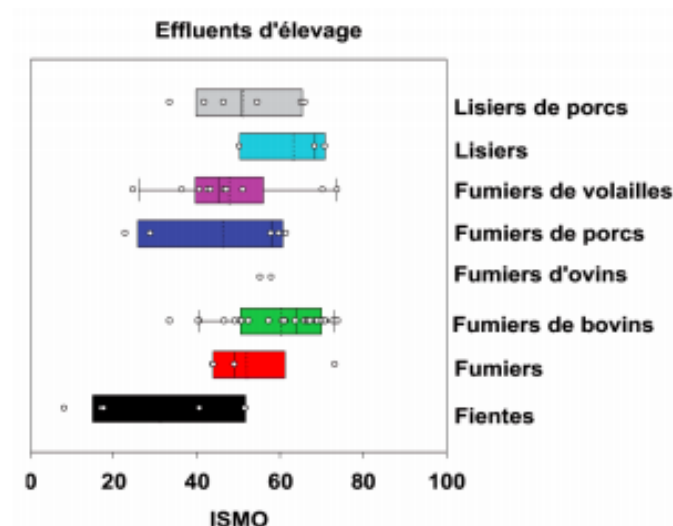


Figure 16 : Valeurs de l'ISMO d'effluents d'élevage

Source : Roudaut et al., 2001, les produits organiques utilisables en agriculture en languedoc roussillon - Tome 1 – Chapitre 5. D'après Lastherme et al., 2009. Consulté sur https://occitanie.chambre-agriculture.fr/fileadmin/user_upload/National/FAL_commun/publications/Occitanie/GuidePO_Tome1_chapitre_5.pdf

Nous nous intéresserons en particulier à l'ISMO₉₁ qui indique le pourcentage de matière organique ayant résisté à la minéralisation pendant 1 an au champ (Salducci, 2012). Le potentiel de minéralisation du carbone Ct₉₁ permet de calculer l'ISMO₉₁ du produit organique à partir duquel on pourra établir une classification des matières en termes de stabilité. Attention à ne pas confondre la notion de stabilité et de cinétique : la stabilité renvoie à la capacité d'un produit à être dégradé mais n'est qu'un indicateur « dangereux » de la cinétique avec laquelle ce produit sera dégradé. Généralement, si la cinétique de minéralisation est élevée on a à faire à un produit peu stable et facilement biodégradable mais les contres exemple sont nombreux et il faut être vigilant à ne pas faire de raccourci trop rapide. Les corrélations entre les différents paramètres ne sont pas toujours aussi évidentes qu'elles n'y paraissent.

L'ISMO doit être relié et discuté par rapport aux effets positifs des matières organiques sur les propriétés du sol en général. Un ISMO élevé favorisera la CEC et la capacité de rétention en eau alors qu'un ISMO moyen-faible favorisera davantage la stabilité structurale via la stimulation de l'activité biologique et un phénomène d'agrégation intense par les microorganismes du sol consommant une plus grande quantités de matière organique facilement décomposable (Reibel, 2018).

4.2.2.5 Autres paramètres

D'autres paramètres peuvent fournir des indications intéressantes. Le taux de matière organique permet d'estimer la teneur en carbone organique et donc la quantité d'énergie fournie potentiellement aux microorganismes. Il est également intéressant de connaître les teneurs des différentes fractions d'azote (organique, nitrrique, ammoniacal, uréique). Le potentiel de fertilisation azotée dépendra cependant principalement de la propension de l'azote organique à être minéralisé (Roudaut et al., 2011). La vitesse de disponibilité en azote déterminera la rapidité d'action d'un produit. S'il est disponible dans l'année suivant l'apport on dira du produit qu'il a une action rapide mais si l'azote se rend disponible à l'échelle de plusieurs années on dira que le produit a une action lente (Labrosse et al., 2018).

La granulométrie joue aussi un rôle. De manière générale, plus un produit organique est caractérisé par une texture fine plus il déploie une grande surface disponible pour l'attaque microbienne et sera rapidement décomposé (Roudaut et al., 2011).

Enfin la fourniture en éléments nutritifs et coefficient d'équivalence minérale peuvent aussi caractériser les engrais organiques. Les produits organiques contiennent des éléments fertilisants sous différentes formes et avec différentes teneurs. On peut établir des compositions moyennes pour les différentes familles de fertilisants organiques. Mais les proportions entre formes organiques et minérales et les différentes familles de composés organiques vont dicter les cinétiques de minéralisation des produits et la dynamique de libération des éléments fertilisants pour les cultures. Pour tenir compte de ces paramètres et pouvoir comparer les valeurs fertilisantes des différents engrais organiques, des coefficients d'équivalence minérale ont été calculés. Ces coefficients permettent de comparer l'efficacité des engrais organiques par rapport à un engrais minéral de référence (Arvalis - institut du végétal, 2014). Pour chaque élément fertilisant, ils donnent la proportion de l'élément fertilisant apporté par le produit correspondant à une fertilisation équivalente en engrais minéral (PROTECT'eau, n.d.). Par exemple, apporter 150 U d'N avec un engrais organique dont le coefficient d'équivalence est de 0,33 revient à apporter 50 U d'N minéral. Les disponibilités du potassium, calcium, magnésium et oligoéléments issus d'un engrais organique sont similaires à celle d'un engrais minéral (Roudaut et al., 2011) mais le phosphore et l'azote, eux, sont présents sous différentes formes plus ou moins facilement dégradables qui doivent être minéralisées pour se rendre disponible (Arvalis - institut du végétal, 2014).

4.3 Caractérisation des cinétiques de minéralisation et apports des principaux produits résiduels organiques

Dans cette partie, nous allons présenter des études relatives aux cinétiques de minéralisation du carbone et de l'azote de différents produits résiduels organiques ainsi que des apports qui en sont issus en lien avec les paramètres de classification précédemment discutés pour tenter de comprendre les relations entre ces paramètres.

Ce travail préliminaire constituera une base théorique permettant de vérifier et d'affiner l'interprétation des résultats ressortant de l'étude des cinétiques de minéralisation de différents produits organiques réalisée dans le cadre de ce mémoire.

4.3.1 Cinétiques de minéralisation du carbone et de l'azote de produits organiques

La gestion de l'azote est un facteur clé en agriculture car il est l'élément le plus important dans la croissance des végétaux et de l'établissement des rendements des cultures, cela lui confère une place centrale dans les programmes de fertilisation (N'Dayegamiye, 2007).

L'azote rend le raisonnement de la fertilisation délicat car sa disponibilité est difficile à estimer. Il est assimilé par les plantes préférentiellement sous forme nitrique NO_3^- mais d'une part les quantités de nitrates présentes dans le sol ne sont pas suffisantes pour assurer la nutrition des plantes et d'autre part cet élément est particulièrement mobile et en permanence susceptible d'être perdu par lixiviation dans les eaux souterraines (KARA-MITCHO et al., 2004). L'azote du sol est également présent sous une seconde forme minérale, l'azote ammoniacal NH_4^+ dont la charge positive lui permet d'être adsorbé sur le complexe argilo-humique et d'être beaucoup moins sensible au lessivage mais en présence d'oxygène il est rapidement oxydé en nitrate par la réaction de nitrification. La 3^{ème} forme d'azote principale du sol et quantitativement la plus importante est l'azote organique présent dans la matière organique et principalement dans l'humus stable.

Par le biais de la minéralisation, les produits organiques sont une source centrale d'éléments nutritifs pour les cultures et notamment une source d'azote importante mais l'azote contenu dans ces matières se rend disponible selon des dynamiques variables en fonction des produits considérés. On distingue ainsi des effets azotés à court terme dûs à la fraction minérale et labile des matières (dans les 12 mois suivant l'apport) et des effets à long terme dûs à la fraction stable de la matière organique (Bouthier et al., n.d.). La figure 11 précédente illustre notamment les mécanismes de transformation de l'azote apportés par des matières organiques exogènes en général. On observe les différents flux et processus pouvant causer des pertes ou organisation d'azote rendant ce poste de fertilisation délicat.

Cette section se concentre sur les cinétiques de minéralisation du C et de l'N et sur l'estimation de l'effet d'azote (court ou long terme) de différents produits organiques. On essaiera aussi de rendre compte des corrélations qui peuvent exister entre les dynamiques de minéralisation et d'autres paramètres de classification précédemment discutés. En particulier on s'attardera sur des travaux visant à établir une typologie des produits organiques à travers diverses classifications définies sur base de leurs cinétiques de minéralisation en lien avec différents paramètres.

4.3.1.1 Études des cinétiques de minéralisation de produits organiques

Ribeiro et al., (2010) ont travaillé sur les cinétiques de minéralisation du carbone de mélange de sol avec différentes matières organiques. Ils ont observé que les émissions de carbone de fumiers de volaille étaient significativement plus élevées que celles de compost mûr essentiellement produit à partir de fumier bovin. Ils montrent également que le fumier de volaille a une dynamique d'action très rapide par rapport au compost dont la minéralisation est plus progressive. Ils suggèrent que ces différences s'expliquent par la nature des formes de C et d'N. Le fumier de volaille a effet rapide contient de grande quantité de cellulose, hémicellulose, N minéral et de petites quantités de lignine alors que le compost contient plus de lignine que de cellulose ou d'hémicellulose et peu d'N minéral. Le mélange de ces 2 produits a fourni un résultat intéressant, en ajoutant de faibles quantités de fumier de volaille au compost de manière à ce que la quantité de carbone appliquée en mélange par rapport aux traitements avec les produits séparés ne soit pas fort différente, la quantité totale de carbone minéralisé n'a pas augmenté significativement mais les vitesses de décomposition étaient beaucoup plus intenses à court terme illustrant l'effet stimulant du fumier de volaille sur la minéralisation du C du compost.

Calderon et al., (2004) ont incubé des fumiers bovins laitiers et ont observé que les fumiers caractérisés par une minéralisation nette positive avaient un rapport C/N moyen de 16 alors que

ceux associés à une minéralisation nette de l'N négative avait un rapport C/N de 19. C'est loin des valeurs de De Neve and Hofman, (1996) qui ont modélisé la minéralisation de l'azote de résidus de culture incubés en laboratoire et ont défini un rapport C/N critique de 44 correspondant à la limite entre immobilisation nette et minéralisation nette de l'N. Cela montre bien que le rapport C/N seul pour évaluer les dynamiques d'action de produits organiques n'est pas suffisant.

Le type de compost de fumier influence la quantité d'azote totale minéralisée et le comportement en termes de cinétique. Des composts de fumier de maturité élevée caractérisé par des rapports C/N faibles ont été étudiés par N'Dayegamiye et al., (1997). Ils montrent que les minéralisations de l'N de 3 fumiers bovins compostés présentent des dynamiques comparables avec un effet azoté initial rapide suivi d'une minéralisation linéaire plus lente. Le fumier de mouton composté montre une minéralisation de l'N progressive et lente tout au long de l'incubation alors que le fumier de cheval composté, caractérisé par un contenu en azote minéral faible par rapport aux autres composts de fumier, montre une minéralisation très rapide initialement qui devient ensuite nulle après seulement 30-40 jours.

Les cinétiques de minéralisation du C et de l'N peuvent être reliées à la composition biochimique de produits organiques. Müller et al., (1988) ont observé que la libération d'azote de matières végétales dans le sol était bien corrélée à leur contenu initial en lignine, cellulose, hémicellulose et N.

Trinsoutrot Gattin et al., (2000) ont étudié les cinétiques de minéralisation du C et de l'N de différents types de résidus de culture en condition non limitative en azote de manière à mettre en évidence les effets des caractéristiques biochimiques des résidus sur leurs cinétiques de minéralisation. Ils ont observé que la dynamique de minéralisation de l'N était reliée principalement au contenu en azote organique des résidus et à leur rapport C/N et qu'en début d'incubation cette dynamique était dépendante du contenu en polyphénols (lignine, tanin...). Au terme de l'expérience d'incubation, seuls les résidus caractérisés par un C/N < 24 ont permis un surplus d'N minéral dans le sol par rapport au témoin.

Nicolardot et al., (2003) ont étudié les cinétiques de minéralisation potentielle du C et de l'N de différents produits organiques. En parallèle, ils ont caractérisés ces produits par des analyses chimiques ou biochimiques de manière à relier ces facteurs aux comportements de minéralisation observés en laboratoire. La dégradation des produits organiques est très variable d'un type de produit à l'autre et au sein de produits de mêmes origines. Les boues de station d'épuration ont des dynamiques très différentes et les fumiers bovins analysés dans cette expérience montrent des rapports C/N allant de 10 à 27 (fumiers frais) et des comportements différents. Les composts ont un comportement plus homogène mais présentent tout de même une certaine variabilité alors que leurs rapports C/N sont très proches et varient de 11 à 16. Cette variabilité de dégradation du C se décide généralement dans les premiers jours d'incubation, elle est illustrée dans la figure suivante :

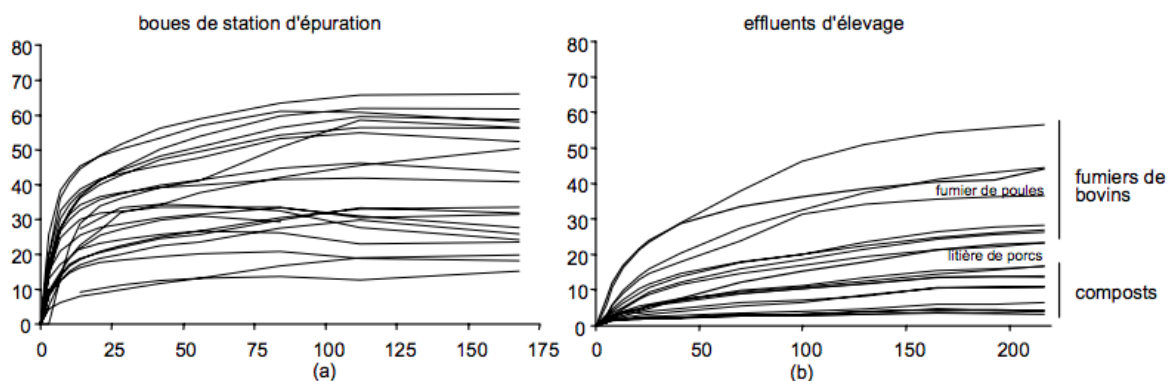


Figure 17 : Dégradation du carbone organique des boues de station d'épuration et des effluents d'élevage exprimée en % du carbone organique contenu dans les déchets. En abscisse : nombre de jours d'incubation (à 28°C pour a, à 15°C pour b) ; en ordonnée (a et b) : % de carbone organique.

Source : Nicolardot et al., 2003, INRA Reims et INRA Quimper. Disponibilité en azote des effluents urbains, agro-industriels et issus d'élevage. Dossier de l'environnement de l'INRA, n°25, p19.

La caractérisation chimique et biochimique des produits montre que ces facteurs sont très variables. Pour les boues de station d'épuration, la majeure partie du carbone et de l'azote se trouve dans la fraction soluble de Van Soest, alors que pour les fumiers, hémicellulose + cellulose est la fraction de Van Soest prédominante. Enfin les composts de fumiers ont un contenu en fraction soluble plus élevé que les fumiers frais et à l'inverse une teneur en cellulose + hémicellulose plus faible.

Le dynamique de l'azote du sol suite à l'apport des produits est également très variable d'un produit à l'autre. On observe soit un phénomène d'immobilisation, soit de minéralisation nette positive, et avec des intensités variables. La figure suivante illustre cette variabilité de dynamique de l'azote du sol :

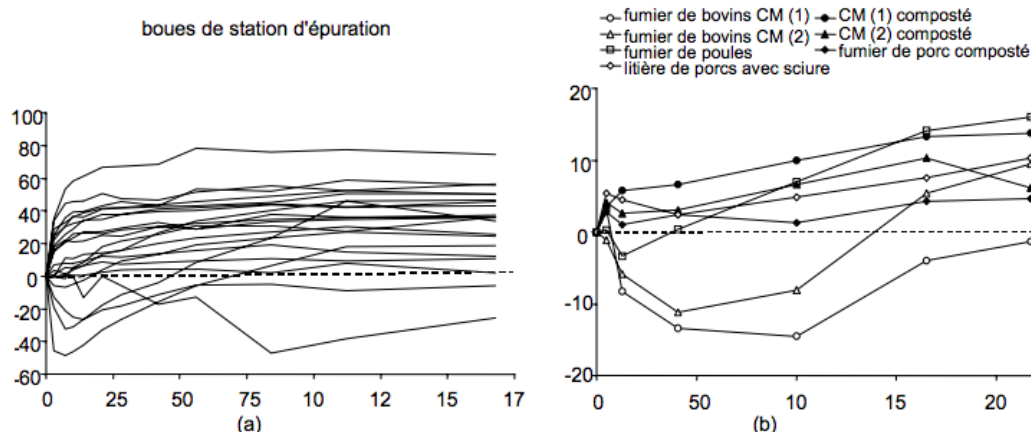


Figure 18 : Effet net de l'apport de boues de station d'épuration et d'effluents d'élevage sur la dynamique de l'azote du sol. Les valeurs positives indiquent une fourniture d'azote par les effluents (minéralisation), des valeurs négatives une organisation de l'azote minéral du sol. En abscisse : nombre de jours d'incubation (à 28°C pour a, à 15°C pour b) ; en ordonnée (a et b) : % d'azote organique.

Source : Nicolardot et al., 2003, INRA Reims et INRA Quimper. Disponibilité en azote des effluents urbains, agro-industriels et issus d'élevage. Dossier de l'environnement de l'INRA, n°25, p20.

On observe que comme pour le carbone, le comportement des boues de station d'épuration est assez chaotique avec tout de même une majorité permettant une minéralisation nette positive. Le comportement de ces boues est relié au carbone ou à l'azote organique des formes solubles déterminées par les différentes méthodes utilisées. Les composts de fumiers ont des comportements une nouvelle fois plus homogènes et ne présente selon cette figure pas de risque d'immobilisation nette d'azote minéral du sol alors que les fumiers frais de bovins en particulier peuvent induire une organisation au moins temporaire de l'azote minéral du sol.

L'analyse des relations entre cinétiques de minéralisation et caractéristiques des produits montre que les comportements des différentes matières sont corrélés à des paramètres différents. Par exemple la minéralisation du C des produits liquides est corrélée à la fraction soluble de carbone mais pas pour les boues de station d'épuration dont la minéralisation du C est peu dépendante des formes de carbone qui la constituent (avec les méthodes d'analyse utilisées). La dégradation des effluents d'élevage et composts est, elle, fort dépendante de la fraction cellulose + hémicellulose. Elle est élevée pour les fumiers frais et la minéralisation de leur C est plus élevée que pour les composts. La disponibilité en azote consécutive à l'utilisation des produits est relativement bien corrélée au rapport Norg/Corg mais ce paramètre n'est pas suffisant pour expliquer les variabilités de disponibilité en azote, celle-ci dépendant également de la nature des matières organiques

Enfin, une étude portant sur des amendements organiques courants en maraîchage présente une analyse en composante principale intéressante (Muliele et al., 2017). Cette analyse permet d'explorer les corrélations entre variables caractérisant les amendements organiques. En particulier la figure suivante permet de rendre compte des corrélations existant entre les variables et notamment avec la variable qui nous intéresse principalement, à savoir la teneur en N minéral du sol suite à la minéralisation des différents amendements organiques :

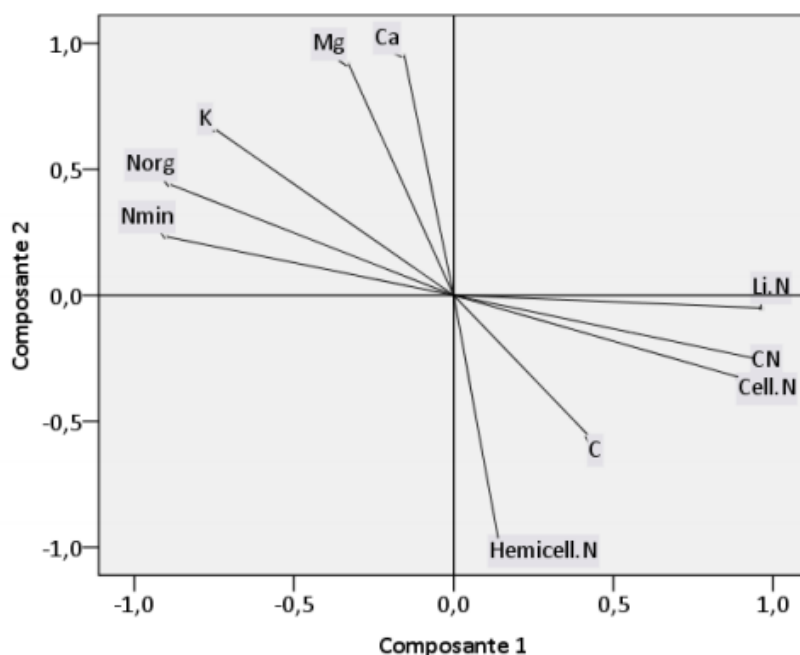


Figure 19 : Analyse en Composantes Principales (ACP) entre les caractéristiques des amendements organiques et la teneur totale moyenne en azote minéral dans le sol. Norg : azote organique, Nmin : azote minéral, Li. N : rapport lignine/N, Cell. N : rapport cellulose/N, CN : rapport carbone/N, Hemicell. N : rapport hémicellulose/N.

Cette figure montre que la teneur en N minéral du sol (et donc indirectement la minéralisation de l'N des différents amendements) est bien corrélée avec le contenu en N organique et en K et négativement corrélée avec la teneur en carbone organique, la rapport C/N, le rapport lignine/N et le rapport cellulose/N. Des angles aigus étant signe de corrélation positive à l'inverse des angles $> 90^\circ$.

Pour résumer ce que nous venons de voir, il semble ressortir des études précédentes plusieurs enseignements :

- 1) La dégradation des effluents d'élevage et composts est positivement corrélée aux teneurs en cellulose et hémicellulose expliquant pourquoi les composts sont caractérisés par des émissions de CO₂ plus faibles que les produits « frais » mais ils ne présenteraient pas de risque d'immobilisation d'azote.
- 2) La dégradation des produits végétaux est plutôt corrélée à leur rapport C/N, leur contenu en Norg et leur teneur initiale en polyphénols (lignine...).
- 3) Des produits à C/N plus faibles (composts) sont associés à une dégradation globale plus faible et semblent donc plus stables et ils présentent moins de risque d'immobilisation d'azote que les produits à C/N plus élevés dont la dégradation est plus forte mais avec un risque de faim d'azote plus élevé également. Le rapport C/N critique des produits végétaux semble supérieur à celui des effluents d'élevage.
- 4) La dégradation des produits organiques est très variable d'un type de produit à l'autre et au sein de produits de mêmes origines et l'analyse des relations entre cinétiques de minéralisation et caractéristiques des produits montre que les comportements des différentes matières sont corrélés à des paramètres différents

4.3.1.2 Typologie du comportement des produits organiques

Une première typologie peut être établie sur base du critère C/N des produits organiques. Pour s'en rendre compte, on peut commencer par observer la figure suivante. Elle illustre la minéralisation de l'azote liée à l'enfouissement d'engrais verts ayant des C/N différents : D'après celle-ci, un C/N plus faible conduit à une minéralisation de l'azote plus importante. Cela confirme l'idée vu précédemment qu'un rapport C/N élevé favoriserait un risque de faim d'azote ou un effet azoté positif à long terme et inversement pour les produits à C/N faible.

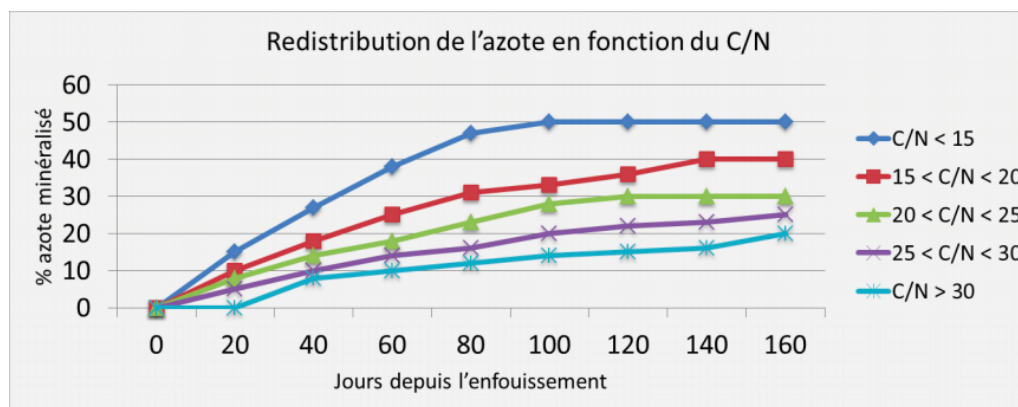


Figure 20 : % d'azote minéralisé en fonction du C/N de différents couverts végétaux

Source : F.Thomas et M.Archambeaud, 2013 *Les couverts végétaux : Gestion pratique de l'interculture*. Repéré sur AZOTE ET ENGRAIS VERTS: LE BILAN, Roy-Fortin, 2015. Consulté sur https://www.cetab.org/system/files/publications/cetab_bio_pour_tous_2015._v_roy-fortin_azote_engrais_verts_bilan.pdf

Nicolardot et al., (2001) ont simulé à l'aide d'un modèle les cinétiques de minéralisation du C et de l'N de différents résidus de culture incubés en laboratoire. Ce modèle a été paramétré par rapport au rapport C/N comme unique facteur et en utilisant les cinétiques de minéralisation de nombreux résidus de culture présentant des compositions chimiques et des teneurs en azote très variables. Ils ont observé que les cinétiques de minéralisation du C et de l'N étaient relativement bien prédites par le modèle et le rapport C/N des résidus était bien corrélé avec la vitesse de minéralisation et le taux d'humification (humification plus élevée avec des C/N faibles).

Mais le rapport C/N n'est pas toujours un facteur explicatif satisfaisant. Une expérience de Müller et al., (1988) montre que le rapport C/N n'est pas significativement corrélé à la libération d'N de matières végétales en décomposition dans le sol. On a évoqué précédemment qu'en fonction des produits, la valeur C/N à partir de laquelle on passait d'un comportement de minéralisation nette positive de l'N à un comportement d'immobilisation de l'N différait.

En réalité ce critère pour définir une typologie est peu pertinent car il induit des classifications regroupant des produits dont les dynamiques d'action peuvent être très différentes. Par exemple un lisier de porc et un compost mûr de lisier ont des valeurs C/N très semblables alors que ces produits ont des réactivités bien différentes (Morvan et al., 2004). De la même manière Flavel and Murphy, (2006) ont étudié les minéralisations du C et de l'N de différents produits organiques dont un fumier de poule, un compost à base de paille et un vermicompost qui présentaient des C/N très proches voisins de 10-12 mais des comportements en termes de cinétiques de minéralisation très différents. Le fumier de poule à action rapide libérant rapidement de grandes quantités d'azote, les 2 autres produits étant caractérisés par une minéralisation plus lente et progressive.

Une étude de Bouthier et al., (n.d.) a répertorié un grand nombre d'expérimentations visant à estimer la minéralisation nette de l'azote organique de différents produits résiduels organiques au champ et en laboratoire. Cela a permis de définir une typologie de cinétiques de minéralisation de l'azote organique définie par 6 classes de cinétique. Certains PRO de même origine peuvent se retrouver dans plusieurs classes et ont donc des comportements variables, mais pour beaucoup cette classification permet d'estimer leur comportement. Ils ont analysé 68 cinétiques de minéralisation associées à 16 types de produits résiduels organiques et les ont regroupées en 6 différentes classes. Cette classification est illustrée dans le figure suivante :

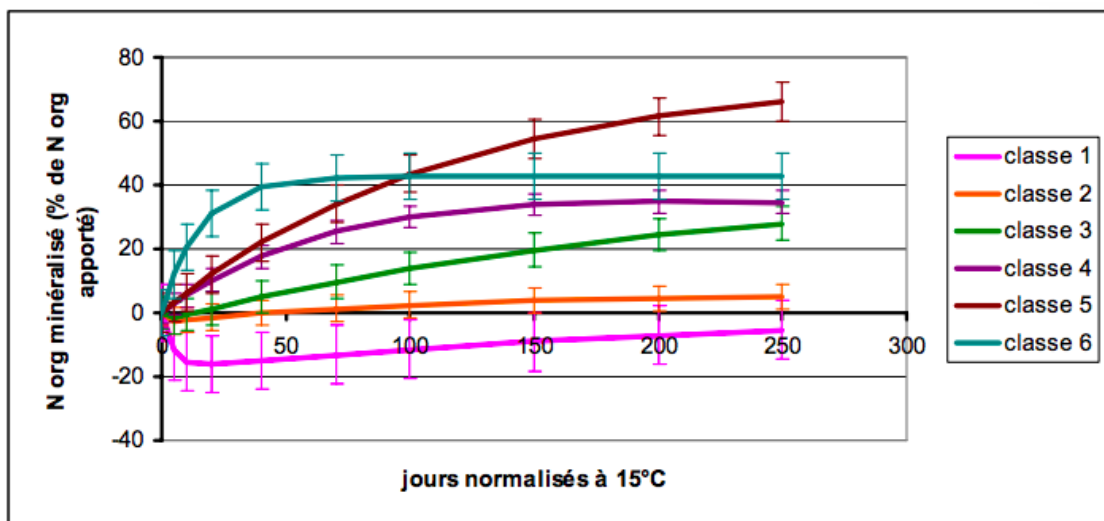


Figure 21 : classification des PRO en fonction de leurs cinétiques de minéralisation
Source : Bouthier et al., n.d. Cinétique de minéralisation nette de l'azote organique des produits résiduels organiques à court terme in situ et en conditions contrôlées. COMIFER.

Les classes sont définies sur base d'un degré croissant de libération d'azote par les produits organiques. La classe 1 induit un phénomène d'immobilisation durant la première année suivant l'application. Elle est constituée de composts de fumiers, composts de déchets verts et eau de déshydratation de luzerne. On avait pourtant vu dans le point précédent que des produits à C/N faibles tels que les composts semblaient ne pas induire de faim d'azote. La classe 2, avec un effet d'azote très faible et une libération lente et progressive, rassemble d'ailleurs des composts de fumiers bovins et de déchets verts. Les classes 3 et 4 rassemblent respectivement les fumiers de bovins et les fumiers de volailles (et boues urbaines déshydratées). Ils ont à moyen terme des effets similaires mais les fumiers de volaille ont un effet plus rapide avec une moitié de l'azote apporté qui est minéralisée sur les 50 premiers jours. La classe 6 comprend entre autres des fientes de volailles (+ effluents de féculerie, distillerie et boues urbaines pâteuses) avec un effet intense et rapide.

Ils se sont penchés également sur les relations entre dynamique de minéralisation in situ et en laboratoire de différents produits organiques. Dans la plupart des cas, il y a une bonne concordance entre les résultats de laboratoire et de terrain. Deux cas de contraste marqué entre laboratoire et terrain ont été observés. Dans le premier, ils ont observé un phénomène d'organisation de l'azote au laboratoire inexistant au champ. Ils se sont aperçus que ces produits à l'état "frais" étaient caractérisés par une charge de carbone grossière qui rendait la minéralisation du carbone lente mais qu'en laboratoire, une fois broyé, ce carbone était déployé et dégradé rapidement ce qui a eu pour conséquence d'immobiliser de l'azote alors qu'en conditions réelles l'azote de ces produits était mieux disponible. Dans le 2ème cas de discordance, les produits étaient caractérisés par une teneur en azote ammoniacal élevée. Après leur application au champ, des pertes par volatilisation au champ ont pu être interprétées comme des phénomènes d'immobilisation qui n'ont du coup logiquement pas été observés en laboratoire. On retrouve dans ces 2 cas de désaccord des fumiers de volailles sur copeaux ou paille, certaines boues urbaines et des effluents de distillerie et de déshydratation de luzerne. Néanmoins, dans de nombreux cas, les résultats de laboratoire permettent de prédire de manière fiable le comportement des produits organiques in situ.

Le « problème » avec ce type de classification c'est qu'elle exige au minimum une expérimentation préalable d'incubation en laboratoire pour pouvoir savoir à quelle classe un nouveau produit organique appartient. Nous avons vu que les cinétiques pouvaient être expliquées par la composition des produits organiques. Ainsi, une classification des cinétiques sur base des caractéristiques chimiques serait intéressante car elle éviterait de devoir passer par une phase de test d'incubation mais demanderait seulement une caractérisation chimique d'un nouveau produit pour pouvoir le classer. Cela à condition que les caractéristiques chimiques puissent discriminer de manière satisfaisante les comportements des matières en termes de cinétiques de minéralisation.

C'est ainsi que Morvan et al., (2004) ont analysé les cinétiques de minéralisation du carbone et de l'azote d'effluents porcins en fonction de leur composition biochimique. Leur travail a permis d'aboutir à une typologie en 5 classes chacune ayant des cinétiques de minéralisation du C et de l'N distinctes et caractérisée par une certaine constitution biochimique. Cette conclusion est de bon augure car elle permet de penser que la caractérisation de produits organiques en termes de dynamique d'action peut être déduite d'une caractérisation biochimique. Après ce travail réalisé uniquement sur des produits organiques de même origine,

Morvan et al., (2006) ont tenté d'élargir le principe à une plus grande gamme de produits organiques d'origines animales. L'objectif de leur méthode de classification était de parvenir à corréler les 2 types de caractérisation des produits, l'une par la minéralisation et l'autre par la composition pour définir une typologie des produits organiques. Grâce à une classification hiérarchique ascendante, ils ont abouti à une classification illustrée dans la figure suivante dans laquelle chaque classe est représentée par des cinétiques du C et de l'N similaires au sein de chacune des classes et distinctives entre elles. De plus, chaque comportement cinétique est associé à un profil biochimique particulier. Ils sont donc parvenus à établir une typologie de produits résiduels organiques sur base des aspects de composition et des aspects cinétiques de minéralisation.

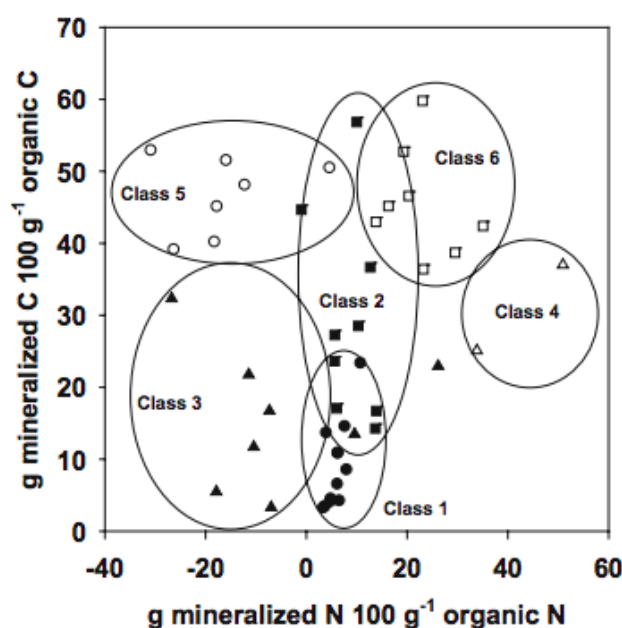


Figure 22 : Classification en 6 classes de produits organiques d'origine animale selon leur minéralisation du C et de l'N

Source : Morvan et al., 2006, Biochemical composition and kinetics of C and N mineralization of animal wastes: a typological approach. In *Biology and Fertility of Soils*, Vol. 2, n°6.

Les différents critères analytiques qui ont été étudiés sont les teneurs des différentes fractions de carbone (soluble, hémicellulose, cellulose et lignine) et d'azote soluble.

De manière générale, la minéralisation du carbone des produits au long de l'incubation est bien corrélée avec les fractions de carbone soluble (baisse au cours de l'incubation), d'hémicellulose (augmente au cours de l'incubation) et de lignine.

La classe 1 comprend des lisiers porcins mélangés avec des litières de sciure, écorces ou paille, des lisiers de volailles mélangés à des déchets verts compostés et des fumiers porcins compostés. Cette classe de produits compostés est riche en lignine et comprend donc des composés moins biodégradables. La classe 2 est constituée de fumiers de bovins frais et compostés et est caractérisée par des valeurs moyennes pour les critères analytiques étudiés, elle se situe d'ailleurs entre toutes les classes. La classe 3 rassemble des litières porcines fraîches et compostées et du compost de lisier porcin mélangé à de la sciure. Cette classe est caractérisée par des valeurs élevées de cellulose et de lignine, on voit d'ailleurs qu'elle minéralise relativement peu de carbone et qu'elle induit une immobilisation d'azote.

Kessel et al., (2000) ont montré que la dégradation de l'hémicellulose était rapide contrairement à la lignine. Cela confirme les différences de minéralisation du carbone entre classe 3 riche en

cellulose et lignine et classe 5 riche en hémicellulose. Cette dernière regroupe des fumiers porcins et lisiers porcins compostés en mélange avec de la paille. On voit qu'une forte minéralisation du carbone dû à une fraction hémicellulose élevée s'accompagne du risque d'immobilisation d'N car les microorganismes ont besoin de beaucoup d'azote pour pouvoir dégrader une grande quantité de carbone organique

La classe 4 comprend des boues d'épuration de traitement de lisier porcin et est constituée de teneurs élevées en N et en carbone soluble. Enfin la classe 6 rassemble des lisiers porcins frais et des litières de volailles et est caractérisée par de hautes concentration en N et C soluble ainsi que par de faibles teneurs en lignine. La figure montre que c'est d'ailleurs la classe dont les valeurs de minéralisation du C et de l'N sont les plus faibles.

Les classes 2, 4 et 6 ont montré une minéralisation d'N nette positive alors que les classes 3 et 5 sont caractérisées par un phénomène d'organisation nette d'N. La plupart des produits organiques ont induit une phase initiale d'immobilisation d'N avant d'induire une minéralisation nette positive.

Cette classification a permis de séparer dans différentes classes des produits organiques d'origines différentes tels que les fumiers porcins, bovins et de volailles ce qui est intéressant. Par contre, elle a abouti également à rassembler au sein de même classe des produits en apparence différents. Les produits organiques animaux varient avec le type d'animal et le régime alimentaire notamment en protéine qui influence le contenu en N du déchet organique.

Malgré que ces auteurs aient montré qu'une fois de plus, le rapport C/N était un critère inadéquat pour classer les produits organiques car des C/N comparables peuvent conduire à des comportements différents (classes 1 et 6 par exemple dans ce cas-ci) et que la minéralisation du carbone était relativement bien corrélée aux critères analytiques, de manière générale, les corrélations entre la minéralisation de l'N et les compositions biochimiques des produits restent assez mauvaises, alors que de bonnes corrélations ont pu être établies entre la minéralisation de l'N et le contenu en N organique d'une part ainsi que le rapport C/N d'autre part. Il est donc encore difficile d'après cette étude de trouver un meilleur paramètre de composition corrélé à la minéralisation de l'N que le contenu en N et le rapport C/N.

Lashermes et al., (2010) ont également travaillé sur la définition d'une classification des MOE prédisant leur disponibilité en azote en reliant la minéralisation de l'azote de ces produits en laboratoire à leurs caractéristiques chimiques et biochimiques (ils n'ont pas fait entrer en ligne de compte la minéralisation du C). Ils ont défini 6 classes sur base d'un gradient de disponibilité en azote, la classe 6 induisant un grand risque d'immobilisation d'N et la classe 1 une très grande minéralisation nette positive. Ils ont observé que la minéralisation de l'N était positivement et significativement corrélée au contenu en azote, en hémicellulose et en fraction N soluble et vice versa concernant la lignine, la cellulose et la rapport C/N.

Les paramètres de composition des différentes matières organiques étant des critères majeurs dans la dynamique de la minéralisation de l'N, ils ont permis d'établir une clé de classification des produits organiques. Cette clé de classification est présentée à la figure suivante et montre que la teneur en Norg est le critère analytique principal et qu'ensuite les teneurs en cellulose et lignine permettent de départager les autres classes.

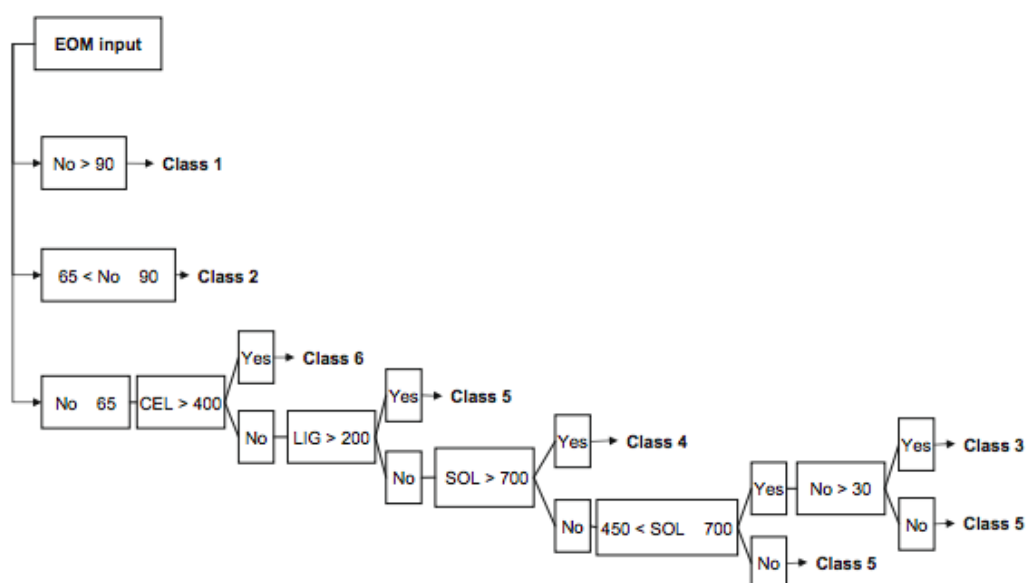


Figure 23 : arbre de classification en fonction des paramètres de composition chimique et biochimique.
Source :Lashermes et al., 2010, *Typology of exogenous organic matters based on chemical and biochemical composition to predict potential nitrogen mineralization. In Bioresource Technology, Vol. 101, n°1.*

Cette clé a l'avantage de classer n'importe quelle matière sur base de ses paramètres de composition mais la majorité des types de produits se retrouvent dans plusieurs classes à la fois ce qui montre bien l'hétérogénéité des produits organiques et l'obligation avec cette classification d'une caractérisation biochimique et chimique pour pouvoir classer les produits et prévoir leur dynamique d'action ce qui n'est pas réaliste.

4.3.2 Apports et effets sur le sol des produits organiques

Caractériser et prévoir le comportement des MOE en conditions réelles consiste à déterminer principalement 2 types d'information : la valeur fertilisante azotée et le pouvoir amendant de ces matières organiques grâce à l'étude des cinétiques permettant de calculer différents indicateurs tels que l'ISMO. On s'est intéressé à l'étude des cinétiques en laboratoire précédemment, nous allons maintenant nous intéresser aux effets des MOE en conditions réelles.

4.3.2.1 Valeur fertilisante : Fourniture d'N au sol, d'éléments nutritifs et propriétés chimiques du sol.

Les différences de dynamique d'action des différentes MOE peuvent être mises en évidence par un suivi de l'azote minéral du sol au champ et pas seulement par des incubations en laboratoire. Voici les résultats présentés par Nicolardot et al., (2003) du suivi de l'N minéral du sol suite à l'utilisation de différents produits :

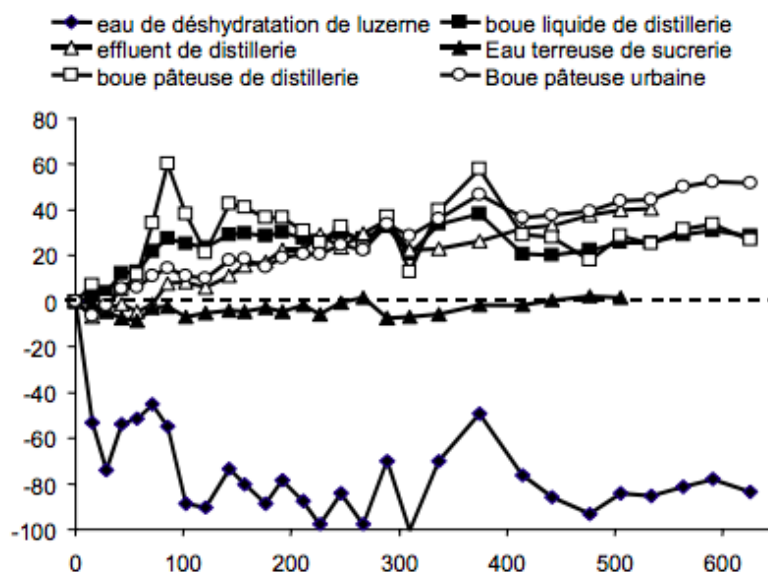


Figure 24 : effet de l'apport de différentes MOE sur la dynamique de l'azote minéral du sol avec le modèle LIXIM

Source : Nicolardot et al., 2003, INRA Reims et INRA Quimper. Disponibilité en azote des effluents urbains, agro-industriels et issus d'élevage. Dossier de l'environnement de l'INRA, n°25.

On a en abscisse le nombre de jours à 15°C et en ordonnée la proportion (%) d'azote apporté qui est minéralisé et rendu disponible (valeurs positives) ou immobilisés (valeurs négatives). Ce qui est surtout intéressant c'est de pouvoir comparer les données d'incubation avec les données en conditions réelles et de voir que selon Nicolardot et al., (2003) il y a des écarts pour tous les produits et d'un produit à l'autre les écarts entre les conditions d'expérimentation sont variables. Ce phénomène est encore plus marqué avec des produits caractérisés par une organisation nette de l'N en laboratoire qui en champ induisent une minéralisation nette positive. Le passage du laboratoire au champ ne peut s'expliquer uniquement par un facteur climatique qui ne semble pas suffisant à lui seul. Les conditions de minéralisation sont en fait globalement différentes dans des aspects qui vont au-delà des conditions climatiques : hétérogénéité de la disponibilité en N minéral pour l'activité des microorganismes, humidité des produits, hétérogénéité, granulométrie, répartition dans le sol... Une autre cause possible dont nous avons parlé dans le chapitre 3 est que les variations de température et d'humidité n'ont pas les mêmes effets entre les différentes familles de composés caractérisée par des natures chimiques et biochimiques différentes. Les phénomènes de perte par volatilisation et dénitrification peuvent également varier entre laboratoire et champ ce qui peut induire des conclusions fausses. Vu cette difficulté, la transposition d'un milieu à l'autre doit être assurée par des modèles qui rendent compte de toute la diversité des facteurs d'influence entre les résultats des 2 postes

Selon l'étude de Dragon and Icard, (2010), la minéralisation de l'azote d'une parcelle amendée par un amendement organique est significativement plus importante que la minéralisation de la parcelle témoin sans amendement. Par contre, ils n'observent pas de différence significative de minéralisation de N entre les différents traitements (fumiers bovins frais, déshydraté, compost DV, compost d'écorce et compost de tourteaux de café). Ils observent une corrélation positive entre le niveau de fertilisation N minérale et le taux de minéralisation, ce qui est sans doute dû comme nous l'avons déjà évoqué au fait qu'une meilleure disponibilité en N stimule l'activité des microorganismes et le niveau de minéralisation.

Les effets à long terme de différentes matières organiques sur les propriétés chimiques du sol ont été étudiés par Maltas et al., (2012). Il en ressort que les engrais organiques (engrais vert, paille, fumiers, lisiers) ont un effet positif sur la teneur en MO et en N total par rapport au témoin avec une fertilisation minérale uniquement. Le C/N augmente avec l'apport de produits organiques ce qui signifie que la proportion de composés frais partiellement dégradés augmente dans le sol avec la fertilisation organique. Malgré que la teneur en MO augmente, la CEC n'augmente pas significativement avec la fertilisation organique (les écarts de MO ne sont peut-être pas encore assez grands). Dans cette expérimentation, le calcul de fertilisation a tenu compte des valeurs fertilisantes des engrais organiques épandus ce qui explique en grande partie pourquoi ils n'ont pas observé de grandes différences entre les traitements organiques concernant les éléments nutritifs (P et K notamment). Enfin, les engrais organiques sont vecteurs d'éléments métalliques en trace et ils ont observé que les concentrations dans le sol de ces éléments augmentent à mesure des années de fertilisation organique. Ces éléments sont importants pour la croissance des plantes mais une concentration trop élevée peut devenir toxique, cela n'a pas été observé ici sur plus de 30 ans d'expérimentation mais à plus long terme cela pourrait être intéressant d'estimer cet effet.

4.3.2.2 Valeur amendante : Séquestration de carbone et propriétés physiques du sol

En 2007, Lashermes et al., (2007) proposent un nouvel indicateur permettant de prévoir le potentiel de stockage de carbone induit par l'épandage de produits organiques : l'ISMO. Cet indicateur intègre des données de composition biochimique de la matière et des données de nature biologique avec des mesures de minéralisation après 3 jours.

Sa détermination a fait l'objet d'une normalisation (différente de la méthode utilisée dans ce mémoire). La valeur amendante des produits organiques est la plupart du temps améliorée par le compostage et il semble en être de même pour la transformation anaérobie aboutissant au digestat. Ces 2 processus se rejoignent dans la mesure où ils consomment tous les 2 les composés organiques facilement dégradables laissant une plus grande proportion dans les produits de composés plus stables. Parmi les effluents d'élevage courants, les fumiers et lisiers bovins ont les ISMO les plus élevés et les fientes de volailles les ISMO les plus faibles (Lashermes et al., 2007).

L'ISMO des produits analysés dans ce mémoire que nous calculerons est déterminé différemment mais les indications précédentes nous donnent une bonne idée des valeurs amendantes typiques des différents produits organiques.

Une expérimentation longue durée ayant lieu depuis 1976 à Changins étudie entre autres l'effet à long terme des engrais organique sur les propriétés du sol. Cette expérimentation a permis de mettre en évidence que la fertilisation organique permet dans la plupart des cas de ralentir la diminution de MO dans le sol et que pour parvenir à une augmentation nette de MO les quantités épandues doivent être élevées (70T de fumier tous les 3 ans par exemple) (Maltas et al., 2012). On observe dans la figure suivante que tous les itinéraires de fertilisation ont conduit à une baisse de la teneur en MO dans le sol mise à part pour le procédé 70T de fumier tous les 3 ans.

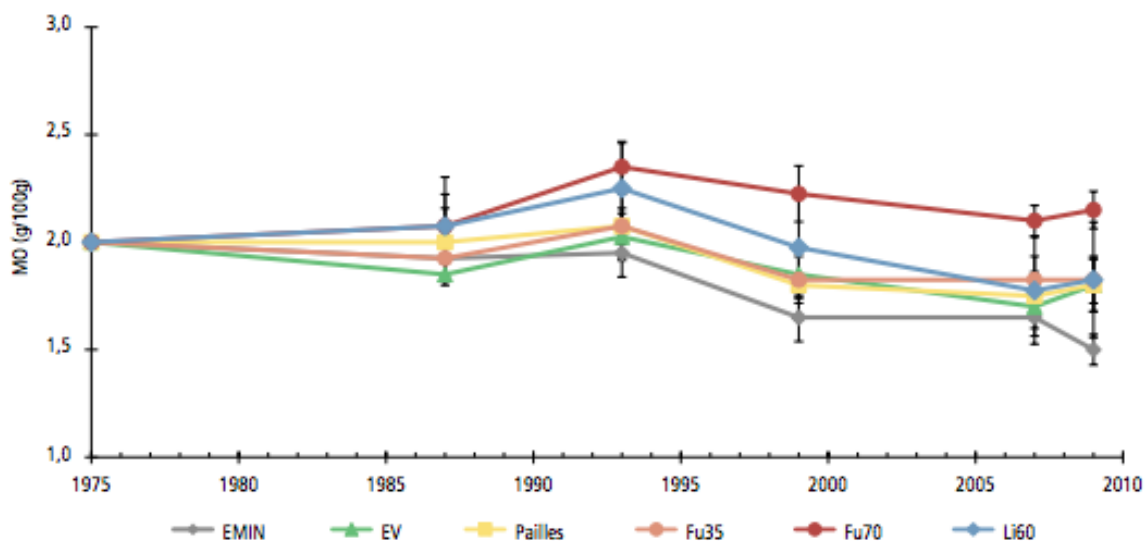


Figure 25 : Effet des procédés sur l'évolution de la teneur en MO sur les 20 premiers centimètres (sous-procédé C). Les barres verticales représentent l'écart-type.

Source : Maltas et al., 2012, Effet à long terme des engrais organiques sur les propriétés du sol. Dans Recherche Agronomique Suisse, Vol. 3, n° 3, p151.

Le stock de carbone organique dans le sol est très variable au cours du temps mais les différents traitements semblent suivre les mêmes dynamiques suggérant que le contrôle a essentiellement lieu au niveau de paramètres plus globaux tels que les variations climatiques interannuelles et il est nécessaire d'avoir beaucoup d'années de recul pour pouvoir conclure sur l'effet de tel ou tel procédé. Dans la plupart des cas, le bilan du stockage de carbone est négatif, on a une baisse nette du taux de MO qui viendrait d'une forte minéralisation et/ou érosion favorisée par le système cultural sous labour. En particulier, on peut dire que la restitution des pailles, l'engrais vert, le lisier et 35T de fumier induisent la même variation de teneur en MO dans le sol.

Différents régimes de fertilisation minérale azotée ont été réalisés en parallèle des fertilisations organiques et les différences entre ces sous-procédés n'influencent pas le stockage de carbone. Le niveau de fertilisation azotée sur le stockage de carbone ne semble pas avoir un grand effet sur l'évolution des teneurs en MO. La fertilisation azotée n'a d'ailleurs pas d'effet significatif sur la biomasse et l'activité microbienne (Maltas et al., 2012).

Une autre étude sur l'effet à long terme d'amendements organiques sur le sol est menée depuis 1995. Dragon and Icard, (2010) font le bilan de cette expérimentation après 15 années d'essai mené avec des fumiers frais, des fumiers déshydratés et des composts variés (déchets verts, écorce..). L'effet de ces différents amendements organiques sur le statut organique du sol est variable et est lié aux différents profils de composés biochimiques carbonés qui caractérisent les différentes matières. Au départ de l'expérimentation en 1995, le taux de MO était de 2,1% et de manière générale, tous les produits ont permis d'augmenter la teneur en MO du sol après 15 ans, mais à des degrés divers. Ce sont les composts de déchets verts et d'écorce qui permettent le plus grand gain de MO (+1% par rapport à 1995), les fumiers et compost de tourteaux sont associés à une augmentation moins rapide (+0,5%). Dragon and Icard, (2010) nous montrent également que l'évolution des produits aboutit en grande majorité à la formation de matière organique humifiée dans le sol, les composts permettent simultanément de charger le pool de matière organique particulaire grossière contrairement aux fumiers. Le tableau suivant montre les effets des différents amendements sur les propriétés physiques et chimiques du sol :

	Fumier de bovin	Fumier déshydraté	Compost de DV	Compost d'écorces enrichi	Compost de tourteaux de café enrichi	"Effet dose d'apport" (EqC vs EqH)
Taux d'humus du sol	+	+	++	++	+	non
Biomasse microbienne	++	++	+	+	++	oui
Minéralisation C	++	++	+	+	+	oui
Minéralisation N	+	+	+	+	+	non
pH	0	0	+	+	+	non
CEC	+	+	++	++	+	non
Etat structural	+	+	+	+	+	non
Stabilité structurale	(++)	(++)	(+)	(+)	(+)	non
Résistance au compactage	+	Non testé	+	Non testé	0	Non testé
Réserve utile	++	++	++	++	+	oui
Effet fertilisant (N)	+	+	0	++	++	

0 : pas d'effet par rapport au témoin

+: effet positif par rapport au témoin

++ : effet très positif par rapport au témoin

() : effet non statistiquement significatif (tendance)

Figure 26 : Effet des différents produits organiques sur les propriétés physiques du sol

Source : Dragon et Icard, 2010, *Effet d'apport de différents amendements organiques sur les propriétés du sol - Bilan de 15 années d'essai en culture légumière à la SERAIL. Dans Echo-MO, n°81, p8.*

On peut observer les effets sur les propriétés chimiques du sol des différents amendements : Les composts riches en calcium ont un effet alcalinisant sur le sol, et ils augmentent le taux de MO de manière plus importante que les fumiers. Ces 2 effets combinés font en sorte que la capacité d'échange cationique CEC des sols amendés par des composts est améliorée par rapport aux sols amendés avec des fumiers. Certains produits ont une action fertilisante grâce à une composition en composés facilement dégradables et riches en azote. C'est le cas des composts d'écorces et de tourteaux de cafés qui fournissent de l'azote rapidement disponible contrairement au compost de déchets verts et aux fumiers dans une moindre mesure.

Bien que de manière générale tous les produits permettent d'améliorer les propriétés physiques du sol, on voit que l'utilisation d'un produit ou d'un autre doit être réfléchi en fonction du contexte, de l'objectif visé et de la problématique. En effet, les différentes matières n'ont pas les mêmes effets. Si on cherche à restaurer un taux d'humus et augmenter le taux de MO on utilisera des produits compostés alors que si on cherche à améliorer la stabilité structurale on utilisera plutôt des produits plus facilement dégradables (minéralisation C élevée des fumiers) stimulant davantage la biomasse microbienne car c'est son activité qui intervient dans le processus d'agrégation au niveau du sol.

Troisième partie : Matériel et méthodes

Comme expliqué précédemment, les matières organiques subissent un ensemble de processus de transformation et de dégradation qui les conduisent à produire des composés stables qu'on regroupe sous le terme générique d'humus et des composés minéraux, en particulier du dioxyde de carbone CO₂, des ions nitrates NO₃⁻ et des ions ammoniums NH₄⁺.

La technique retenue (chapitre 6) dans le cadre de ce travail repose sur la quantification des produits minéraux issus de la minéralisation de ces engrais ce qui nous permettra d'apprécier l'évolution temporelle de cette dernière. Ainsi, de nombreuses matières organiques ont été

caractérisées via des incubations contrôlées en laboratoire. Les études en conditions contrôlées permettent d'identifier les facteurs influençant les processus de transformation des produits organiques et d'analyser les effets de ces facteurs. Ensuite cela peut permettre de construire et paramétrer des modèles prédictifs qui pourront être validés ou non par des études in situ qui permettent de quantifier ces processus en conditions réelles. Les résultats de laboratoire peuvent être reliés à des données mesurées sur le terrain par le biais d'un calcul permettant de convertir dans un sens ou l'autre la minéralisation observée dans des conditions variables de température et d'humidité en une minéralisation ayant lieu en conditions de température et d'humidité constantes et contrôlées. Cette conversion fait appel au concept de jours normalisés (Nicolardot et al., 2003). Toutefois dans le cadre de ce travail, les matières analysées en laboratoire n'ont pas fait l'objet d'expérimentation in situ.

Ma contribution pratique à ce projet en terme de manipulations s'est portée en particulier sur les incubations de 5 différents digestats de biométhanisation ainsi que de 5 fumiers d'origines diverses formant un échantillon composite. L'incubation de ces 2 types de produits suit 2 objectifs parallèle : D'une part, l'intérêt de l'étude des digestats est qu'ils ont 2 origines différentes et qu'ils ont fait l'objet de post-traitements différents (nanofiltration et séparation de phase) ce qui nous permettra d'observer si l'origine et/ou les traitements réalisés sur ce type de produit ont un impact sur leurs cinétiques de minéralisation. D'autre part, l'étude des cinétiques de minéralisation des fumiers est pour sa part intéressante car dans la classification actuelle, des échantillons différents de ce type de produit, à l'instar des fumiers porcins et des fumiers et fientes de volailles, peuvent se classer comme engrais organiques à action rapide ou lente d'un échantillon à l'autre. Cela soulève la question de savoir si un échantillon composite de ce type de produit peut être considéré comme représentatif des échantillons individuels qui le composent ou si ces échantillons individuels se caractérisent par des différences significatives. L'étude des échantillons individuels en parallèle de l'échantillon composite permettra ainsi d'apprécier l'hétérogénéité de ce produit, de comparer la classification qu'on pourra en faire avec la classification en vigueur et de juger si la gestion de cet engrais organique suggère de le traiter individuellement ou si se référer à des valeurs moyennes est fiable.

D'autres matières sous forme d'échantillons composites ont été incubées en laboratoire au centre de Michamp par Thibaut Cugnon ce qui m'a permis d'analyser et de caractériser un plus grand nombre de matières organiques. On retrouve en particulier du lisier bovin, du fumier bovin composté, des fientes de volailles humides, préséchées et sèches, du fumier de volaille, du fumier de cheval, du lisier porcin et 2 bois raméal fragmenté d'origines différentes. Les résultats et la classification potentielle résultante pourra être comparée avec la classification actuelle pour voir si la nouvelle norme de classification proposée et testée permet d'aboutir à une classification plus "discriminante" et précise.

En parallèle à ces caractérisations en laboratoire, un essai "matières organiques" (chapitre 7) en conditions réelles destiné principalement à observer l'effet à long terme de différents produits organiques sur la matière organique du sol a été mis en place au printemps 2019 pour une durée de 10 ans. Celui-ci s'établit plus particulièrement sur une prairie temporaire sur laquelle des engrais organiques à l'essai sont épandus dans le contexte pédoclimatique de Michamps en province du Luxembourg en Belgique.

Notre approche est de pouvoir intégrer (relier) d'une part les résultats de laboratoire nous permettant de caractériser les différents types d'engrais organiques par rapport à leurs cinétiques de minéralisation (rapidité d'action), leur potentiel de fourniture en azote et leur ISMO (indice de stabilité de la matière organique) et d'autre part les mesures de terrain réalisées

sur le site de Michamps qui nous permettront de vérifier si les classifications des produits déduites des résultats de laboratoire sont applicables sur le terrain.

5 Chapitre 5 : Caractérisation de la matière organique par la minéralisation potentielle du carbone et de l'azote mesurée en laboratoire : Norme FD U44-163

5.1 Caractérisation des engrais organiques

De nombreuses matières organiques ont fait l'objet d'une caractérisation par l'étude de la minéralisation potentielle du carbone et de l'azote qui les constituent. La méthode retenue pour caractériser les matières organiques selon leurs potentiels de minéralisation du carbone et de l'azote est tirée de la norme FD U 44-163 "Amendements organiques et supports de culture — Caractérisation de la matière organique par la minéralisation potentielle du carbone et de l'azote" de l'association française de normalisation (AFNOR). Cette technique emploie des incubations de mélange matière/sol de référence en conditions contrôlées optimales pour l'activité des microorganismes décomposeurs.

La caractérisation de chaque matière a lieu en 3 répétitions et consiste à mesurer :

- Les quantités de C-CO₂ provenant de la décomposition du produit à différentes durées d'incubation nous permettant de calculer la cinétique de minéralisation du produit et le pourcentage de carbone minéralisé en fin d'expérience après 91 jours d'incubation. Ce dernier nous permet de déterminer le potentiel de minéralisation et de calculer l'ISMO du produit.
- Les quantités d'N minéral et d'N organique minéralisés ou immobilisés nous permettant de calculer la cinétique d'évolution du N minéral (N-NH₄⁺ et N-NO₃⁻) en fonction du temps d'incubation et le potentiel de minéralisation de l'azote organique du produit.

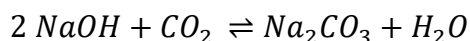
5.2 Incubations en conditions contrôlées

5.2.1 Minéralisation du carbone

5.2.1.1 Principe

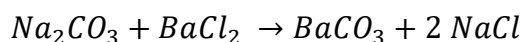
Pour mesurer la minéralisation du carbone on réalise un dosage volumétrique du CO₂ par un titrage acide-base :

Lors de la minéralisation d'une matière organique, le carbone organique se transforme en CO₂ et celui-ci est piégé dans une solution d'hydroxyde de sodium NaOH selon la réaction suivante :

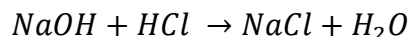


Le CO₂ piégé réagit avec le NaOH. L'équilibre de la réaction résulte en un mélange de carbonate de sodium et d'hydroxyde de sodium.

Les carbonates sont d'abord précipités par une solution de chlorure de baryum BaCl₂ en excès selon la réaction suivante :



Lorsque les carbonates ont été précipités, il reste du NaOH resté libre dans la solution et c'est le NaOH restant qui est ensuite titré par une solution de HCl :



Le principe est que plus la minéralisation est faible, moins il y a de CO₂ piégé, plus il reste de NaOH libre dans la solution, et donc plus le volume de HCl nécessaire pour neutraliser le NaOH restant est grand.

5.2.1.2 Mode opératoire

1) Analyses préliminaires :

L'humidité résiduelle du sol préparé et sa teneur en azote minérale (ammoniacal et nitrique) sont mesurées respectivement selon les normes NF ISO 11465, NF EN ISO 11732 et NF EN ISO 13395. L'humidité résiduelle, l'azote totale, l'azote minérale (ammoniacal et nitrique) et le carbone organique des produits testés sont mesurés respectivement selon les normes NF EN 13040, NF EN 13654-1 (ou NF EN 13654-2), NF EN ISO 11732 et NF EN ISO 13395, NF ISO 10694.

2) Préparation des produits et du sol :

Les produits sont séchés à 55°C jusqu'à poids constant puis broyés très finement (0.5mm) pour permettre de réaliser des pesées précises. Le sol de référence est séché à T° ambiante sans descendre sous 50% de la capacité de rétention en eau, il est ensuite tamisé sous 4mm et on y enlève les résidus organiques.

Remarque : Le sol exerce une force de rétention sur l'eau qui est contenue dans ses pores dû à des phénomènes de capillarité et de tension superficielle, on peut la connaître par la mesure du potentiel capillaire $pF = \log P$. C'est une pression négative (tension) qui mesure la succion qu'exerce le sol sur l'eau. La force de rétention du sol dépend de sa texture, de la taille des pores et de son humidité. On admet en général pour la plupart des sols que le point de flétrissement permanent est atteint à $pF = 4,2$ et que la capacité au champ d'un sol limoneux se situe vers $pF = 2,5$ (Beauchamp, 2006).

3) Préparation des échantillons sol/produit :

On mélange 25g d'équivalent sol sec, c'est-à-dire 25,57g de sol de référence, avec des quantités de produits organiques telles que le carbone organique du produit ajouté représente 0,2% en masse du sol sec, c'est-à-dire 50 mg de C. Ensuite, on y ajoute 1ml de solution de KNO₃ de manière à atteindre une concentration de 35mg d'N minéral (N-NO₃) par kg de sol sec.

Calcul de concentration pour la solution de KNO₃ : le sol de référence utilisé contenant 16,2 mg d'N/kg de sol sec, il faut apporter 18,8 mg de N-NO₃/kg de sol sec.

- MM KNO₃ = 101g/mol, MM N = 14g/mol.
- $18,8 \text{ mg/kg} = 0,47\text{mg}/25\text{g} \rightarrow (0,48/\text{MM N}) \times \text{MM KNO}_3 = 3,39\text{mg KNO}_3/25\text{g}$
donc 3,39 mg/ml ou une concentration de **3,39g/l**.

Pour terminer on ajoute 5,74g d'eau distillée de manière à porter l'échantillon à la capacité au champ ($pF=2,5$).

Pour les échantillons témoins, on suit le même protocole mise à part l'ajout de produit organique qui n'a pas lieu.

Tous les mélanges sol/produits et témoins sont réalisés en 3 répétitions et placés dans un plus grand contenant étanche. On met également dans ce grand récipient un pot d'eau déminéralisée et un pilulier contenant 10ml de NaOH 0,5mol/l destinés à piéger le CO_2 de la minéralisation



Photo 1 : montage expérimental pour la minéralisation du carbone organique et le piégeage du CO_2 dans une solution alcaline (Photo : Martin Charles)

On prépare également un blanc en 3 répétitions suivant le même schéma mais contenant uniquement eau et NaOH.

On ferme ensuite tous les contenant hermétiquement et on les incube à $28^{\circ}C$ dans une étuve climatisée.

4) Mesure : dosage volumétrique du CO_2 :

9 mesures de la minéralisation du carbone sont réalisées à J1, J3, J7, J14, J21, J49, J70, J91 (J0 étant le jour de mise à l'étuve). Chaque mesure consiste à mesurer CO_2 issu de la minéralisation piégé dans le NaOH des petits piluliers contenus dans chaque grand récipient

En pratique, lors de chaque jour de mesure, on extrait le pilulier contenant le NaOH et le CO_2 piégé et on le remplace par une nouvelle solution de NaOH. Concrètement chaque mesure correspond au CO_2 piégé pendant les intervalles de temps J0-J1, J1-J3, J3-J7 etc.

Le CO_2 contenu dans les solutions de NaOH est dosé immédiatement. On place la solution dans un récipient adéquat pour un titrage acide-base et on y ajoute successivement 5ml d'une

solution de BaCl_2 à l'aide d'une micropipette et 5-10 gouttes d'indicateur bleu, la thymolphthaléine. On réalise un titrage acide-base manuellement à l'aide d'une solution d' HCl 0,1 mol/l et le point d'équivalence se manifeste par un virage de l'indicateur du bleu au blanc.

Le C- CO_2 (en mg/l) piégé par le NaOH est donné par la formule suivante :

$$C - \text{CO}_2 = \frac{1}{2} \times 12000 \times \frac{N_1 \cdot V_1 - N_2 \cdot V_2}{1000} \times \frac{1000}{V_1}$$

où :

12000 : poids moléculaire du carbone (mg/mol);

N_1 et V_1 : respectivement la normalité (mol/l) et le volume (ml) de NaOH utilisé;

N_2 et V_2 : respectivement la normalité (mol/l) et le volume (ml) de HCl utilisé pour le dosage



Photo 2 : Appareillage pour le dosage volumétrique du CO_2 : On titre le NaOH en excès (qui n'a pas précipité sous forme de carbonate) par du HCl (Photo : Martin Charles)

5.2.2 Minéralisation de l'azote

5.2.2.1 Principe

Lors de la minéralisation d'une matière organique, l'azote organique se transforme en ammonium NH_4^+ et nitrate NO_3^- . Cet azote minéral est ensuite séparé du mélange sol/produit après différents temps d'incubation à l'aide d'une solution de chlorure de potassium KCl dans laquelle il se retrouve. On réalise une filtration pour obtenir des filtrats exempts de particules de sol contenant l'ammonium et le nitrate extraits des échantillons et ils sont dosés selon 2 normes respectives en laboratoire à Michamps.

5.2.2.2 Mode opératoire

1) Préparation des produits, du sol et des échantillons sol/produit :

Les échantillons sont également préparés en 3 répétitions et de la même façon que pour la minéralisation du carbone. Ils sont ensuite tous placés (blanc, mélanges sol/produit et témoins) dans un grand contenant ouvert au fond duquel on verse un peu d'eau. On recouvre ensuite le contenant d'un film plastique perforé de manière à conserver une atmosphère humide permettant d'éviter un séchage trop important de nos échantillons.



*Photo 3 : pesée et préparation des échantillons rassemblés dans un grand contenant à destination de l'étuve
(Photo : Martin Charles)*

On met ensuite le contenant à incuber à 28°C dans une étuve climatisée.



Photo 4 : Étuve climatisée contenant les échantillons pour la minéralisation de l'azote et des échantillons pour la minéralisation du carbone (étage inférieur) (Photo : Martin Charles)

2) Mesure : extraction et dosage de l'azote minéral :

7 mesures sont réalisées à J0 (jour de lancement de l'expérimentation), J7, J14, J28, J49, J70 et J91 d'incubation. En cours d'incubation on veillera à réajuster régulièrement l'humidité des échantillons pour les maintenir à la capacité au champ.

En pratique, lors de chaque jour de mesure, on commence par transvaser l'échantillon dans un plus grand récipient en y ajoutant 150ml de KCl, ce dernier permettant de rincer les restes de sol contenus dans le récipient initial et d'extraire le NH_4^+ et le NO_3^- issus de la minéralisation. Ces récipients sont ensuite agités durant 30 minutes par rotation à l'aide d'un appareillage spécifique illustré dans la photo suivante :



Photo 5 : appareillage utilisé pour l'agitation des échantillons permettant d'en extraire les nitrates à l'aide d'une solution de KCL (Photo : Martin Charles)

Après agitation, on filtre les échantillons pour récupérer une solution propre exempt de particules de sol.



Photo 6 : filtration des échantillons après extraction des nitrates pour récupérer des filtrats contenant les nitrates (Photo : Martin Charles)

Les filtrats sont conservés au congélateur avant de réaliser un dosage de l'azote minéral. Ce dernier a eu lieu en laboratoire à Michamps.

5.3 Matériel nécessaire et mesures préliminaires

- **Les produits organiques** testés : Un fumier bovin composite (FB) constitué d'un mélange de 6 fumiers bovins dont 5 (TC) ont été incubés individuellement également, un fumier bovin composté composite, 3 digestats complets à base d'effluents d'élevage principalement et d'origine différente (Da, Db du même digesteur mais dont la composition varie et Dt) et 3 digestats issus de post-traitements (nanofiltration (NF), phase solide (GR) et phase liquide (DL)) du même digestat complet Db. Un lisier bovin composite (LB), des fientes humides composite (FH), des fientes préséchées composite (FPS), des fientes sèches composite (FS), un fumier de cheval composite (Fch), un fumier de volaille composite (FV), un lisier porcin composite (LP) et 2 BRF d'origines différentes (BM et BS).
- Les produits organiques testés sont mélangés avec un **sol de référence** présentant des caractéristiques connues et homogènes. Cela permet d'obtenir des résultats comparables et interprétables car les conditions du milieu et notamment édaphiques influencent la minéralisation de la matière organique.
- Les incubations de matière ont lieu dans une **enceinte climatisée** (étuve) à une température de **28 ± 1 °C** ;
- Les échantillons (mélange sol/produit) sont contenus dans des **réipients inertes** d'à peu près 5cm de diamètre :
 - Pour la minéralisation du carbone, on les place dans des **contenants étanches** pour piéger les dégagements de CO₂
 - Pour la minéralisation de l'azote, on utilise un **contenant non étanche** permettant de maintenir facilement un niveau d'humidité adéquat au cours de l'incubation dans chaque échantillon ;

- Des **flacons de type piluliers** contenant du NaOH et placés dans les contenants étanches pour piéger le CO₂ de la minéralisation du carbone ;
- Une **burette graduée** pour les titrages acide-base ;
- Une **balance** (à 0,01g près) pour les pesées de sol, de matières organiques et la préparation des solutions. 0,01g ;
- **Cinq solutions** différentes :
 - Solution de **NaOH** 0,5 mol/l servant à piéger le C-CO₂ de la minéralisation du carbone.
 - Solution de **KCl** à 1mol/l permettant d'extraire N-NH₄⁺ et N-NO₃⁻ des échantillons.
 - Solution de **KNO₃** à une concentration telle que l'ajout d'1ml de solution permette d'atteindre une concentration de 35 mg d'azote minéral par kg de sol sec (non limitant) lors de la préparation des échantillons.
 - Solution de **HCl** 0,1 mol/l pour le dosage volumétrique du C-CO₂ piégé dans la solution de NaOH.
 - Solution de **BaCl₂** à 20% permettant de précipiter les carbonates ;
- Des **filtres** pour collecter les solutions d'extraction des nitrates et de l'ammonium des échantillons. Elles sont conservées à -20°C +/- 5°C avant analyse ;
- Une **centrifugeuse**, un **barreau magnétique** et une **micropipette** Eppendorf ont été utilisés pour la préparation des solutions et pour le dosage volumétrique du CO₂.

Remarque : Avant l'étude des cinétiques de minéralisation quelques mesures préliminaires sont nécessaires : Les teneurs initiales de carbone organique, des différentes formes d'azote et de l'humidité des produits frais testés et du sol de référence sont mesurées.

Ces mesures préliminaires permettent de pouvoir ajuster l'humidité des échantillons à la capacité au champ, d'adapter la concentration de la solution de KNO₃ pour atteindre 35mg d'N minéral/kg de sol sec et de calculer la quantité de produit organique à apporter pour que la quantité de C organique apporté par le produit soit de 0,2% en masse du sol sec (50 mg de C)

6 Chapitre 6 : Mise en place de l'essai matières organiques à Michamps

6.1 Mise en place de l'essai

Au total, 6 engrais organiques (différents de ceux incubés en laboratoire) ont été choisis pour l'essai sur le site expérimental de Michamps : un lisier bovin complet (LB), un fumier bovin (FB), un fumier bovin composté (FBC), un fumier de volaille (FV), un digestat de biométhanisation (BD) et du Bois raméal fragmenté (BRF). L'essai inclu aussi un traitement minéral et un traitement sans aucune fertilisation.

En pratique, les 6 matières organiques choisies ont été épandues le 08/05/2019 à la main de manière la plus homogène possible en 3 répétitions selon les doses calculées ci-après + un traitement à l'azote minéral et un témoin chacun en 3 répétitions également. Chaque traitement prend place dans une microparcelle de 12m² ce qui nous donne au total 48 micro-parcelles qui s'établissent dans la disposition suivante :

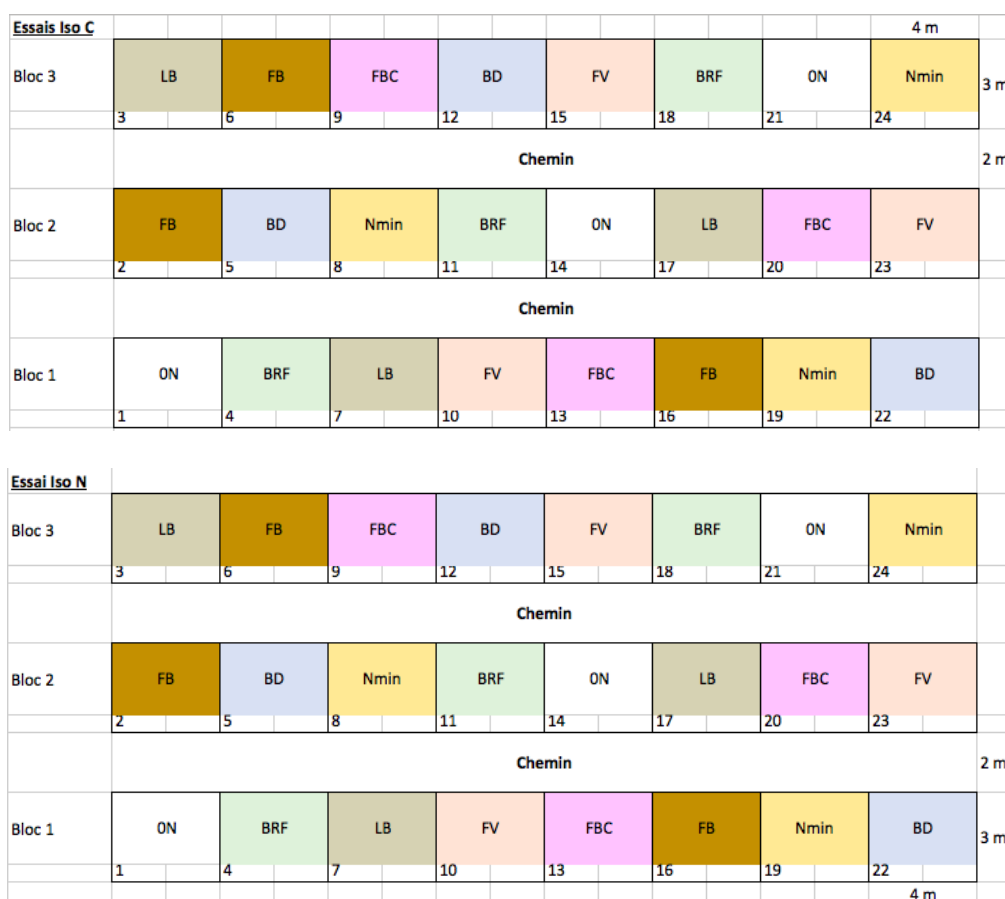


figure 27 : Schéma de la disposition des microparcelles de l'essai matières organiques de Michamp

6.1.1 Calculs préliminaires

La mise en place de l'essai se base sur 2 stratégies :

Dans la première stratégie, pour pouvoir comparer les différences de formation de carbone stable dans le sol à partir des différents engrais testés, les calculs des doses d'engrais à épandre se basent sur des quantités de carbone équivalentes entre les différents engrais tout en respectant les normes d'épandage maximal d'azote définies dans le PGDA.

La seconde stratégie se base sur la réalité agricole de terrain dont les plans de fertilisation se réfléchissent et se réalisent sur base de l'azote, les calculs des doses d'engrais à épandre se basent donc cette fois sur des quantités d'azote équivalente (dose max autorisée) et donc forcément avec des teneurs en carbone différentes.

Les 2 stratégies ont été retenues dans l'essai et les doses épandues dans les 2 traitements ont été calculées en prenant le lisier bovin complet comme référence. En voici les résultats repris dans les tableaux suivants :

Remarque : en prairie, hors zone vulnérable, la quantité moyenne d'azote organique applicable par an et par hectare est de maximum 230 kg et l'apport maximal annuel d'azote total (organique et minéral) est de 350 kg par hectare (PROTECT'eau, 2017).

Doses engrais avec équivalence carbone								3 x 4	
Engrais	(Kg MO/T MF)	(Kg C/T MF)	(Kg d'N/T MF)	Kg Mo à épandre/ha	Kg C à épandre/ha	Kg d'N à épandre/ha	T MF à épandre/ha	Kg/parcelle (12m ²)	Quantité à prévoir/essai (kg)
REF:lisier bovin complet (LB)	57	28.5	4.8	2731	1366	230	48	58	173
fumier bovin (FB)	161	80.5	4.15	2731	1366	70	17	20	61
fumier bovin composté (FBC)	146	73	5	2731	1366	94	19	22	67
fumier volail (FV)	303	151.5	29	2731	1366	261	9	11	32
digestat biométhanisation (BD)	34	17	4.8	2731	1366	386	80	96	289
BRF	661	330.5	4.7	2731	1366	19	4	5	15
Nmin						160			

Doses engrais avec équivalence azote (dose max)								3 x 4	
Engrais	(Kg MO/T MF)	(Kg C/T MF)	(Kg d'N/T MF)	Kg Mo à épandre/ha	Kg C à épandre/ha	Kg d'N à épandre/ha	T MF à épandre/ha	Kg/parcelle (12m ²)	Quantité à prévoir/essai (kg)
REF:lisier bovin complet (LB)	57	28.5	4.8	2731	1366	230	48	58	173
fumier bovin (FB)	161	80.5	4.29	8632	4316	230	54	64	193
fumier bovin composté (FBC)	131	65.5	4.13	7295	3648	230	56	67	200
fumier volail (FV)	303	151.5	29	2403	1202	230	8	10	29
digestat biométhanisation (BD)	34	17	4.8	1629	815	230	48	58	173
BRF	661	330.5	4.7	32347	16173	230	49	59	176
Nmin						160*	0.222	0.267	

Figure 28 : Quantités épandues dans les 2 stratégies expérimentales retenue dans le cadre de l'essai avec une équivalence carbone et une équivalence azote

Le seul problème que nous avons rencontré se situe dans le traitement « dose carbone équivalent » avec le digestat car son rapport C/N très faible (≈ 5) a pour conséquence que pour atteindre l'équivalence en carbone avec les autres engrais dont les C/N sont plus élevés, les quantités à épandre augmentent fort si bien qu'on dépasse les normes du PGDA (363Kg d'N/ha, voir figure précédente). Pour être sûr de ne pas dépasser les normes d'épandage d'azote il aurait simplement suffi que nous choissions comme engrais de référence celui dont le rapport C/N est le plus faible, c'est-à-dire le digestat, mais avec ce dernier comme référence on arrive à peine à 1100 kg de C/ha avant de dépasser les normes en azote ce que nous avons jugé insuffisant pour pouvoir déceler un « effet carbone » sur le site expérimental, en tout cas après seulement 1 an.

6.1.2 Analyses préliminaires

Les sols des micro-parcelles ont fait l'objet d'analyses préliminaires avant le premier épandage :

En 2019 avant 1er épandage, les sols des micro-parcelles ont fait l'objet d'analyses physico-chimiques et ont été incubés à Michamps pour en déterminer le potentiel de minéralisation azotée initial. Mais le frigo devant conserver les échantillons au frais avant analyse a eu un problème et n'a pas su conserver correctement ces échantillons ce qui pourrait avoir exercé un impact sur les potentiels de minéralisation et limiter notre interprétation de l'effet de ces matières après 1 an.

6.1.3 Analyses de sol

Les sols des microparcels ont fait l'objet des mêmes analyses physico-chimiques et d'incubation a posteriori de la première année d'essai (n+1) avant le 2ème épandage des différentes matières.

J'ai réalisé fin du Printemps 2020 les analyses d'incubation des sols des micro-parcelles pour en déterminer le potentiel de minéralisation azotée, le principe de cette analyse est le suivant :

Les échantillons de sols sont mis en contact avec de l'eau (12,5ml) dans des tubes à essai fermé et mis à incuber à 40°C durant 7 jours. On extrait ensuite l'ammonium à l'aide d'une solution de KCl 3M ajoutée en quantité telle qu'on atteint une concentration finale d'extraction de 2M. L'extraction a lieu en agitant pendant 1h les échantillons au culbuteur. On réalise ensuite une filtration et les échantillons sont conservés au frais avant dosage de l'ammonium par distillation à la vapeur en laboratoire à Michamps. Pour cela, l'ammonium, dans une solution contenant des composants alcalis azotés instables, est libéré par l'ajout de MgO. L'ammoniac ainsi formé est libéré par distillation à la vapeur et récolté dans un excès acide. La quantité d'ammonium est déterminée par un titrage par déplacement.

Les différents paramètres mesurés avant 1er épandage et après 1 an, en particulier les taux de carbone organique sont comparés et discutés dans la 4ème partie.

En particulier on tentera de mettre en évidence une corrélation entre un éventuel effet carbone sur les sols des microparcels et les ISMO des différents produits épandus.

Mais étant donné que les taux de MO initiaux de la zone d'étude sont élevés (voir figure 1), on sait déjà qu'à priori il sera difficile d'observer un effet carbone des matières épandues après seulement 1 an. Un effet azote sera quant à lui potentiellement plus facilement visible à court terme mais les mesures de potentiels de minéralisation de l'azote qui ont eu lieu en 2019 avant 1er épandage seront difficilement exploitables car les échantillons ont été victime d'une mauvaise conservation (frigo éteint).

6.2 Le contexte pédoclimatique du site expérimental de Michamps

6.2.1 Les conditions climatiques

Michamps est un petit village de la commune de Bastogne situé dans la Province du Luxembourg dans la massif ardennais sur la plateau de Bastogne à une altitude d'environ 500 mètres ("Michamps," 2019). Le climat y est influencé par le relief et caractérisé par des températures moyennes relativement faibles ainsi que des conditions d'humidité relativement bien réparties sur l'année et non limitantes comme en témoignent les normales climatiques de la région fournies par l'IRM :

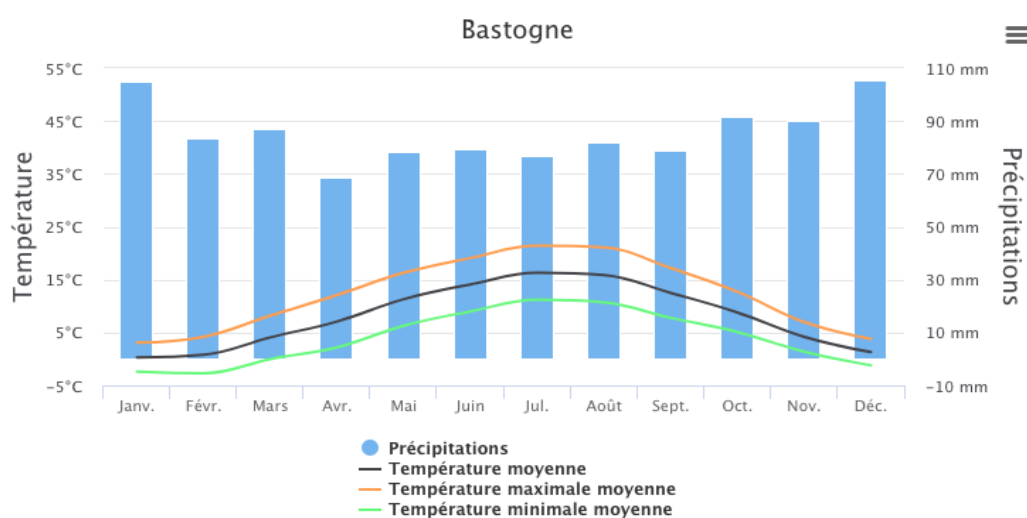


Figure 29 : valeurs moyennes annuelles et mensuelles de température et précipitations à Bastogne
Source : <https://www.meteo.be/>

En plus de ces facteurs climatiques, on sait que les conditions édaphiques influent sur les processus de stabilisation de la MO et donc sur le potentiel de stockage de MO (chapitre 3). Mais comme expliqué précédemment, vu les conditions et le peu de recul, on ne s'attend pas à observer un effet carbone des matières épandues après seulement 1 an.

Les paramètres pédoclimatiques de la zone ne sont donc pas approfondis dans ce travail car ce serait peu pertinent à si court terme. Mais à l'avenir ils seront intéressants à considérer dans le sens où les facteurs abiotiques du milieu exercent une influence sur l'activité des microorganismes décomposeurs et donc sur les cinétiques de minéralisation des engrais épandus.

Il aurait également été intéressant d'avoir une répétition de l'essai à Louvain-la-Neuve dans un autre contexte pédoclimatique de manière à pouvoir comparer les dynamiques d'action des engrais organiques dans des conditions différentes et ainsi contextualiser plus finement les conseils de fertilisation.

Quatrième partie : Résultats et discussions

Dans cette partie nous allons présenter les résultats obtenus à l'issue des expérimentations d'incubation des différentes matières organiques testées et les analyser. En particulier nous tenterons d'interpréter les résultats en termes de minéralisation du carbone et de l'azote en fonction des paramètres physico-chimiques des différentes matières pour discuter de la valeur du pouvoir explicatif de ces paramètres et essayer de définir une classification de ces matières. Nous confronterons ensuite les résultats que nous aurions donnés la classification actuelle présente dans le code de l'eau avec la classification issue de l'analyse des cinétiques de minéralisation. Les digestats de biométhanisation analysés complets et ayant subis des post-traitements font l'objet dans le cadre de ce travail de représentants des produits organiques peu connus qu'on risque de rencontrer de plus en plus souvent à l'avenir étant donné le changement du cadre légal européen sur les produits organiques discuté en introduction. Un second objectif sera donc de rendre compte d'une part de l'effet des facteurs origine et post-traitement sur les cinétiques de minéralisation des digestats testés.

D'autre part, l'étude des cinétiques de minéralisation des fumiers est pour sa part intéressante car dans la classification actuelle, ce type de produit, à l'instar des fumiers porcins et des fumiers et fientes de volailles, regroupe des échantillons individuels dont certains se classent comme engrais organiques à action rapide et d'autre comme engrais à action lente. Cela soulève la question de savoir si un échantillon composite de ce type de produit peut être considéré comme représentatif des échantillons individuels qui le composent ou non. L'étude des échantillons individuels en parallèle de l'échantillon composite permettra ainsi d'apprécier l'hétérogénéité de ce produit, de comparer la classification qu'on pourra en faire avec la classification en vigueur et de juger si la gestion de ce type d'engrais organique suggère de traiter individuellement chaque échantillon ou si se référer à des valeurs moyennes est fiable.

Le traitement des résultats de minéralisation, les graphiques et tableaux, ainsi que les analyses statistiques descriptives et analyses de corrélation et de régression ont été réalisées avec le logiciel Excel.

7 Chapitre 7 : Minéralisation du carbone et de l'azote

Pour la suite du travail, une grille de lecture présentant la correspondance entre les abréviations utilisées et les produits organiques testés est présentée en annexe 1.

7.1 Analyses préliminaires des produits organiques testés

Les différentes matières testées dans les expériences d'incubation ont fait l'objet d'analyses physico-chimiques préliminaires dont les résultats sont présentés en annexe 2.

Ces analyses vont permettre d'apprécier la variabilité des paramètres caractéristiques des matières pour en tirer des hypothèses préliminaires qui pourront être confrontées aux résultats des cinétiques de minéralisation obtenus en laboratoire.

7.1.1 Classification des produits selon la clé de classification actuelle

Ce qui est intéressant pour commencer, c'est de voir comment se classent ces produits en termes de rapidité d'action selon la clé de classification en vigueur actuellement et remise en question. D'après cette clé présentée dans la figure suivante, nous pouvons classer nos produits de la manière suivante :

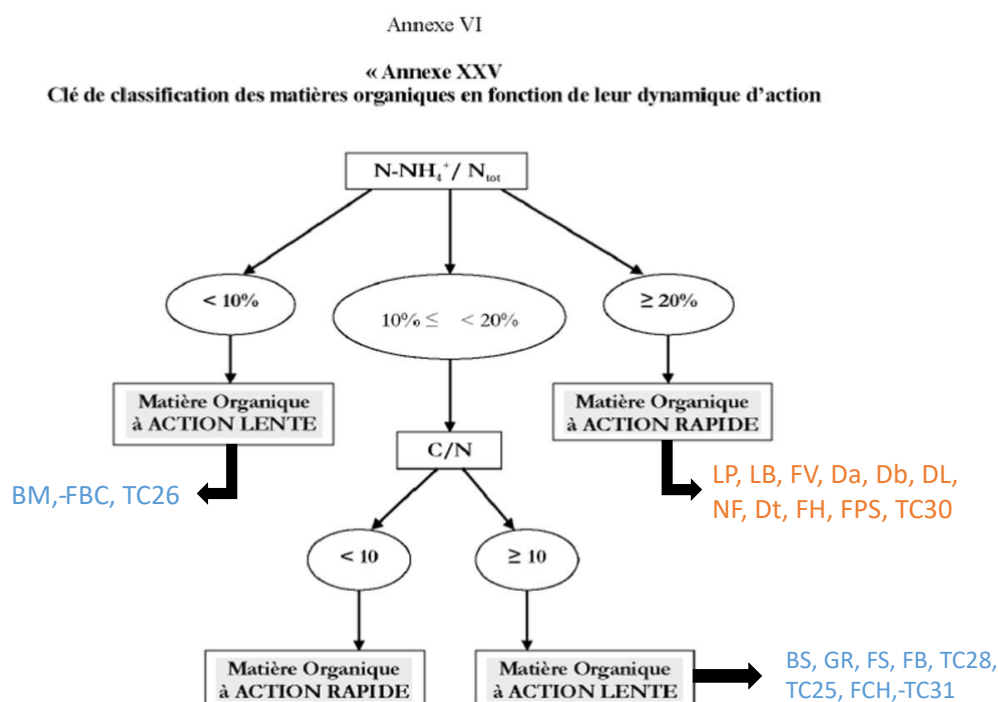


Figure 30 : Classification des produits testés selon la rapidité d'action avec les critères de classification en vigueur actuellement

Les critères de classification en vigueur dans cette clé sont la teneur en azote ammoniacal, la teneur en azote total et le rapport C/N. Les valeurs de ces paramètres sont présentées en annexe 3. Les produits à action rapide sont en orange les produits à action lente en bleu.

On peut commencer par analyser la classification des produits d'une même « famille » :

- 1) Les digestats : le digestat solide (GR) à une action à priori lente par rapport aux digestats complets et liquides. Le séchage du digestat fait augmenter son rapport C/N et lui fait visiblement perdre de l'azote ammoniacal par volatilisation depuis la phase liquide du produit frais ce qu'on peut observer dans le graphe 1 ci-après. Ce type de post-traitement à partir de digestat complet aurait donc un effet sur la dynamique d'action du produit transformé.
- 2) Les fientes : Un phénomène de volatilisation et d'augmentation du rapport C/N s'observe également pour les fientes séchées (FS) à action lente dans la classification précédente. Leur teneur en NH_4 est beaucoup plus faible que pour les fientes fraîches, préséchées et le fumier de volaille qui eux, ont une action à priori rapide.
- 3) Les fumiers bovins : ils se classent tous dans la catégorie à action lente sauf le TC30. On illustre donc déjà que pour une même famille de produits, les critères actuels ne permettent pas d'obtenir une classification systématique. Mais on remarque surtout la "fragilité" de cette classification : à « un rien près » en termes de teneur en NH_4 (voir annexe 3), le TC28 se serait classé dans la catégorie à action rapide et on se serait retrouvé avec 2 fumiers sur 5 à action rapide constituant un fumier composite considéré comme ayant une action lente. On voit donc que cette classification est limitée principalement car elle repose d'une part sur un paramètre peu fiable vu la nature volatile de l'azote ammoniacal dépendant de nombreux paramètres (température, pH, humidité du produit...) et d'autre part le C/N ne permet pas de rendre compte de la réalité biochimique des formes de carbone et d'azote qui ont pourtant des sensibilités à la dégradation microbienne différentes.

Habituellement, on estime la rapidité d'action d'une matière organique par la vitesse à laquelle l'azote se rend disponible. S'il est majoritairement disponible dans l'année suivant l'apport, on dira du produit qu'il a une action rapide mais si l'azote se rend disponible à l'échelle de plusieurs années on dira que le produit a une action lente (Bouthier et al., n.d.; Labrosse et al., 2018).

Il sera intéressant de comparer cette classification qui donne peu d'informations et les hypothèses sous-jacentes présentées ci-dessus avec les cinétiques de minéralisation mesurées en laboratoire pour observer plus en profondeur quelles sont les limites de cette classification actuelle. Une des limites qui peut être relevée d'emblée est que ce type de classification n'apporte aucune nuance sur la lenteur ou rapidité d'action d'un produit. Tous les produits d'une des 2 même classe de cinétique ne présentent évidemment pas les mêmes dynamiques d'action et les cinétiques de minéralisation devraient nous permettre d'y voir plus clair et d'approfondir la question.

7.1.2 Variabilité des caractéristiques des produits testés et interprétations

Nous pouvons ensuite dresser des graphiques qui nous permettent de visualiser la variabilité des paramètres entre les différents produits. Dans un premier temps, on peut s'intéresser aux paramètres principaux et interpréter leurs valeurs de manière à prévoir théoriquement les comportements d'un point de vue cinétique de minéralisation des différentes matières. Nous verrons ensuite si les résultats des cinétiques de minéralisation obtenus concordent avec les prédictions qui peuvent être faites a priori.

7.1.2.1 Le rapport C/N

Le graphique suivant illustre le rapport C/N des différentes matières testées et le seuil théorique d'organisation nette d'azote :

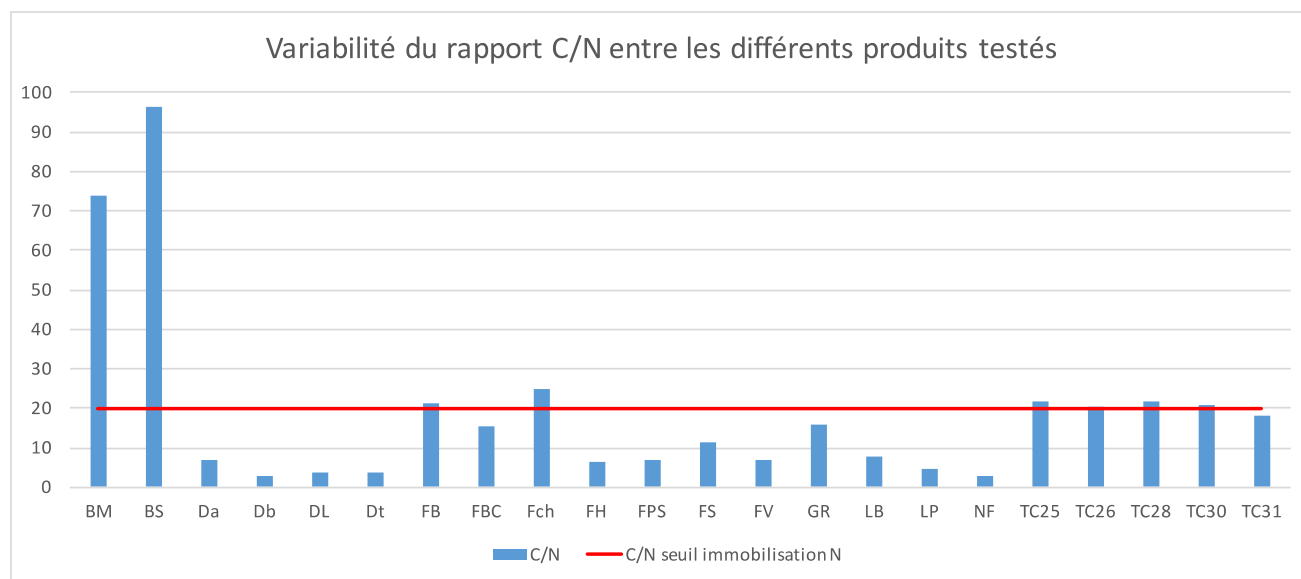


Figure 31 : Rapport C/N des différents produits testés et seuil théorique d'immobilisation d'azote

On voit bien visuellement à quel point les BRF (BM et BS) présentent un rapport C/N élevé par rapport aux autres produits organiques. Cela s'explique par le fait que c'est un produit organique d'origine uniquement végétale et provenant d'espèces ligneuses.

Nous avons vu précédemment que plus le rapport C/N initial d'une matière est élevé plus l'activité biologique est réduite et la minéralisation lente (Post et al., 1996; Rahman et al., 2016; M. Mizanur Rahman, 2013; Scholes et al., 1997). En effet, l'azote est un élément fondamental nécessaire au métabolisme des microorganismes minéralisateurs qui l'immobilisent pour décomposer le carbone organique sous forme de CO₂ (Buyse and Aubinet, 2010). L'azote est donc un élément limitant de la croissance microbienne et par extension de la décomposition (Carreiro et al., 2000) et le rapport C/N et la minéralisation des produits sont négativement corrélés. Attention toutefois à nuancer les choses car si de l'azote minéral est présent dans le sol et mobilisable par les microorganismes, ils auront la capacité de dégrader un produit à C/N élevé et dans ce cas le rapport C/N est positivement corrélé avec la minéralisation du carbone et négativement corrélé à la minéralisation de l'azote vu que ce dernier est immobilisé. Dans les expériences d'incubation réalisées, la teneur en azote nitrique a été ajustée à 35mg/kg de sol sec de manière à ce que la disponibilité en azote ne soit pas un facteur limitant de l'activité des microorganismes.

Si on considère un rapport C/N microbien moyen de 8 et que les microorganismes utilisent en moyenne 40% du carbone pour leur constitution et 60% comme source d'énergie et minéralisés en CO₂ (J.M. Machet and N. Damay, 2016), cela signifie qu'une matière organique ayant un C/N de 20 (100g de carbone pour 5g d'azote) correspond à l'équilibre nutritionnel "parfait" des microbes. En effet sur les 100g de carbone apportés, 40g entreront dans la constitution microbienne et pour satisfaire leur C/N de 8, la demande en azote sera exactement de 5. En d'autres termes, cela signifie que si le C/N de la matière organique apportée est inférieur à 20, l'azote minéralisé est en excès et donc disponible pour les plantes. Dans le cas contraire, les microbes doivent aller chercher de l'azote disponible dans le sol et il y a un phénomène d'organisation nette (ou d'immobilisation) qui entre en compétition avec le prélèvement des plantes, c'est la faim d'azote. Dans ce cas, la minéralisation peut-être plus ou moins ralentie en

fonction de la disponibilité d'azote minéral dans le sol. Ce seuil théorique de $C/N=20$ est illustré dans le graphe précédent pour le comparer aux valeurs C/N des différentes matières et nous pouvons penser sur base de cette notion théorique que les BRF et les fumiers bovin et de cheval dans une moindre mesure risquent de provoquer une immobilisation d'azote au moins dans un premier temps.

De manière générale, en ne tenant compte que du rapport C/N , on peut supposer théoriquement que les cinétiques de minéralisation de l'azote auront lieu dans l'ordre croissant suivant : BRF < fumier cheval < fumiers bovins < fumier bovin composté, digestat solide < fientes sèches < digestats, fientes humides et préséchées, fumier volailles, lisier bovin et porcin.

Émettre des hypothèses sur la minéralisation du carbone est plus difficile car les quantités de carbone incubées sont les mêmes, et la teneur en azote nitrique est ajustée de manière à satisfaire les besoins des microorganismes, donc faire des prédictions de la minéralisation du carbone sur base de la disponibilité de l'azote à travers le rapport C/N peut-être hasardeux. Les différences de minéralisation concernant le carbone sont également à relier aux différences biochimiques entre les formes carbonées des produits qui sont plus ou moins sensibles à la dégradation.

7.1.2.2 Teneurs en azote

Le graphique suivant illustre les teneurs en azote total, ammoniacal et le rapport NH_4/N_{tot} des différents produits organiques testés :

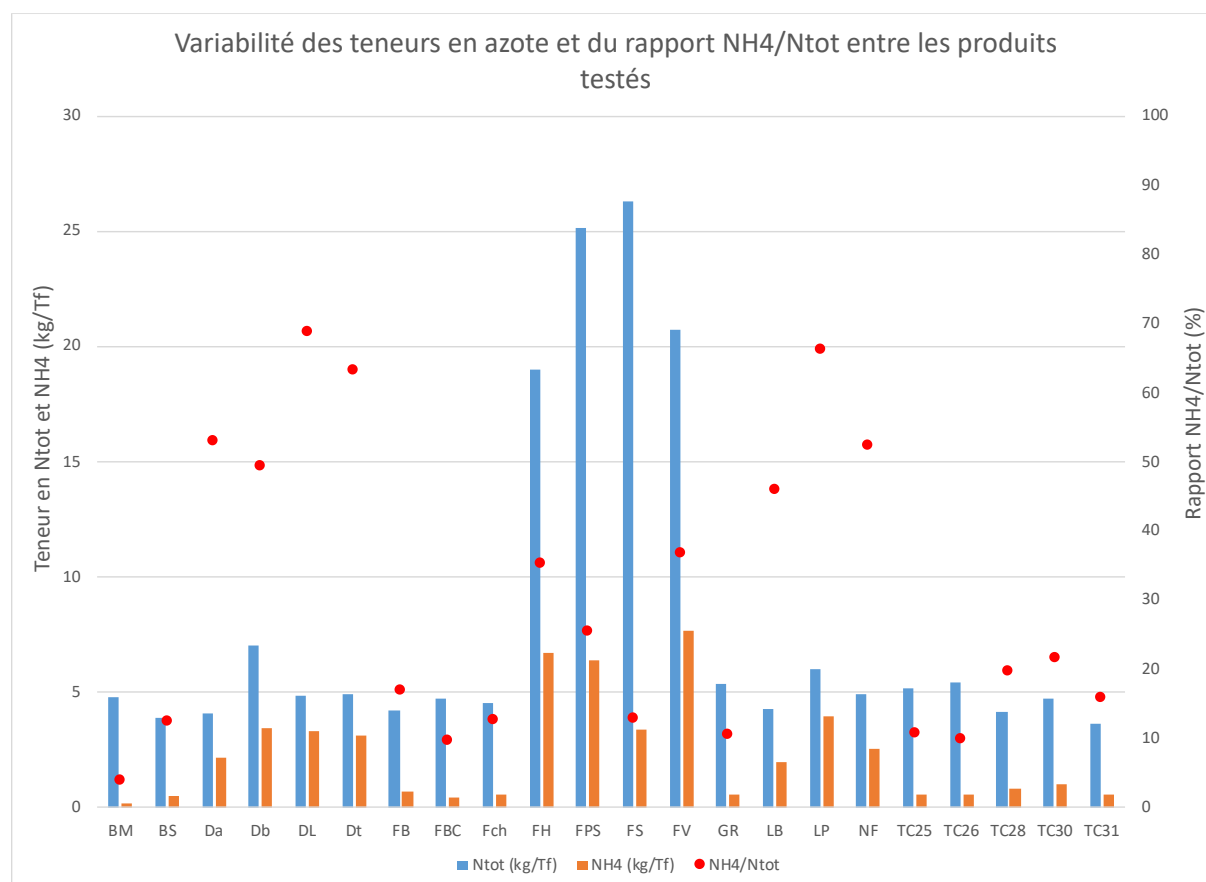


Figure 32 : Teneurs en azote total, ammoniacal et rapport N_{tot}/NH_4 des différents produits organiques

Nous avons vu précédemment que la minéralisation de l'azote est positivement corrélée à la teneur en azote total (Cornfield, 1952; Leclerc, 1989). La plupart des produits ont une teneur en N_{tot} comprise entre 4 et 7 kg par tonne de produit frais et il est difficile de différencier les produits sur base de ce critère. Par contre toutes les fientes et le fumier de volaille présentent des teneurs en N_{tot} et NH_4 largement plus élevées que les autres matières ce qui peut nous laisser penser que la minéralisation de ces produits sera plus importante que celle des autres. Il est également important de tenir compte des différentes fractions de l'azote, ce graphe illustre en particulier les teneurs en azote ammoniacal qui sous cette forme n'a pas besoin d'être minéralisé pour se rendre disponible pour le métabolisme microbien, et rend donc rapide l'action des produits qui en contiennent beaucoup car leur minéralisation par les microorganismes est facilitée (mais le séchage des produits incubés pourrait jouer un rôle dans la volatilisation de l'azote ammoniacal). Une nouvelle fois, ce sont les fientes et fumiers de volaille qui sont les plus pourvus en NH_4 . Les lisiers et digestats ont également des teneurs appréciables en NH_4 . La différence est que pour ces produits, le rapport NH_4/N_{tot} est souvent supérieur à 50% ce qui veut dire que la teneur en N organique est relativement faible, or c'est cette fraction d'azote qui est minéralisée par les microorganismes et qui ne présentent pas directement de risque de volatilisation contrairement au NH_4 sensible à la volatilisation. Il faudra donc être prudent avant de conclure sur l'effet d'un produit en fonction de sa teneur en NH_4 et de son rapport NH_4/N_{tot} car un rapport élevé ne sera pas forcément synonyme de rapidité d'action.

On peut mentionner que d'autres formes d'azote existent et peuvent être « cachées » et à tort comptabilisées dans la fraction organique ($N_{tot} - NH_4 = N_{org}$). On retrouve notamment l'azote uréique chez les mammifères qui est transformé en azote ammoniacal par des enzymes uréases, son devenir est donc proche de celui du NH_4 . Cette forme d'azote pourra avoir son importance dans le processus de volatilisation et représenter potentiellement une perte d'azote dont il faut être conscient dans les interprétations des cinétiques de minéralisation. Selon COMIFER, (2011), cette forme d'azote représente une part non négligeable de l'azote organique dans les fumiers et fientes de volailles.

Pour la suite, les résultats sont traités dans l'ordre suivant : D'abord, les fumiers bovins sont analysés de manière à apprécier leur hétérogénéité et voir le comportement de cette classe de produit. Ensuite l'analyse des digestats permettra de rendre compte de l'impact de l'origine de ce type de produit et des post-traitements dont ils peuvent faire l'objet. Après l'analyse de ces 2 catégories de produits, une comparaison de l'ensemble des produits est présentée suivie par une discussion générale.

7.2 Analyse des fumiers bovins

7.2.1 Cinétiques et potentiels de minéralisation du carbone

Dans la figure suivante sont présentées les cinétiques de minéralisation du carbone. On peut observer l'évolution des coefficients de minéralisation du carbone exprimés en % du carbone organique apporté au cours du temps. Le fumier bovin composté est ajouté aux courbes pour illustrer l'effet du compostage sur ce type de produit :

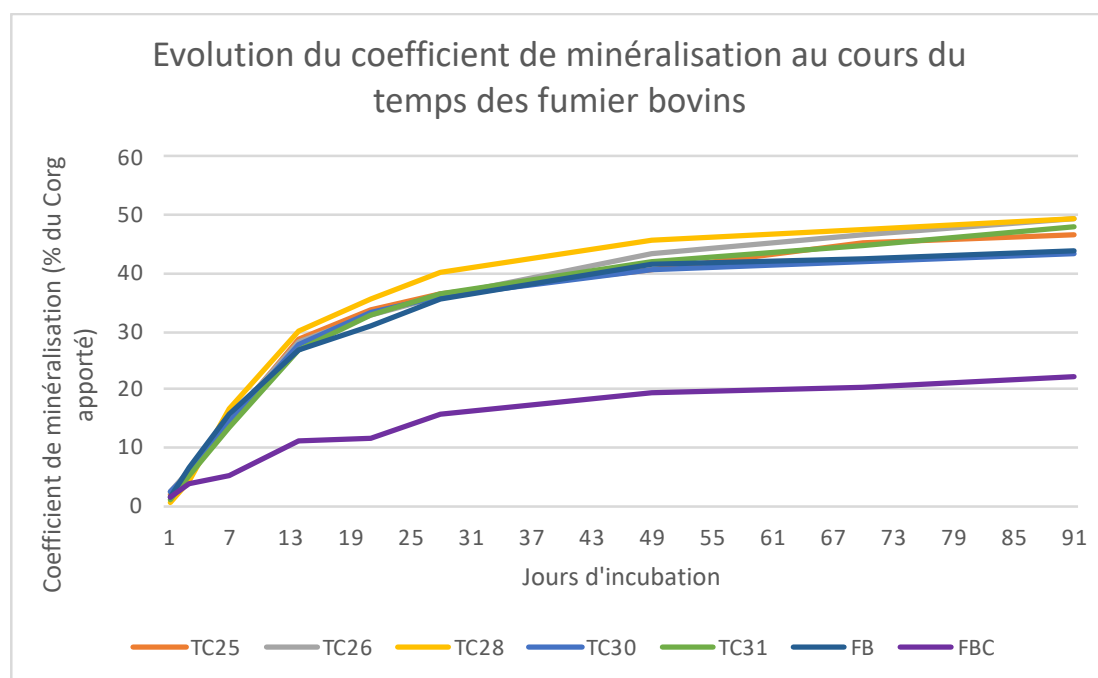


Figure 33 : Cinétiques de minéralisation du carbone des fumiers bovins frais et composté

On observe premièrement que le compostage du fumier ralentit sa cinétique de minéralisation du carbone et qu'elle est plus progressive. Le potentiel de minéralisation diminue avec le compostage. Selon (COMIFER, 2011), l'effet du compostage a un effet sur les proportions des fractions de carbone qu'on retrouve entre fumiers frais et compostés. Avec d'un côté des fumiers frais pailleux avec une fraction hémicellulose/cellulose élevée et une fraction soluble faible, et vice versa pour les fumiers compostés dont le processus de dégradation aérobie dégrade la fraction hémicellulose/cellulose facilement décomposable et laisse une proportion de carbone stable plus importante. C'est cette différence qui explique la différence entre les potentiels de minéralisation de ces 2 produits. Les fumiers bovins frais présentent une bonne homogénéité de comportement et ont une cinétique de minéralisation rapide au début de l'incubation avant d'atteindre assez vite un plateau qui se stabilise autour de 45-50% de minéralisation du carbone organique apporté par les fumiers. Ce qui peut paraître plus étonnant c'est que le fumier bovin composite FB qui est sensé représenté un comportement moyen est dans les valeurs les plus basses de potentiels de minéralisation à 91 jours. La différence avec les autres fumiers n'est pas grande mais elle s'explique par le fait que le fumier composite et les fumiers TC ont été incubés à des moments différents, avec dès lors 2 échantillons témoin différents (Tt pour FB et Tf pour les fumiers TC) pour estimer la minéralisation du carbone du sol. Les témoins des 2 séries d'analyse ont présenté une légère différence qui gonfle artificiellement la différence de minéralisation entre les fumiers TC et le fumier FB.

Les coefficients de minéralisation à différents temps d'incubation sont présentés dans le tableau suivant :

Pot. Min.	TC25	TC26	TC28	TC30	TC31	FB	FBC
ct3	5.3	5.9	4	5.4	4.9	6.7	3.6
ct7	14.4	14.8	16.4	14.3	13.2	15.7	5.2
ct91	46.5	49.5	49.3	43.6	48.1	43.9	22.1
ct3/ct91	0.11	0.12	0.08	0.12	0.10	0.15	0.16
ct7/ct91	0.31	0.30	0.33	0.33	0.27	0.36	0.24

Figure 34 : coefficients de minéralisation du carbone des fumiers aux jours 3, 7 et 91 d'incubation

On observe qu'après 3 jours, plus de 10% du potentiel de minéralisation est déjà atteint (sauf pour TC28) et qu'après 7 jours d'incubation on atteint déjà 30% du potentiel de minéralisation sur 91 jours sauf pour le fumier composté (FBC) dont la minéralisation ralentit et est plus progressive. Avec un potentiel de minéralisation à 91 jours inférieur à 50%, on peut dire que les fumiers bovins frais (TC et FB) sont des produits qui présentent une stabilité moyenne (Roudaut et al., 2011) et une rapidité d'action intermédiaire. Le fumier composté (FBC) présente lui une bonne stabilité et est un produit à action lente et progressive. Par contre c'est surtout sur la dynamique de l'azote qu'on juge de la rapidité d'action d'un engrais. Mais une forte minéralisation du carbone implique des besoins d'azote plus élevés donc potentiellement une immobilisation plus importante. D'ailleurs, les valeurs de minéralisation du carbone semblent fort élevées par rapport à d'autres expériences d'incubation. Morvan et al., (2006) ont par exemple montré dans une expérience d'incubation de 224 jours à 15°C que les fumiers bovins frais et compostés étaient plutôt caractérisés par un coefficient de minéralisation situé entre 15 et 30% du carbone organique apporté. En termes de degré jours, nous avons chez Morvan et al., (2006) $225\text{jours} \times 15^\circ\text{C} = 3360^\circ\text{CJ}$ et dans notre expérience seulement $91\text{jours} \times 28^\circ\text{C} = 2550^\circ\text{CJ}$, alors que nous obtenons des potentiels de minéralisation à 91 jours plus élevés et situés entre 44% et 50% comme le montre le tableau précédent. Il se peut donc qu'il y ait un phénomène de surestimation de la minéralisation du carbone ce qui pourrait avoir des conséquences sur la minéralisation de l'azote. La température semble ainsi jouer un rôle important dans les expériences d'incubation en ayant un effet sur l'activité des microorganismes. Par contre, Nicolardot et al., (2003) dans des expériences d'incubation de 224 jours à 15°C ont montré que la minéralisation des fumiers bovins variaient entre 20% et plus de 50% du carbone organique apporté. Ces valeurs ont l'air d'être plus cohérentes avec celles obtenues ici mais elles montrent une beaucoup grande variabilité de comportement des fumiers. Ce qui est intéressant premièrement, c'est de se rendre compte que selon la figure 16, l'ISMO moyen des fumiers est situé entre 40 et 60, c'est-à-dire que sur 100kg de carbone organique apportés par les fumiers, 40 à 60 kg de carbone alimentent le pool stable de carbone du sol. Or, observer un coefficient de minéralisation d'à peine 20% signifie que les ISMO de ces fumiers incubés par Nicolardot et al., (2003) sont beaucoup plus élevés (70) et ils peuvent alors être considérés comme des produits fortement stables. Mais d'autre part, cette même expérience précise que les fumiers incubés présentaient une très grande variabilité par rapport à leur rapport C/N avec des valeurs variant entre 10 et 27, les valeurs les plus élevées étant observées pour les fumiers les plus frais (et donc les plus pailleux). Ce facteur est mis en lien avec les niveaux de minéralisation du carbone observés et ce sont les fumiers les plus frais (C/N élevés) qui ont minéralisé le plus de carbone. Le fractionnement biochimique montre que ce sont les fractions cellulose/hémicellulose qui sont plus élevées dans le cas de fumiers frais et constituent une source de carbone facilement décomposable. Cette expérience confirme donc l'existence d'une corrélation positive entre taux de minéralisation du carbone et rapport C/N. Cependant, nos fumiers ayant des rapport C/N alentours de 20 ont minéralisé autant de carbone (un tout petit peu moins même) que les fumiers avec des rapports C/N de 27 observés chez Nicolardot et al., (2003). Cette comparaison de nos observations, autant avec celles de Morvan et al., (2006) qu'avec celles de Nicolardot et al., (2003), nous suggère qu'on ait peut-être à faire à une « surestimation » de la minéralisation du carbone.

7.2.2 Cinétiques et potentiels de minéralisation de l'azote

Dans la figure suivante sont présentés les cinétiques de minéralisation de l'azote des fumiers bovins frais et du fumier composté. Le seuil d'immobilisation a été mis en évidence en rouge et correspond au moment où la minéralisation nette induite par le produit est négative, c'est-à-

dire qu'au lieu de libérer de l'azote dans le milieu, la dégradation du produit consomme de l'azote minéral présent dans le sol. C'est le phénomène de faim d'azote qui est illustré dans la figure suivante et qui est induit par tous les fumiers bovins sans exception tout au long de l'incubation et donc potentiellement tout au long d'une année en conditions réelles.

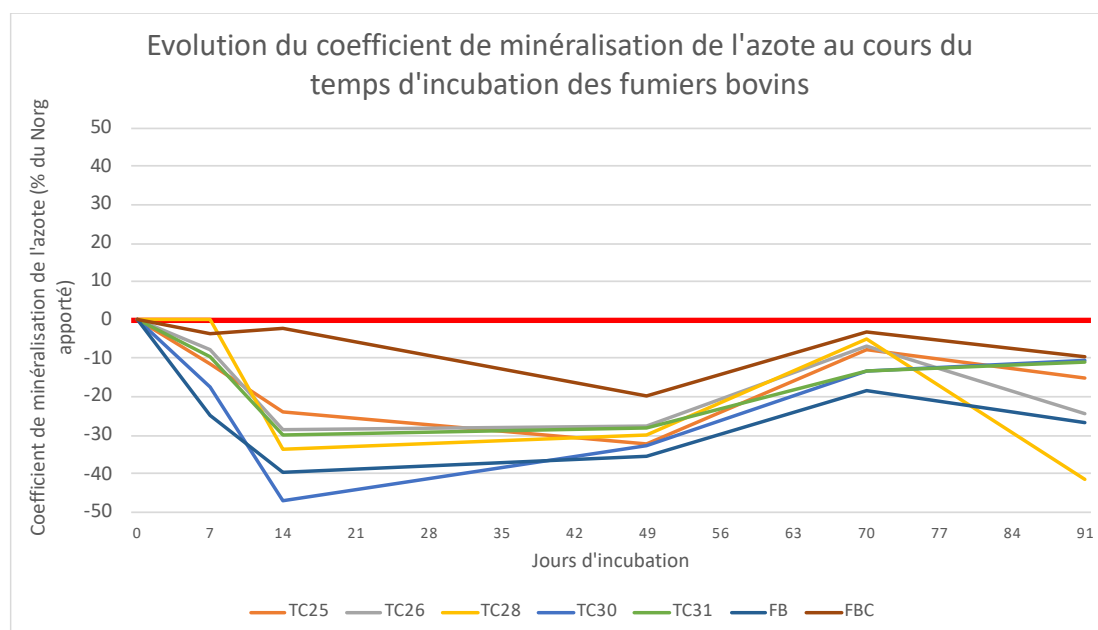


Figure 35 : Coefficients de minéralisation de l'azote des fumiers bovins frais et composté

Sur base de ces résultats, on peut dire que les fumiers ont une action lente vu que leur azote ne se rend visiblement pas disponible à l'échelle d'une année. Cet exemple illustre très clairement qu'il existe une corrélation entre les potentiels de minéralisation de l'azote et du carbone. Les microorganismes ont besoin d'azote pour dégrader le carbone organique disponible. Plus la quantité de carbone organique dégradée est grande, plus la demande en azote augmente. En fonction du rapport C/N du produit, la dégradation d'un produit exigera d'immobiliser de l'azote minéral du sol. En théorie, ce rapport C/N seuil est de 20, ce qui correspond à l'équilibre nutritionnel des microorganismes (Machet and Damay, 2016). Or les fumiers frais ont tous des C/N légèrement supérieurs à 20 (voir graphique 1). Par contre on voit que ce seuil est une bonne indication mais à prendre avec prudence car le fumier composté induit une immobilisation d'azote (même si elle est moindre) alors que son C/N est inférieur à 20.

Même si comme nous venons de le voir, les cinétiques peuvent s'expliquer, elles se différencient par rapport à d'autres études d'incubation. Morvan et al., (2006) montrent que les fumiers de bovins présentent un coefficient de minéralisation de l'azote autour de +10%. De même, Nicolardot et al., (2003) montrent que même si en début d'incubation les fumiers peuvent induire un phénomène d'immobilisation, la minéralisation nette devient assez rapidement positive et ne reste pas négative tout au long de l'incubation.

Mais par contre à l'inverse, Calderon et al., (2004) ont incubé des fumiers bovins laitiers et ont observé que les fumiers caractérisés par une minéralisation d'N nette positive avaient un rapport C/N moyen de 16 alors que ceux associés à une minéralisation nette de l'N négative avaient un rapport C/N de 19. Or, mise à part le fumier TC31, tous les autres fumiers incubés ici ont un rapport C/N supérieur à 20.

On voit également que le compostage induit une immobilisation moindre d'azote. Ce qui est intéressant c'est de se rendre compte que le fumier composté est caractérisé par un rapport C/N plus faible que les fumiers frais (voir annexe). Donc l'incubation d'une même quantité de

carbone organique induit que la quantité d'azote apportée par le fumier composté est plus grande que celle des fumiers frais. Le rapport C/N baisse par le compostage car ce processus consomme les fractions de carbone facilement biodégradable et laisse une proportion de carbone stable plus grande. Cela se vérifie d'ailleurs par les cinétiques de minéralisation du carbone du fumier composté qui montrent que les potentiels de minéralisation du carbone aux différentes dates d'incubation sont plus faibles que pour les fumiers frais. Alors même que les quantités d'azote apportées sont plus grandes vu que le C/N est plus petit et que la quantité de carbone organique totale apportée est la même.

Nous avons évoqué qu'il existait peut-être un phénomène de « surestimation » de la minéralisation du carbone qui mis en lien avec l'azote explique pourquoi nos observations peuvent s'écarter d'autres valeurs en comparaison. On reviendra sur ce lien entre minéralisation de carbone et d'azote dans une discussion générale ultérieure. Nous formulerons également des hypothèses (voir 7.6) pouvant expliquer ces phénomènes observés.

7.2.3 Corrélation entre potentiels de minéralisation et analyses préliminaires

La plupart des produits testés sont des composites d'un ensemble de matières de même type. Mais nous n'avons analysé en incubation que les composites et pas les matières individuelles qui les constituent. Sauf pour le fumier bovin composite dont les échantillons individuels ont presque tous également été incubés et un objectif est de savoir si un échantillon composite de ce type de produit est vraiment fiable dans un objectif de caractérisation et de classification dans le sens où il est représentatif de la "population" de fumiers bovins. Pour répondre à cette question il est utile d'avoir recours à des statistiques descriptives telles que la moyenne et l'écart-type pour estimer les paramètres de position et de dispersion d'une telle sous-population de fumiers, et voir si les moyennes des paramètres sont représentatives de l'ensemble des fumiers. Ces analyses descriptives sont présentées dans le tableau suivant avec un seuil de confiance à 95% :

Statistique	C/N	N tot (kg/Tf)	NH4 (kg/Tf)	NH4/Ntot (%)	ct91	ct7	nt91	nt7
Nb. d'observations	6	6	6	6	6	6	6	6
Minimum	18.09	3.66	0.54	9.91	43.60	13.20	-41.30	-24.90
Maximum	21.93	5.45	1.03	21.64	49.50	16.40	-10.30	-0.06
1er Quartile	20.54	4.16	0.57	12.09	44.55	14.33	-22.73	-15.93
Médiane	21.09	4.48	0.65	16.38	47.30	14.60	-16.66	-10.73
3ème Quartile	21.70	5.07	0.79	19.05	49.00	15.48	-11.96	-8.12
Moyenne	20.74	4.57	0.71	15.82	46.82	14.80	-20.01	-11.89
Variance (n-1)	2.01	0.46	0.04	22.08	6.79	1.27	135.12	72.44
Ecart-type (n-1)	1.42	0.68	0.19	4.70	2.61	1.13	11.62	8.51
Ecartement en % de la moyenne d'un écart-type	6.84	14.90	27.05	29.71	5.57	7.61	-58.09	-71.60
FB composite	21.20	4.20	0.71	16.90	43.90	15.70	-26.80	-24.90

Figure 36 : Analyse de la dispersion des paramètres d'analyse préliminaire et des coefficients de minéralisation du carbone et de l'azote des fumiers bovins frais

Vérifier que les fumiers bovins frais constituent une population normale par rapport aux différents paramètres est utile car une fois la normalité vérifiée, l'écart-type nous donne une interprétation probabiliste intéressante : dans ces conditions on sait que 68,3% des individus de la population de fumiers bovins se situent dans un intervalle de ± 1 écart-type (σ) autour de la moyenne (μ) du paramètre et 95,5% dans un intervalle de ± 2 écart-type (σ) autour de la moyenne (μ) du paramètre. Les graphes quantile-quantile (QQ plot) permettent de vérifier visuellement si ces séries suivent une loi normale. Ce graphique consiste à comparer les données observées aux données qu'on aurait si elles suivaient parfaitement une distribution normale. Les valeurs observées et idéales sont représentées sur un graphe X-Y qui doit montrer

une tendance linéaire en cas de normalité. Les QQ plot de vérification de la normalité sont présentés en annexe 4. Vu le peu de données il est difficile de se prononcer quant à la vérification de la normalité et il faut rester prudent, néanmoins on peut observer dans les QQ plot une tendance linéaire satisfaisante pour l'ensemble des paramètres préliminaires et considérer que les paramètres de caractérisation des fumiers bovins frais suivent une distribution normale.

On observe dans le tableau précédent que la dispersion de certains paramètres préliminaires est plus grande et en particulier la teneur en ammonium dont la variation d'un écart-type correspond à une variation de 27,05% de la teneur moyenne en NH₄. L'hétérogénéité de ce type de produit se marque donc principalement sur ce paramètre mais cela peut-être également dû aux méthodes de prélèvements et de préparation des produits qui peuvent provoquer des pertes plus ou moins importantes de NH₄. Le rapport C/N dont la dispersion est la plus faible autour de sa moyenne a sans doute peu de pouvoir explicatif des potentiels de minéralisation des fumiers frais. On voit que les écarts-type des potentiels de minéralisation du carbone sont beaucoup plus petits que ceux des potentiels de minéralisation de l'azote. En ce qui concerne donc l'azote, un échantillon composite (FB) semble moins représentatif de la population pour la cinétique de l'azote que pour celle du carbone. Cette différence est d'autant plus importante que contrairement au carbone, les témoins de la minéralisation de l'azote ne semblent pas avoir eu d'influence sur les différences observées.

Pour voir si la variabilité des paramètres préliminaires au sein des fumiers se reflète également dans les valeurs des potentiels de minéralisation et voir à quels paramètres la variabilité des potentiels de minéralisation est la plus imputable, il est utile de faire une analyse des corrélations entre les paramètres. Cette analyse est présentée dans la matrice de corrélations suivantes :

	C/N	Ntot	NH4	NH4/Ntot (%)	ct91	ct7	nt91	nt7
C/N	1.00							
Ntot	0.45	1.00						
NH4	0.32	-0.16	1.00					
NH4/Ntot (%)	0.09	-0.57	0.90	1.00				
ct91	-0.21	0.05	-0.53	-0.43	1.00			
ct7	0.74	0.03	0.26	0.25	0.07	1.00		
nt91	-0.50	0.10	-0.04	-0.13	-0.42	-0.92	1.00	
nt7	-0.01	0.03	-0.18	-0.13	0.89	0.14	-0.42	1.00

Figure 37: Matrices des corrélations entre coefficients de minéralisation et paramètres d'analyse préliminaire des fumiers bovins frais

Des corrélations intéressantes ont été mises en évidence en vert dans le tableau précédent. La minéralisation du carbone est positivement corrélée au rapport C/N après 7 jours et la minéralisation de l'azote l'est négativement. Si le rapport C/N augmente, la demande en N des microorganismes pour dégrader le produit augmente car la minéralisation du produit libère moins d'azote et la libération d'azote diminue pouvant devenir négative (immobilisation de l'N minéral du sol) si l'azote libéré par le produit ne permet pas de satisfaire les besoins des microorganismes. Cela se confirme par le fait qu'on observe également une corrélation négative entre la minéralisation de l'azote nt91 et les minéralisations du carbone. En d'autres termes et en théorie, lorsque le rapport C/N est élevé, plus la minéralisation du carbone est grande plus on s'expose à un risque de faim d'azote, alors que si le C/N est faible, plus la minéralisation du carbone est grande plus la libération d'azote est importante.

Par contre, en orange est mis en évidence une corrélation étonnante selon laquelle la libération d'azote après 7 jours d'incubation serait d'autant plus élevée que le potentiel de minéralisation du carbone à 91 jours est grand.

Les corrélations avec NH_4 et $\text{NH}_4/\text{N}_{\text{tot}}$ ne sont pas discutées car le séchage des produits induit un risque accru de volatilisation du NH_4 et toute interprétation de ces facteurs comporte des risques étant donné que les comportements observés ne peuvent pas facilement être reliés à ces paramètres mesurés sur produits frais.

Le calcul des coefficients de corrélation constitue une première étape de l'estimation de la relation entre 2 variables qui permet de mettre en évidence les variables qui sont corrélées. Mais pour pouvoir juger du pouvoir prédictif des paramètres explicatifs de la minéralisation, il est utile d'avoir recours à des analyses de régression car les coefficients de corrélation seuls n'indiquent pas le degré de significativité de la relation entre les paramètres. Celle-ci dépend entre autres du nombre d'observations.

Le degré de significativité de la relation linéaire entre la minéralisation potentielle de l'azote à 91 jours et le rapport C/N est donné dans la table suivante :

<i>Statistiques de la régression</i>					
Coefficient de détermination multiple		0.500096698			
Coefficient de détermination R^2		0.250096707			
Coefficient de détermination R^2		0.062620884			
Erreur-type		11.50594096			
Observations		6			
<i>Analyse de variance</i>	<i>Degré de liberté</i>	<i>Somme des carrés</i>	<i>Moyenne des carrés</i>	<i>F</i>	<i>Valeur critique de F</i>
Régression	1	176.6066236	176.6066236	1.334021119	0.312391222
Résidus	4	529.5467098	132.3866774		
Total	5	706.1533333			
	<i>Coefficients</i>	<i>Erreur-type</i>	<i>Statistique t</i>	<i>Probabilité</i>	
Constante	65.52887452	75.43844779	0.868640282	0.434056234	
C/N	-4.190949776	3.628533223	-1.15499832	0.312391222	

Figure 38 : significativité de la régression linéaire entre nt91 et C/N des fumiers bovins

Les coefficients de détermination sont éloignés de 1 : le modèle linéaire simple $\text{nt91} = 65.52 - 4.19 \cdot \text{C/N}$ s'ajuste mal aux données. La variance de la réponse nt91 est mal expliquée par le C/N. Le coefficient de détermination ajusté est encore plus faible et tient compte du nombre de données pour l'estimation du modèle. Ici le faible nombre de données est un facteur pénalisant. L'analyse de variance montre que la variabilité totale des données est peu expliquée par le modèle. La probabilité que le test F soit plus grand ou égal à la valeur obtenue sous l'hypothèse nulle que le C/N n'est pas explicatif est grande, on a donc de bonnes raisons de considérer que le C/N n'a pas un effet significatif sur le nt91. C'est la p-valeur = 0.31 > 0.05 (niveau de confiance à 95%). En voulant observer à quel point la variabilité de la minéralisation de l'azote était imputable à celle du C/N, cette analyse de variance nous montre que dans ces conditions, une même famille de produits présentant une faible variabilité du rapport C/N, celui-ci n'est pas explicatif. Ainsi, la variabilité du rapport C/N dans des écarts de valeurs restreints doit être interprétée avec grande prudence quant à son effet potentiel sur la minéralisation de l'azote.

7.3 Analyse des digestats de biométhanisation

7.3.1 Cinétiques et potentiels de minéralisation du carbone

La figure suivante illustre les cinétiques de minéralisation du carbone des digestats de biométhanisation incubés. Elle présente l'évolution des coefficients de minéralisation des différents digestats au cours de l'incubation.

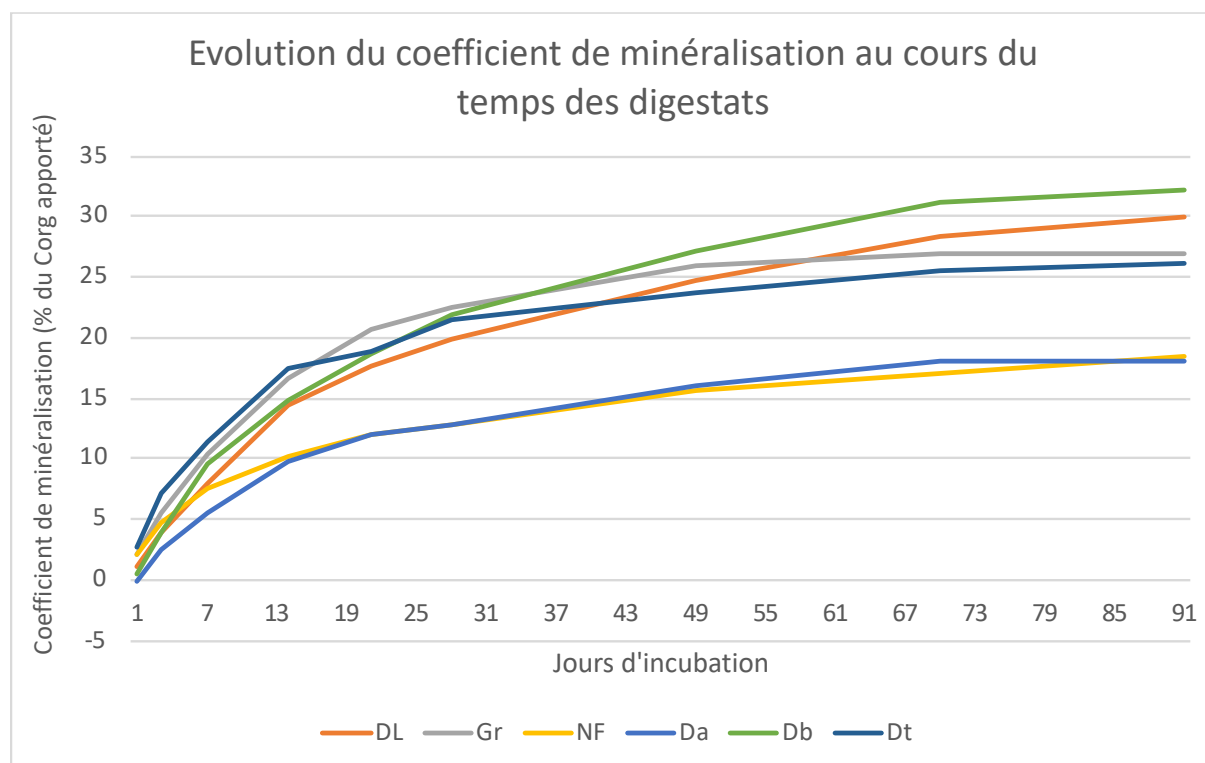


Figure 39 : Cinétiques de minéralisation du carbone des digestats de biométhanisation

La minéralisation du carbone des digestats est moins intense que celle des fumiers, leur potentiel de minéralisation est au maximum de 32% du carbone organique apporté pour Db. Et elle est moins rapide avec des potentiels de minéralisation à 3 et 7 jours plus faibles. Or, les rapports C/N des digestats sont beaucoup plus faibles que ceux des fumiers. Ce qui confirme qu'un C/N plus faible est synonyme de produit plus stable et donc induit une minéralisation de carbone moins intense et plus lente. Une exception notable est de voir que le GR qui a un rapport C/N=15 largement supérieur aux autres digestats montre un coefficient de minéralisation à 91 jours intermédiaire entre les digestats. Cela s'explique sans doute car GR est un digestat solide issu d'une séparation de phase, ce qui fait que sa teneur en NH_4 est beaucoup plus petite (le NH_4 étant principalement en solution) et cela augmente son rapport C/N. Et la minéralisation du carbone de GR ne change pas pour autant vu qu'on a fondamentalement le même produit en termes des formes biochimiques carbonées qui le constituent. Cet exemple illustre que le rapport C/N comme seul facteur explicatif n'est pas suffisant et qu'il convient de tenir compte de la nature des produits organiques.

La minéralisation est donc plus lente et progressive (action moins rapide) que celle des fumiers (ct3 et ct7 plus faibles) mais la durée nécessaire pour atteindre leur plateau stable (fin de minéralisation) est à peu près la même que pour les fumiers, celle-ci s'estime par les rapports ct7/ct91 qui dans les 2 cas sont à peu près comparables (30% du potentiel atteint après 7 jours) :

Pot. Min	DL	Gr	NF	Da	Db	Dt
ct3	3.90	5.60	4.70	2.40	4.00	7.10
ct7	7.90	10.30	7.50	5.50	9.50	11.40
ct91	29.90	26.90	18.50	18.10	32.30	26.10
ct3/ct91	0.13	0.21	0.25	0.13	0.12	0.27
ct7/ct91	0.26	0.38	0.41	0.30	0.29	0.44

Figure 40 : coefficients de minéralisation du carbone des digestats de biométhanisation aux jours 3, 7 et 91 d'incubation.

La dynamique de minéralisation du carbone des digestats est moins homogène que dans le cas des fumiers, et c'est assez logique vu qu'il y a 3 digestats complets issus d'effluents d'élevage principalement (Da, Db et Dt) qui se différencient par la composition des matières brutes qui sont entrées dans le digesteur et les ont constitués et il y a 3 digestats qui ont subi des post-traitements de séparation de phase (GR solide, DL liquide) et nanofiltration (NF) à partir du digestat complet Db. Autant l'origine des digestats complets que les post-traitements semblent avoir une influence sur les cinétiques de minéralisation du carbone. Les 3 digestats complets sont écartés les uns des autres avec le potentiel de minéralisation à 91 jours le plus faible pour Da et le plus élevé pour Db. Par contre, le témoin Tt du digestat Dt et le témoin Td des digestats Da et Db présentent des différences appréciables qui ont une influence sur les coefficients de minéralisation. Cette différence est illustrée dans le graphe 4 présenté précédemment. Le sol ayant apparemment minéralisé plus de carbone avec Tt que Td ce qui veut dire que à « témoin égal » les digestats Db et Dt auraient eu des cinétiques plus semblables. L'effet de l'origine se marque donc plus fortement entre Da d'une part et Db et Dt d'autre part.

Tous les traitements sur Db ont eu pour conséquence de diminuer le potentiel de minéralisation à 91 jours. Les cinétiques de minéralisation de l'azote permettront de s'avancer plus loin quant aux effets de l'origine et des post-traitements et les analyses de corrélations avec les paramètres préliminaires permettront de voir dans quelle mesure les post-traitements semblent avoir une influence.

On observe également avec le digestat complet Da une minéralisation « négative » en tout début de minéralisation. Cela signifie donc que le témoin a émis plus de CO₂ qu'en présence de digestat. Cela peut-être surprenant mais cela peut s'expliquer par le fait que l'activité microbiologique démarre avec un peu de retard par rapport au témoin ce qui n'est pas impossible. Nous avons d'ailleurs évoqué précédemment que les premiers stades de la minéralisation étaient plutôt dictés par la nature chimique des produits (Morvan et al., 2006), il se peut donc que ce démarrage lent de l'activité biologique soit dû à la nature du digestat. Et de manière générale que la cinétique de minéralisation du carbone des digestats soient relativement lentes et progressives (action moins rapide mais plus étalée) par rapport aux fumiers dû à des différences de constitution biochimiques. En effet, la méthanisation consomme les fractions les plus dégradables des produits organiques qui entrent dans le méthaniseur et le digestat restitué au sol entre 40 et 60% du carbone initial entré dans le digesteur, ainsi, il est constitué principalement des fractions les plus stables de lignines et de cellulose (Decoopman et al., 2013). Ce type de produit est donc caractérisé par une stabilité plus grande qui s'illustre par un ISMO élevé et donc un pouvoir humigène important. Selon Reibel, (2018) les digestats bruts d'origine agricole ont des ISMO qui varient de 54 à 63, 76 pour le liquide et 66 pour le solide (séparation de phase). Mais il faut faire attention qu'en raisonnant par rapport à la matière brute, l'ISMO calculé en % du carbone organique induit en erreur car étant liquide, le digestat brut n'apporte finalement que peu de carbone dans des conditions réelles d'épandage. De plus, ce type de carbone stable stimule peu l'activité microbiologique et donc indirectement il participe

peu à la structuration du sol qui dépend de processus d'agrégation dépendant de l'activité des microorganismes. Cette source de carbone participe peu à l'amélioration des propriétés du sol mais elle peut être utile pour maintenir voir augmenter les taux de MO des sols (Decoopman et al., 2013) lorsque ceux-ci sont carencés et présentent par exemple des risques d'érosion. Mais de manière générale, en vue d'améliorer les propriétés du sol, il est plus bénéfique de se positionner dans une stratégie de répétition d'apports réguliers de matières organiques qui vont permettre d'améliorer les caractéristiques du sol (voir figure 26).

7.3.2 Cinétiques et potentiels de minéralisation de l'azote

La figure suivante illustre les cinétiques de minéralisation de l'azote des différents digestats de biométhanisation incubés :

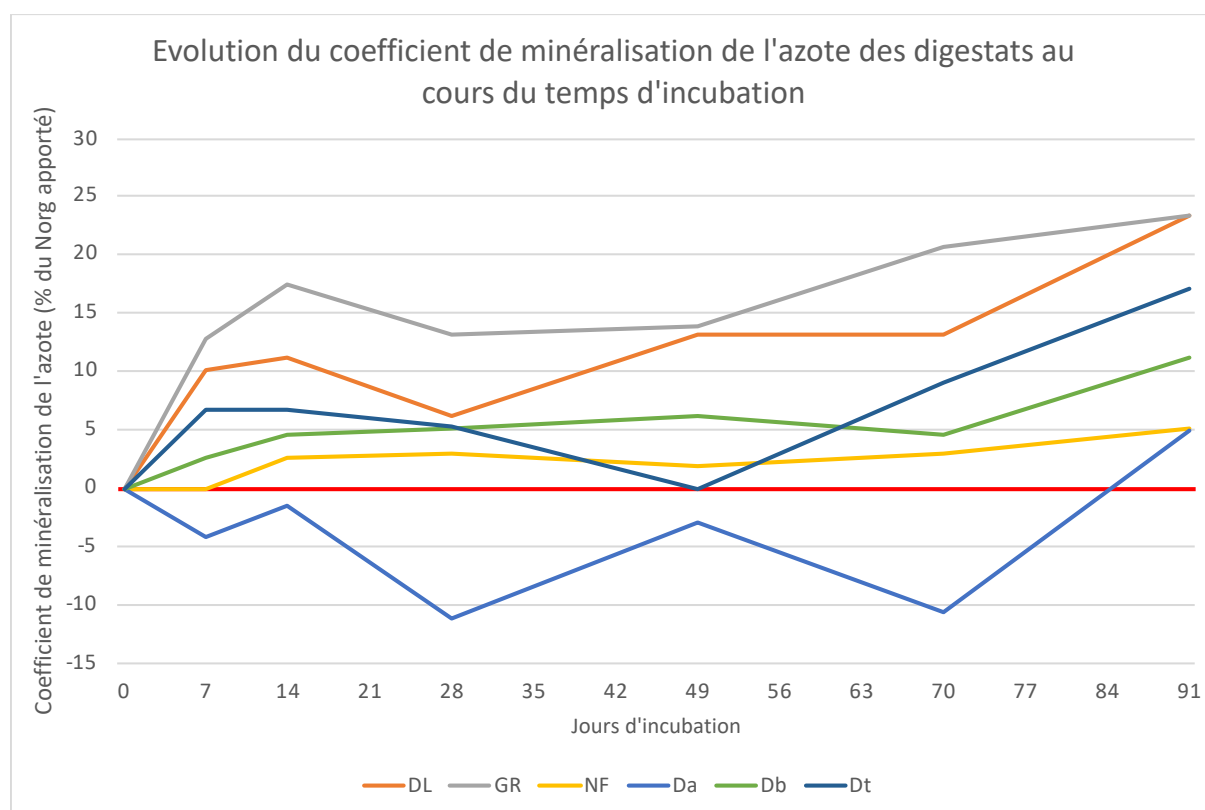


Figure 41 : Cinétiques de minéralisation de l'azote des digestats de biométhanisation

Nous avons parlé de l'influence de la composition biochimique qui fait en sorte que la minéralisation du carbone des digestats est plus faible que pour des produits frais comme les fumiers bovins. En outre, le C/N de ces produits est largement plus faible que ceux des fumiers (sauf pour GR) ce qui va également dans le sens d'un ralentissement de la minéralisation du carbone. Or, on a vu que dans le cas des fumiers, la minéralisation de l'azote organique du produit était négativement corrélée à la minéralisation du carbone et cela se traduit par une minéralisation d'azote plus importante pour les digestats que pour les fumiers. D'ailleurs, les post-traitements (NF, DL, GR) ayant induit une baisse de la minéralisation du carbone, provoquent une augmentation de la minéralisation de l'azote de GR et DL (mais pas pour NF). En outre, on voit que le digestat Da ayant minéralisé le moins de carbone minéralise également moins d'azote au lieu d'en minéraliser plus. Donc la corrélation négative existant de manière générale entre la minéralisation du carbone et de l'azote n'est pas systématique. Elle semble valable lorsque les différences de minéralisation du carbone et de l'azote sont sensiblement

différentes, comme par exemple entre fumiers et digestats mais pas toujours dans des écarts plus faibles au sein d'une même famille de produits.

Au-delà de ça, tous les digestats, et dans une moindre mesure Da, sont caractérisés par un effet fertilisant azoté faible et progressif mais intéressant. D'autant plus que les coefficients de minéralisation de l'azote sont des pourcentages de minéralisation de la fraction organique de l'azote apporté par le produit. Or, les digestats sont caractérisés par une teneur en azote ammoniacal élevée (3-3,5 kg/Tf) (sauf GR). Donc, en conditions réelles, en admettant que les pratiques d'épandage permettent de limiter la volatilisation du NH_4 , les digestats ont effet azoté potentiellement encore plus intéressant que ce que n'en disent les cinétiques de minéralisation. Potentiellement, car il faut garder à l'esprit que les coefficients de minéralisation sont des potentiels théoriques en conditions optimales d'activité des microorganismes.

Une étude menée par Arvalis et la chambre de l'agriculture des Pays de la Loire, notamment sur la valeur fertilisante azotée des digestats de biométhanisation, montre des résultats de cinétique de minéralisation de l'azote en laboratoire similaires aux résultats obtenus dans le cadre de ce travail :

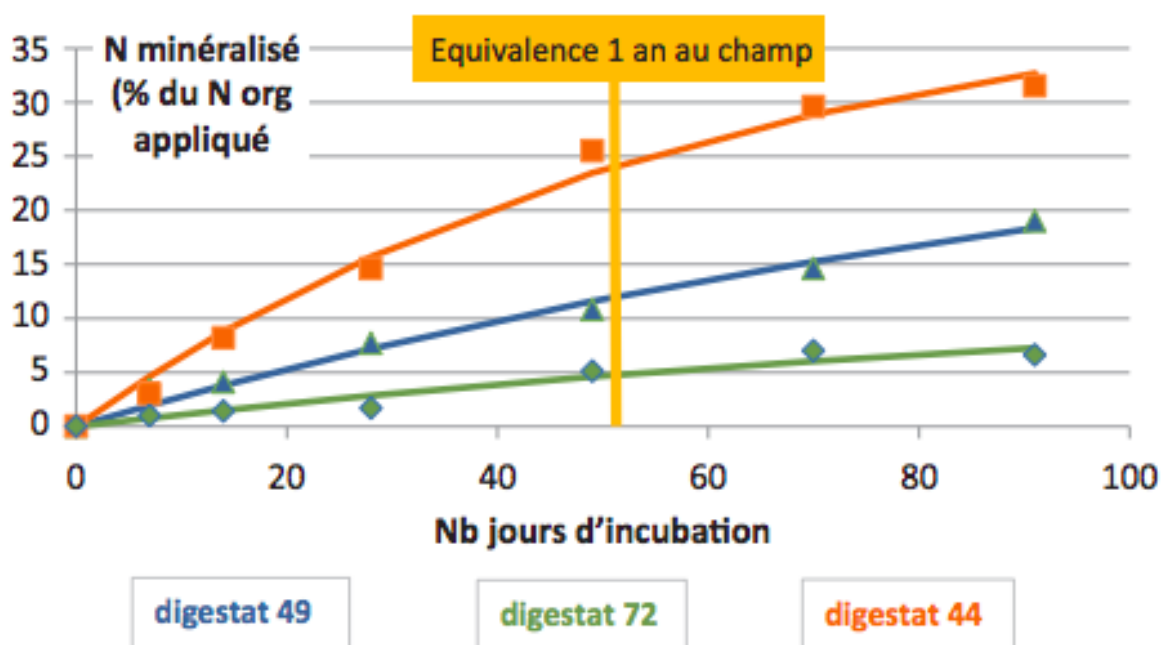


Figure 42 : Cinétiques de minéralisation de l'azote organique de 3 digestats complets de biométhanisation
Source : Arvalis et chambre d'agriculture des Pays de la Loire (2016). Digestat : optimiser son usage dans les exploitations. Projet Vadimethan. <https://pays-de-la-loire.chambres-agriculture.fr/>

La minéralisation équivalente après 1 an dans la figure précédente correspond au potentiel de minéralisation nt91 qui varie ici entre 5% et 17% du N organique apporté pour les 3 digestats complets Da, Db et Dt et qui varie entre 5% et 24% du N organique apporté dans le cadre de l'étude d'Arvalis. Cette étude suggère que les taux de matière sèche et la composition des produits à l'origine des digestats entrants dans le digesteur sont des facteurs intéressants de prédiction de l'effet azoté d'un digestat. Cette dépendance est indirecte car la constitution des « matières premières » influence la composition des digestats, et de la nature de ces matières premières vont dépendre le taux de dégradation dans le digesteur et par extension le taux de matière sèche des digestats obtenus, et ce dernier a un rôle important sur la volatilisation. Plus le pourcentage de matière sèche est faible, et donc le produit liquide, plus sa teneur en azote ammoniacal est importante et sa valeur fertilisante azotée élevée. L'étude d'Arvalis montre par

exemple que 3 digestats dont les MS sont de 3,2%, 5,2% et 12,2% ont des teneurs en N-NH₄ de 3,33g, 2,29g et 2,10g/kg de matière brute respectivement. Une typologie basée sur la composition des produits entrants ou indirectement sur la teneur en MS serait possible (Arvalis - institut du végétal and Chambre agriculture des Pays de la Loire, 2016). Mais c'est surtout à priori valable en conditions réelles d'épandage de digestats complets car en laboratoire, on estime la minéralisation de l'N organique avec des produits séchés qui ont des humidités résiduelles aux alentours de 10% et présentent des pertes d'NH₄. Cette étude montre que le taux de minéralisation de l'azote en laboratoire des digestats est négativement corrélé aux teneurs en MS des digestats bruts de départ. Plus la MS est élevée, moins la minéralisation de l'azote est importante. Or, les digestats Dt, Db et Da présentent respectivement des MS de 5.1%, 6.1% et 7.8% avec des potentiels de minéralisation nt 91 décroissants. On confirme donc le lien suggéré par l'étude d'Arvalis entre potentiels de minéralisation de l'azote et taux de MS. Par contre, cette corrélation ne semble plus tenir après traitement des digestats : le GR avec une MS à 23% minéralise le plus d'azote et le NF avec une MS à 4% présente une minéralisation d'azote très faible.

Ce qui demeure assez surprenant c'est que d'un côté les cinétiques de minéralisation des fumiers observées dans notre étude sont différentes de celles référencées dans la littérature, or ici, les cinétiques de minéralisation de l'azote des digestats sont cohérentes avec les résultats de cette étude menée par Arvalis. La même méthode a pourtant été appliquée à ces 2 catégories de produits. Nous tenterons d'expliquer ce constat dans une discussion générale relative à l'ensemble des produits par la suite.

7.3.3 Corrélations entre potentiels de minéralisation et analyses préliminaires et régression linéaire

Dans un premier temps, une analyse des corrélations qui existent entre paramètres d'analyse préliminaire et cinétiques de minéralisation au sein des digestats donne les résultats suivants :

	C/N	Ntot	NH4	NH4/Ntot (%)	ct91	ct7	nt91	nt7
ct91	-0.02	0.73	0.31	-0.02	1.00			
ct7	0.18	0.49	-0.03	-0.25	0.61	1.00		
nt91	0.44	0.11	-0.20	-0.23	0.68	0.59	1.00	
nt7	0.48	0.19	-0.28	-0.36	0.65	0.69	0.97	1.00

Figure 43 : Matrices des corrélations entre coefficients de minéralisation et paramètres d'analyse préliminaire des digestats

Pour des produits à C/N faibles comme les digestats, contrairement aux fumiers, plus il y a minéralisation de carbone plus la libération d'azote est importante ce qui est logique vu que l'azote libéré est en excès par rapport aux besoins des microorganismes. Par contre, quand le C/N augmente on devrait libérer proportionnellement moins d'azote pour la même quantité de carbone dégradée et l'augmentation du rapport C/N diminue en principe l'activité biologique. Ici les C/N sont tous faibles donc cela n'a sans doute pas d'impact significatif sur l'activité biologique mais ce résultat est sans doute biaisé par le GR dont le C/N élevé présente une minéralisation d'azote importante. Lorsqu'on enlève le GR de l'analyse on obtient les résultats suivants :

Sans GR	C/N	Ntot	NH4	NH4/Ntot (%)	ct91	ct7	nt91	nt7
ct91	-0.52	0.72	0.97	0.31	1.00			
ct7	-0.64	0.49	0.72	0.27	0.60	1.00		
nt91	-0.29	0.08	0.74	0.88	0.72	0.50	1.00	
nt7	-0.53	0.19	0.81	0.82	0.73	0.63	0.96	1.00

Figure 44 : Matrices des corrélations entre coefficients de minéralisation et paramètres d'analyse préliminaire des digestats à l'exception du digestat GR

Les corrélations entre C/N et minéralisation d'azote deviennent plus « logiquement » négatives. Cela montre tout de même que le pouvoir explicatif du rapport C/N n'est pas adapté à tout produit et notamment au GR contrairement aux autres digestats dont la minéralisation de l'N baisse logiquement lorsque le C/N augmente.

En élargissant le champ de vision et en intégrant à la fois digestats et fumiers dans les analyses de corrélation on obtient les résultats suivants :

Dig + Fum	C/N	Ntot	NH4	NH4/Ntot (%)	ct91	ct7	nt91	nt7
C/N	1.00							
Ntot	-0.35	1.00						
NH4	-0.94	0.40	1.00					
NH4/Ntot (%)	-0.93	0.15	0.96	1.00				
ct91	0.84	-0.17	-0.68	-0.74	1.00			
ct7	0.86	-0.18	-0.71	-0.75	0.91	1.00		
nt91	-0.78	0.38	0.67	0.64	-0.79	-0.80	1.00	
nt7	-0.63	0.35	0.53	0.51	-0.57	-0.57	0.70	1.00

Figure 45 : Matrices des corrélations entre coefficients de minéralisation et paramètres d'analyse préliminaire des digestats et fumiers bovins.

A première vue, il semblerait que le pouvoir explicatif du rapport C/N augmente lorsqu'on élargit le champ de vision et qu'on regarde à la fois les fumiers et les digestats, avec des C/N élevés et des coefficients de minéralisation du carbone élevés pour les fumiers et des C/N plus faibles pour les digestats avec des coefficients de minéralisation du carbone également plus faibles. Ces différences de minéralisation du carbone se traduisent par des évolutions inverses des cinétiques de minéralisation de l'azote. Ici, l'immobilisation d'azote des fumiers avec des minéralisations de carbone élevées et C/N élevés par rapport aux digestats tirent les corrélations dans le sens d'une proportionnalité inverse entre minéralisations du carbone et de l'azote mais cela dépend du rapport C/N. Si on a un faible C/N n'induisant pas d'organisation d'azote comme avec les digestats, minéralisation du C et de l'N sont positivement liés, par contre avec des C/N élevés induisant une faim d'azote, les minéralisations du carbone et de l'azote sont forcément corrélées négativement. Les corrélations entre minéralisation du C et de l'N sont donc à prendre avec prudence car elles dépendent des individus en jeu et de leur rapport C/N. Il n'existe en tout cas pas de relation systématique.

Le degré de significativité de la régression linéaire entre nt91 et C/N est donné dans la table suivante :

Statistiques de la régression	
Coefficient de détermination multiple	0.78
Coefficient de détermination R^2	0.61
Coefficient de détermination R^2	0.57
Erreur-type	13.78
Observations	12.00

Analyse de variance	Degré de liberté	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Valeur critique de F
Régression	1	2965.911	2965.911	15.620	0.003
Résidus	10	1898.748	189.875		
Total	11	4864.659			

	Coefficients	Erreur-type	Statistique t	Probabilité
Constante	22.506	7.716	2.917	0.015
C/N	-1.950	0.493	-3.952	0.003

Figure 46 : significativité de la régression linéaire entre nt_{91} et C/N avec les fumiers et les digestats.

Les coefficients de détermination sont plus proches de 1 et la significativité globale du modèle à travers le test F est meilleure que dans l'analyse des fumiers seuls. Le C/N a un effet significatif sur la minéralisation de l'azote ($0.003 < 0.05$). Mais il faut rester conscient que ce niveau de significativité est sans doute « artificialisé » par le fait que nos observations soient liées à 2 types distincts de produits, l'un avec des rapports C/N élevés et une immobilisation nette d'azote et l'autre avec des rapports C/N faible et une minéralisation nette d'azote. Il faudra voir avec un ensemble plus hétérogène de produits si ce paramètre est toujours aussi explicatif.

Nous ne discutons pas des corrélations entre les potentiels de minéralisation et la teneur en NH_4 ou le rapport NH_4/N_{tot} car les produits analysés en incubation ont été séchés à $55^{\circ}C$ et leur humidité résiduelle est descendue pour tous les produits aux alentours de 10%. Ce qui fait que pour les produits frais dont la MS est faible et la teneur en NH_4 élevée, on a une forte dénaturation des produits par volatilisation du NH_4 et donc ces paramètres préliminaires ne sont pas représentatifs des teneurs réelles lors de l'incubation et toute interprétation est hasardeuse et peut conduire à des conclusions fausses. C'est valable également pour le rapport C/N qui augmente lorsque le NH_4 est volatilisé donc les corrélations sont à prendre avec des pincettes.

7.4 Comparaison de l'ensemble des produits et discussion générale

Par souci de lisibilité vu la quantités de produits incubés, dans la suite de la présentation des résultats de minéralisation relatifs à l'ensemble des produits, le fumier composite FB représentera l'ensemble des fumiers bovins frais étant donné qu'il semblait bien représenter les fumiers individuels par rapport à la dynamique du carbone et aux paramètres d'analyse préliminaire. C'était peut-être moins le cas pour la minéralisation de l'azote qui est plus variable au sein des fumiers mais tous les fumiers ont immobilisé de l'azote et dans ce contexte, il donne une bonne représentation du comportement de l'ensemble des fumiers incubés, le but étant de dégager des tendances et contrastes entre les produits différents. De la même manière, le digestat Dt sera retenu comme représentant du groupe des digestats ayant des cinétiques de minéralisation du carbone et de l'azote intermédiaires entre les différents digestats.

7.4.1 Cinétiques et potentiels de minéralisation du carbone et de l'azote

Les cinétiques de minéralisation du carbone de l'ensemble des produits sont présentés dans le graphique suivant :

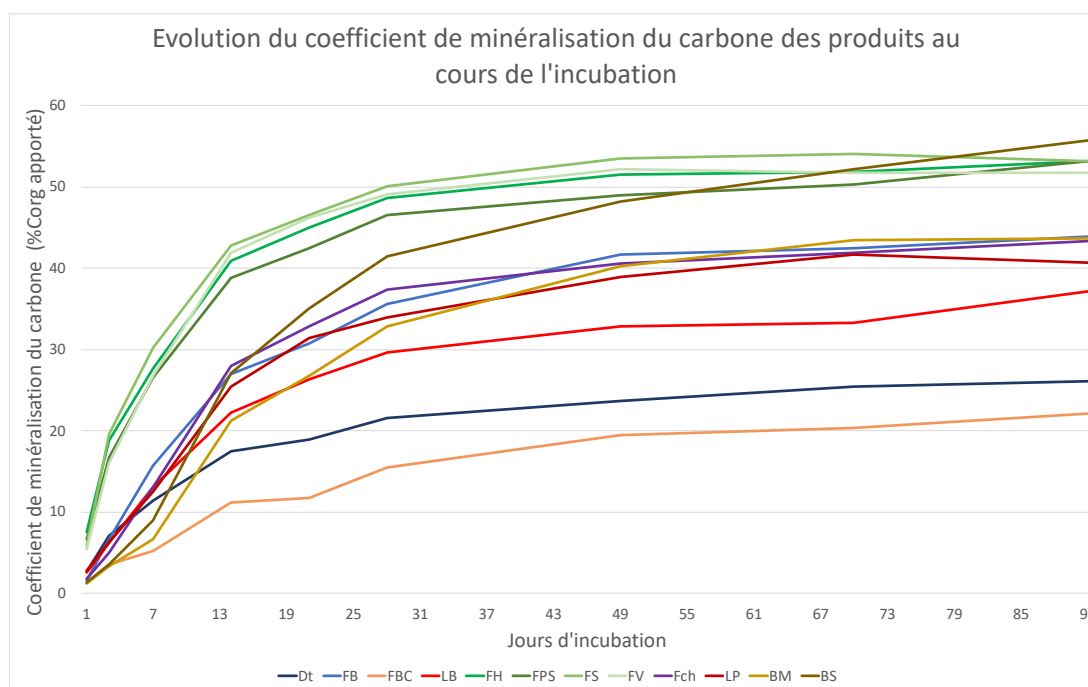


Figure 47 : Cinétiques de minéralisation du carbone de l'ensemble des produits

Les quantités de carbone organique incubées entre les différents produits étant les mêmes (50mg), les coefficients de minéralisation des produits correspondent à des quantités de carbone minéralisées comparables et on peut dès lors distinguer 3 grandes classes de cinétiques de minéralisation du carbone en fonction de leurs potentiels de minéralisation à 3 et 7 jours (la pente de la phase initiale d'incubation est d'autant plus grande que ces coefficients sont élevés) qui reflètent bien le potentiel atteint après 91 jours (les ct3 les plus élevés sont associés aux ct91 les plus élevés comme on peut le voir sur le graphique précédent). D'abord, une catégorie de produits à action lente tels que les digestats et le fumier bovin composté. Cette catégorie regroupe donc les produits transformés par compostage ou biométhanisation qui présentent donc des fractions de carbone plus stables. Une catégorie de produits à rapidité d'action moyenne tels que les lisiers porcins et bovins, les fumiers bovins et le fumier de cheval. Et finalement une catégorie à action rapide de produits qui regroupe les produits issus de volailles. Selon Ribeiro et al., (2010) les fumiers de volailles contiennent une grande proportion de carbone sous forme d'hémicellulose et cellulose facilement dégradables en plus d'une grande concentration en azote ce qui rend leur action plus rapide que les autres produits plus stables. Les résultats semblent logiques mais des résultats d'autres études nous invitent à penser qu'on observe peut-être de nouveau ici une « surestimation » de la minéralisation du carbone de certains produits. Par exemple, chez Nicolardot et al., (2003) la minéralisation du fumier de volaille est de l'ordre de 35-40% du carbone apporté, or ici on observe des coefficients de minéralisation supérieurs à 50% pour l'ensemble des produits de volailles. Ces différences sont à mettre en rapport avec les conditions expérimentales où d'un côté on a des incubations de 91 jours à haute température (38°C) et de l'autre des incubations longues à basse température (15°C)

Le graphique suivant présente les cinétiques de minéralisation de l'azote de l'ensemble des produits :

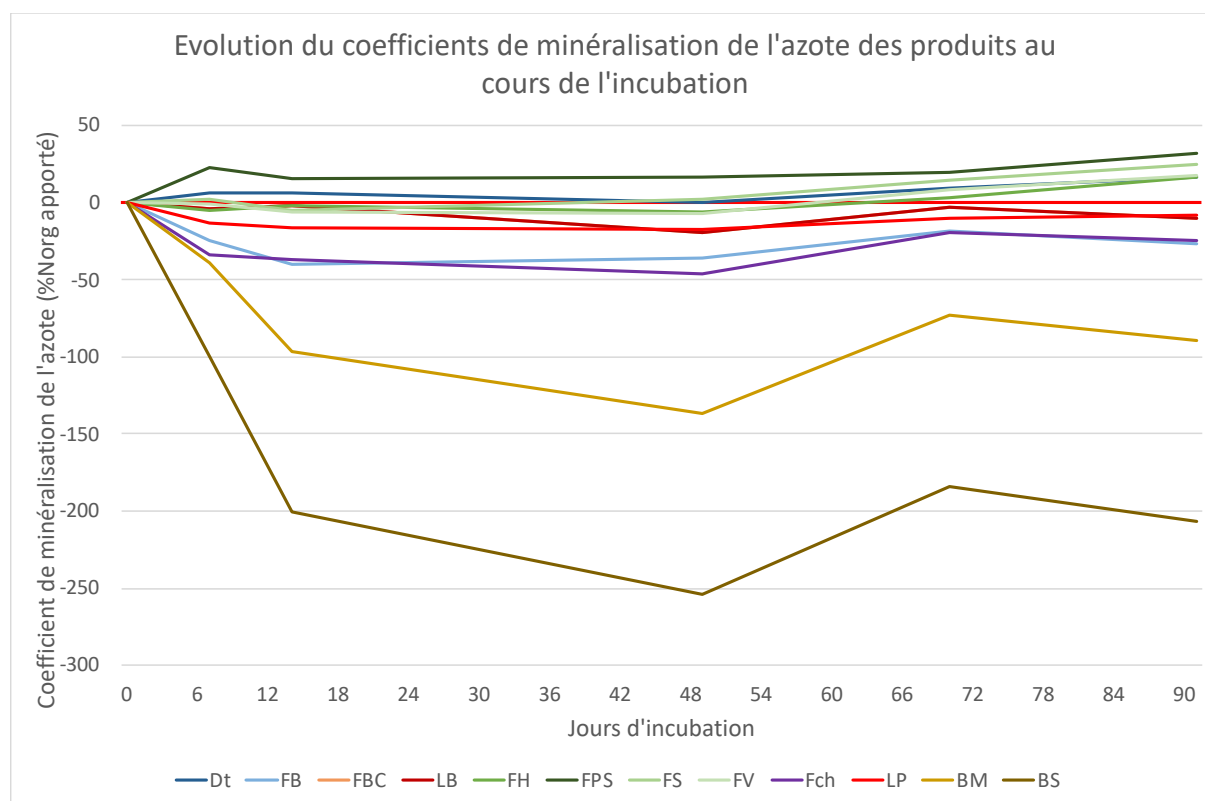


Figure 48 : Cinétiques de minéralisation de l'azote de l'ensemble des produits organiques

On voit tout de suite que les BRF (BM et BS) ont des coefficients de minéralisation tellement bas par rapport aux autres produits qu'ils exercent un effet sur l'échelle réduisant la visibilité des écarts entre les autres produits. Il faut retenir que les BRF ont des coefficients de minéralisation très bas et induisent probablement une grande faim d'azote. On présente le même graphique sans les BRF pour mieux observer les différences entre les autres produits :

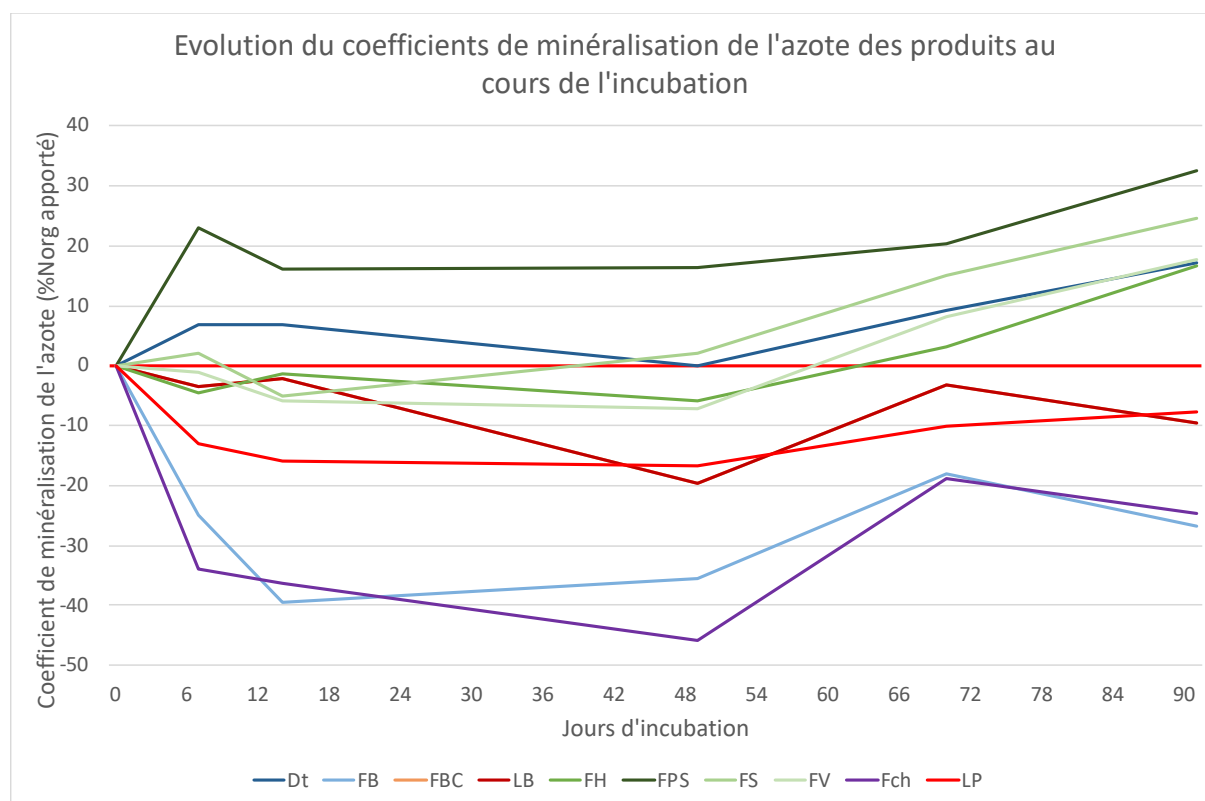


Figure 49 : Cinétiques de minéralisation de l'azote de l'ensemble des produits organiques (sans BRF)

Les matières peuvent être regroupées en 6 classes selon les cinétiques de minéralisation de l'azote observées : 1) Les BRF qui provoquent une immobilisation très forte d'azote 2) les fumiers bovins et de cheval induisant une forte immobilisation nette continue, 3) les lisiers bovins et porcins induisant une immobilisation modérée et continue, 4) les fientes sèches et humides ainsi que le fumier de volaille induisant initialement une légère immobilisation avant de minéraliser de l'azote, 5) les digestats induisant une minéralisation positive nette et progressive mais faible et 6) les fientes préséchées qui ont une action rapide et libèrent beaucoup d'azote et rapidement.

Les fumiers et lisiers induisent une immobilisation d'azote nette continue. Ce résultat est surprenant à première vue surtout de la part des lisiers dont l'effet fertilisant azoté est censé être positif mais cette observation est liée à la minéralisation du carbone et respecte une logique métabolique microbiologique. Lorsque la quantité de carbone dégradée est élevée (température et humidité optimale, broyage et séchage des matières...) la demande en azote augmente.

Les lisiers ont en effet en principe une grande valeur fertilisante azotée (Fuchs et al., 2014), du même ordre de grandeur que les digestats selon Houot et al., (2015). Les coefficients d'équivalence en azote minéral des fumiers bovins, lisiers bovins et lisiers porcins sont respectivement de 0.3, 0.5 et 0.6 (PROTECT'eau et al., 2018). Ces coefficients représentent la proportion de l'azote totale apporté par l'engrais organique correspondant à une fertilisation minérale équivalente. Par exemple, 150 kg d'azote apporté par un lisier porcin correspondent à $150 \times 0.6 = 96$ kg d'N apporté sous forme minérale. Ces chiffres ont été obtenus sur base d'expériences comparant les rendements culturaux obtenus entre 3 traitements, une fertilisation minérale, une fertilisation organique équivalente en termes de quantité d'azote apportée et un témoin sans fertilisation.

De la même manière, la classification de Bouthier et al., (n.d.) classe le fumier de volaille dans un groupe dont la minéralisation de l'azote est de l'ordre de 35% et n'induisant pas

d'immobilisation initiale, or ici on observe que le fumier de volaille minéralise moins de 20% de son N organique apporté et immobilise un peu d'azote pendant la moitié de l'incubation (6 mois en conditions réelles tout de même).

Pour résumer l'ensemble des résultats des potentiels de minéralisation présentés en annexe 5, le graphique suivant présente le pourcentage de minéralisation du carbone des différents produits en fonction de leur pourcentage de minéralisation de l'N. Par souci de lisibilité nous ne présentons pas le BRF dont l'immobilisation tellement grande « tire » le graphique en augmentant l'échelle et réduisant ainsi la mise en évidence des écarts entre les autres produits.

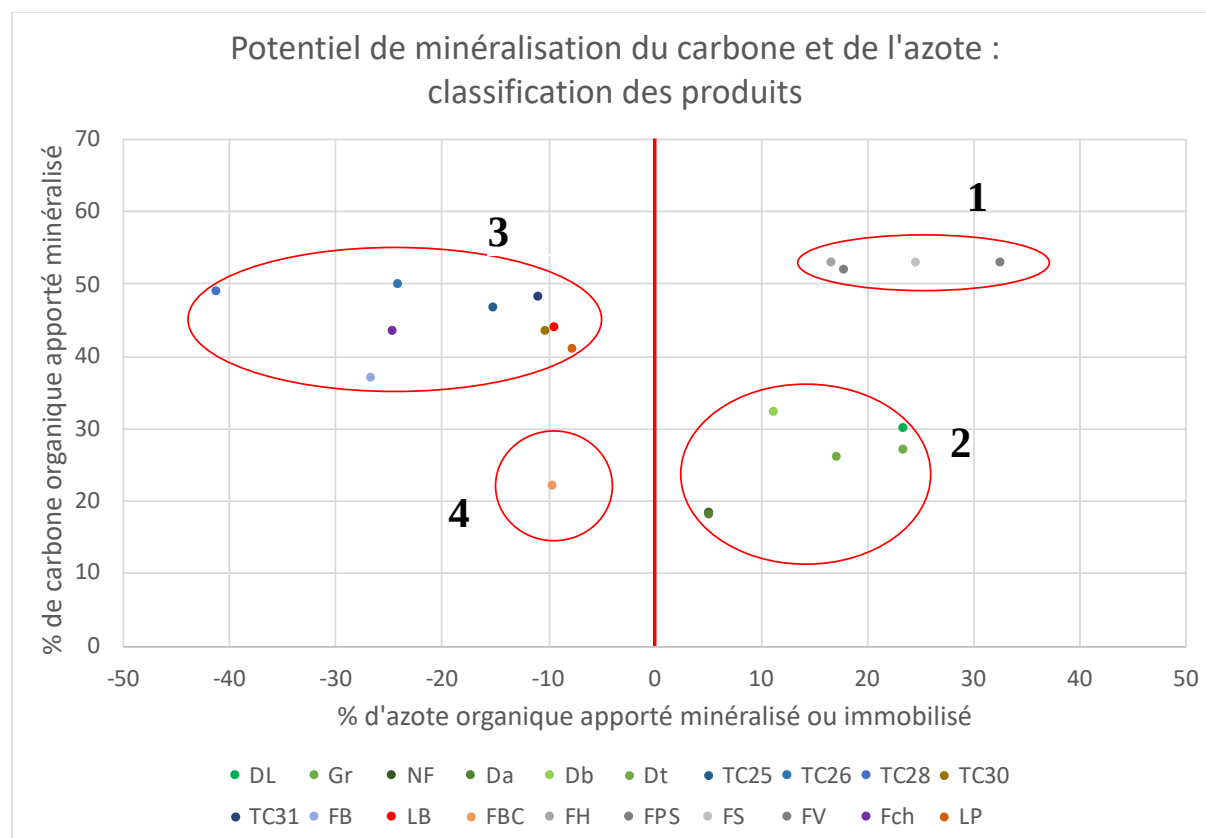


Figure 50 : potentiel de minéralisation du C en fonction du potentiel de minéralisation de l'N

En considérant uniquement ces résultats, on aboutit à une classification théorique en 4 classes :

- 1) Les produits avec une libération d'azote nette et une minéralisation du carbone élevée (>35%) : Cette classe regroupe les fientes de volaille et le fumier de volaille.
- 2) Les produits avec une libération d'azote nette et une minéralisation du carbone faible (<35%) : Cette classe regroupe les digestats de biométhanisation.
- 3) Les produits avec une immobilisation d'azote nette et une minéralisation du carbone élevée (>35%) : Cette classe regroupe des fumiers bovins frais, le lisier porcin, le lisier bovin et le fumier de cheval.
- 4) Les produits avec une immobilisation d'azote nette et une minéralisation du carbone faible (<35%) : Cette classe comprend le fumier bovin composté.

En comparaison avec la figure 22 et issue d'une étude de Morvan et al., (2006), l'analyse des cinétiques de minéralisation de l'ensemble des produits montre des résultats différents. Nous avons obtenu une minéralisation de carbone globalement plus importante et à l'inverse une minéralisation de l'azote plus faible que dans la littérature citée.

Chez Morvan et al., (2006) (figure 22), la classe 2 est constituée de fumiers de bovins frais et compostés et la classe 6 rassemble des lisiers porcins frais et des litières de volailles.

Cette étude montre donc que les fumiers bovins et lisiers porcins sont caractérisés par une libération nette d'azote ce que nous ne confirmons pas par les résultats obtenus. Mais au-delà de la minéralisation de l'azote, elle illustre aussi des différences par rapport à la minéralisation du carbone qui dans cette étude semble plus faible en particulier pour les fumiers bovins. C'est moins évident de se prononcer pour les produits issus de volailles mais chez Nicolardot et al., (2003) la minéralisation du carbone du fumier de volaille est également plus faible que celle que nous avons obtenue.

L'observation de ces différences met en évidence le couplage qui existe entre les cycles du carbone et de l'azote et que ceux-ci sont sous contrôle microbiologique. Pour corrélérer les niveaux de minéralisation du carbone et de l'azote, il faut tenir compte du rapport C/N des produits et des besoins azotés des microorganismes pour dégrader les produits. Cette analyse sera approfondie dans la discussion générale des résultats ci-après.

7.4.2 Analyses de Corrélation et régressions linéaires

Pour ne pas biaiser la corrélation entre les paramètres par le nombre d'observations qui varie au sein d'une même catégorie de produit, un seul représentant par type de produit sera retenu pour l'analyse des corrélations : le digestat Dt, le fumier bovin frais FB, le BRF BM, le lisier bovin LB, le lisier porcin LP, le fumier de cheval FCH, le fumier bovin composté FBC et les fientes préséchées FPS.

	C/N	nt91	ct91
C/N	1.00		
nt91	-0.92	1.00	
ct91	0.23	-0.11	1.00

Figure 51 : matrice de corrélation entre C/N et les potentiels de minéralisation du C et de l'N

Comme lorsqu'on avait ajouté les fumiers aux digestats dans une analyse de corrélation précédente, l'intensité de la relation entre le C/N et la minéralisation de l'azote augmente lorsque la diversité des produits augmente. Ils sont négativement corrélés et le degré de signification de la relation linéaire entre C/N et nt91 est donné dans la table suivante :

Statistiques de la régression	
Coefficient de détermination multiple	0.92
Coefficient de détermination R^2	0.85
Coefficient de détermination R^2	0.83
Erreur-type	15.09
Observations	8.00

Analyse de variance	Degré de liberté	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Valeur critique de F
Régression	1	7790	7790	34	0.001
Résidus	6	1366	228		
Total	7	9156			

	Coefficients	Erreur-type	Statistique t	Probabilité
Constante	13.6	7.2	1.9	0.107
C/N	-1.4	0.2	-5.9	0.001

Figure 52 : Significativité de la régression linéaire entre C/N et nt91 à travers l'ensemble des produits testés.

Le pouvoir prédictif du rapport C/N sur la minéralisation de l'azote est significatif ($0.001 < 0.05$). Pour résumer, le pouvoir explicatif du C/N varie et peut même prendre différentes formes (corrélation positive avec le GR dans les digestats) au sein de familles différentes. Cela démontre que prendre le C/N comme critère systématique de classification n'est pas toujours adapté. En fait, cela dépend de l'objectif et du contexte. Quand on veut dégager des tendances de comportements entre différentes familles de produits ce facteur est pertinent, mais dans des fourchettes de variation plus restreintes et pour différencier plus finement des produits plus semblables il est sans doute à utiliser en complément de critères de constitution biochimique qui ont un rôle important. C'est surtout à ce niveau que ce facteur montre ses limites mais de manière générale, il est sans doute pertinent de l'utiliser pour classer différents types de produits selon leur potentiel de minéralisation d'azote.

Vu que les résultats des cinétiques de minéralisation ne confirment pas les résultats obtenus dans les références citées, les corrélations et degré de signification des paramètres explicatifs sont à prendre avec prudence. Nous ne nous avançons donc pas sur la pertinence de la clé de classification en vigueur pour les produits analysés. Sauf pour le cas des digestats qui avec la méthode utilisée semble confirmer les résultats d'une autre étude d'Arvalis. Selon la classification actuelle, les digestats ont tous une action rapide, sauf le digestat solide (GR) qui a une action lente. A première vue, cela semble coller avec les résultats de minéralisation de l'azote qui ont montré que les digestats étaient caractérisés par une minéralisation nette d'azote mais on peut nuancer les choses. En effet, nous avons également vu que les fientes libéraient de l'azote et de manière plus importante que les digestats. Il serait dès lors pertinent de chiffrer la rapidité d'action par un effet fertilisant réel. Surtout que la rapidité d'action en termes de coefficient de minéralisation, c'est-à-dire en pourcentage de l'azote organique apporté, ne veut rien dire si on n'a pas conscience de la quantité effective d'azote organique apportée par le produit. Par exemple, un produit dont le coefficient de minéralisation de l'azote est élevé aura une valeur fertilisante faible si la quantité d'azote organique qu'il apporte est faible. Un pourcentage de minéralisation, même élevé, d'une valeur très faible donne une libération réelle faible. Or, nos digestats ont des teneurs en N organique faible vu qu'ils ont un rapport NH_4/N_{tot} élevé par rapport aux fientes qui apporte des quantités d'N organique beaucoup plus importantes. Et si on considère l'action du NH_4 en conditions réelles, les proportions sont également plus élevées dans les fientes. On peut donc penser qu'en termes de rapidité d'action par rapport à l'azote, la valeur fertilisante des fientes est largement supérieure à celle des digestats et la clé de classification actuelle rassemble ces 2 types de produits dans la même catégorie à action rapide ce qui est très discutable. On peut également remarquer que la classification en vigueur ne rend pas compte de l'effet réel de GR qui est classé comme un produit à action lente. La séparation de phase a provoqué une augmentation de la matière sèche de ce digestat ce qui a eu pour conséquence une perte de NH_4 qui se trouvait en solution et donc par conséquent une augmentation du rapport C/N et une baisse du rapport NH_4/N_{tot} . Le changement de ces paramètres induit une classification erronée au niveau de la clé actuelle car en effet, la valeur fertilisante azotée du digestat solide (GR) se trouve être la plus élevée de l'ensemble des digestats classés eux à action rapide.

Pour tenter de mieux rendre compte de la réalité de l'incubation, il est intéressant d'adapter le rapport C/N en considérant la perte d'azote ammoniacal par le séchage des produits. Si on considère que la totalité de l'azote ammoniacal s'est volatilisé, le C/N devient un C/Norg et prend des valeurs différentes. Une analyse de corrélation entre C/Norg ($Norg = N_{tot} - NH_4$) et nt91 donne les résultats suivants :

	<i>nt91</i>	<i>ct91</i>	<i>C/Norg</i>
<i>nt91</i>	1.00		
<i>ct91</i>	-0.11	1.00	
<i>C/Norg</i>	-0.94	0.22	1.00

Figure 53 : matrice de corrélation entre C/Norg et les potentiels de minéralisation du C et de l’N

Le niveau de corrélation augmente encore un peu plus en considérant les pertes de NH₄. Cela confirme que le C/N est un paramètre d’analyse préliminaire pertinent pour prédire la minéralisation de l’azote d’engrais organiques en laboratoire.

7.5 ISMO et interprétations agronomiques

Le coefficient de minéralisation à 91 jours qui représente le potentiel théorique maximal de minéralisation sur 1 an des produits en conditions réelles permet de calculer l’indice de stabilité de la matière organique et de faire des interprétations agronomiques quant à l’effet de ces produits sur les caractéristiques du sol.

Le coefficient de minéralisation correspond à la proportion de carbone du produit de départ qui a été minéralisée. En théorie, les produits stables seront caractérisés par un coefficient de minéralisation faible et inversement pour les produits facilement biodégradables. De plus, on s’attend à observer une corrélation négative entre le coefficient de minéralisation et l’ISMO vu que l’ISMO correspond à la proportion de carbone du produit qui va alimenter le pool de carbone stable dans le sol (humus). Si un produit est fort biodégradable il a un coefficient de minéralisation élevé et un ISMO faible.

Produits	<i>ct91</i>	ISMO	ISMO (kg/T MS)	ISMO (kg/T MF)
Da	18.1	72.2	472.1	36.7
NF	18.5	71.8	459.3	19.2
FBC	22.1	68.7	523.6	89.2
Dt	26.1	65.2	432	22
GR	26.9	64.9	423.4	97.7
DL	29.9	61.9	367.7	21
Db	32.3	59.8	367.8	22.6
LB	37.2	55.6	418.6	33.8
LP	40.7	52.6	371	25.9
Fch	43.4	50.2	402.2	102.3
TC30	43.6	50.1	408	90
BM	43.7	50	488.6	318.1
FB	43.9	49.8	415.9	76.8
TC25	46.5	47.6	416	97.1
TC31	48.1	46.2	391	55
TC28	49.3	45.2	399.2	73.7
TC26	49.5	44.9	384.2	89.9
FV	51.8	42.9	332.9	112.5
FS	53.2	41.7	283.6	227
FPS	53.2	41.8	257.9	126.1
FH	53.2	41.8	282	92.2
BS	55.7	39.6	388.5	269

Figure 54 : Potentiel de minéralisation du carbone *ct91* et ISMO des différents produits organiques incubés

On a classé par ordre croissant les coefficients de minéralisation et on voit très bien dans le tableau précédent que l’ISMO est inversement proportionnel au *ct91*. Cette relation se vérifie par la corrélation linéaire forte qui existe entre ces 2 variables. Et c’est assez logique vu que l’ISMO est calculé comme une fonction du potentiel de minéralisation du carbone, ces 2 variables sont donc forcément liées.

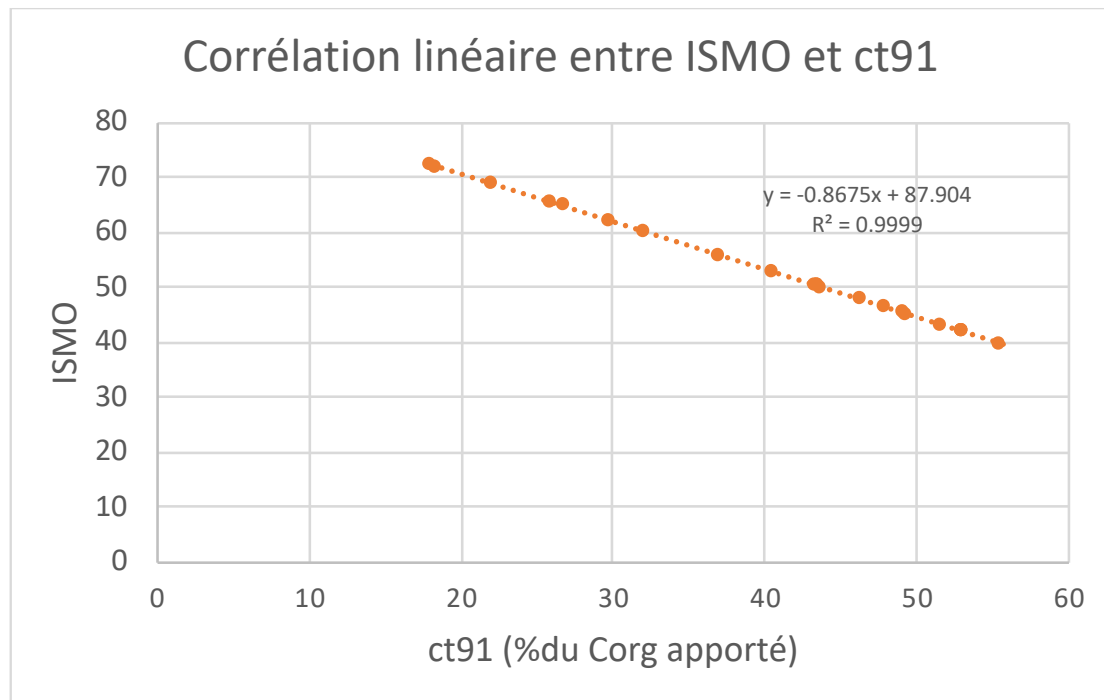


Figure 55 : Corrélation linéaire entre ISMO et ct91

Avec la figure 14 précédente, on peut faire des interprétations agronomiques quant aux effets attendus des produits analysés sur le sol dans le cadre d'un épandage :

L'effet des digestats a été discuté au point 7.3.1 et de manière générale ce sont des produits stables mais dont l'ISMO est à relativiser par rapport au produit brut et pas en % de carbone. Les lisiers et fumiers de bovins et de cheval dont le niveau de stabilité est un bon compromis entre potentiel humigène et stimulation plus importante de l'activité biologique ont un effet positif sur la stabilité structurale du sol. Attention qu'en contexte réel d'épandage avec des produits bruts, il faut tenir compte des ISMO en kg/T matière fraîche. Ainsi, l'épandage de lisier n'a pas vraiment pour but d'apporter du carbone stable dans le sol mais est utilisé principalement pour sa valeur fertilisante (non démontrée ici). Selon PROTECT'eau, (2017) et dans le cadre du PGDA, les quantités d'azote organiques maximales applicables sont de 230kg/ha sur terres arables et de 170kg/ha en zone vulnérable. Le lisier porcin, selon nos analyses (annexe 2), apporte 6kg d'N/T de matière fraîche. 230kg d'N maximum correspond à l'épandage de 38 tonnes de lisier ce qui apporte 725kg de carbone stable selon son ISMO alors que le fumier bovin pourra être apporté à hauteur de 55tonnes de produit frais pour respecter le PGDA ce qui correspond potentiellement selon son ISMO à 4224kg de carbone stable.

Enfin, les fientes de volailles ont un effet fort sur l'activité biologique du sol mais ces produits plus facilement dégradables n'alimentent pas beaucoup le pool de carbone stable du sol. Sauf s'ils sont apportés en grandes quantités mais vu leur valeur fertilisante qui est leur premier rôle, on n'épand pas ce type de produit dans des quantités très élevées. Avec le même raisonnement que celui tenu ci-dessus pour le lisier et le fumier, l'apport de 230kg d'N max à partir de fientes humides correspond à 12 tonnes de fientes humides fraîches ce qui apporte seulement 1113kg de carbone stable/ha.

Ce qu'il y a d'étonnant à première vue c'est que l'ISMO des BRF est faible et BS a même l'ISMO le plus faible de l'ensemble des produits testés. L'ISMO est relié à la proportion de carbone qui est minéralisée et comme on l'a vu, le BRF minéralise beaucoup de carbone. Ce type de produit présente donc aussi des formes de carbone facilement décomposables ce qui est

réalité assez logique vu qu'un bois raméal est encore peu lignifié. Par contre, il faut également remettre les choses dans un contexte d'épandage réel. Les ISMO en kg/T matière fraîche sont les plus élevés pour les BRF (ils ont la matière sèche la plus faible) donc épandre 1 tonne de BRF aura en réalité beaucoup plus d'impact sur le pool de carbone stable du sol que l'épandage d'une tonne de digestat complet sous forme brute. Selon nos analyses, l'épandage légale maximal du BRF est de 57 tonnes de matière fraîche correspondant à plus de 15 tonnes de carbone potentiellement stable !

Il convient toutefois de rappeler que les coefficients de minéralisation du carbone permettant de calculer les ISMO sont des potentiels définis dans des conditions optimales d'activité microbiologique. Il se pourrait que les coefficients de minéralisation réels, en particulier ceux des lisiers, fumiers et produits de volailles assez élevés en incubation soient plus faibles en conditions réelles. Leur ISMO seraient alors plus élevés. Mais cette analyse donne une bonne indication des effets des produits.

7.6 Discussion générale et hypothèses

Les coefficients de minéralisation de l'azote pris seuls ne permettent pas d'avoir une idée réelle de l'immobilisation d'azote dans le sol car ces coefficients sont exprimés en % du N organique apporté par le produit. Donc on sait juste dire combien de gramme d'N organique sont immobilisés ou minéralisés en apportant 100 grammes de N organique par exemple. Mais ce sont les quantités de carbone organique incubées qui sont les mêmes, alors que les quantités d'azote organique incubées varient en fonction du rapport C/N des produits. Donc la quantité immobilisée réelle est fonction de la teneur en N organique, et un produit à forte immobilisation apparente de par son coefficient de minéralisation très négatif comme le BRF n'induit peut-être pas une si grande faim d'azote. En fait le coefficient de minéralisation de l'azote permet juste de savoir si on a une minéralisation nette positive ($nt > 0$) ou négative ($nt < 0$) mais pas de quantifier la quantité d'N minéral réellement immobilisée.

J'ai calculé l'immobilisation réelle de l'azote induite par les différents produits en quantité d'azote et pas en % du N organique apporté par les produits. Les résultats sont présentés dans le tableau suivant :

Produits	nt min. (%)	Masse prod introduit (mg)	N org (% MS)	N org apporté (mg)	Qtité d'N immob (mg)
LB	-11	133	2.88	3.83	0.421
LP	-21	142	2.91	4.13	0.867
FB	-39.5	120	1.81	2.2	0.847
FBC	-19	131	2.5	3.3	0.62
FCH	-45.9	125	1.55	1.94	0.891
BS	-207	102	0.49	0.5	1.03

Figure 56 : Quantités d'Nmin immobilisées par les produits incubés

Nt min est le coefficient de minéralisation le plus bas, donc l'immobilisation au moment où elle est la plus forte au cours de l'incubation.

Vu que le sol est préparé à 0,875mg d'Nmin/25g de sol sec, on voit que la plupart des quantités d'azote immobilisées sont plausibles.

Nous avons montré aussi bien avec les fumiers bovins que les lisiers, que la minéralisation de l'azote était négative, ce qui n'était pas le résultat attendu initialement vu les valeurs fertilisantes positives de ces engrais en conditions réelles. D'autre part, ces produits ainsi que

le fumier de volaille ont montré des minéralisations du carbone élevées par rapport aux références prises en comparaison. Et lorsque ces 2 éléments sont mis en lien le résultat est logique. En effet, les cycles du carbone et de l'azote sont couplés et une grande minéralisation de carbone favorisée par les conditions expérimentales induit une grande demande en azote.

La suite du travail se concentre sur les facteurs expérimentaux qui peuvent expliquer que les résultats obtenus s'écartent des résultats attendus initialement notamment en ce qui concerne les minéralisations de l'azote des fumiers bovins et lisiers.

Les hypothèses invoquées pour expliquer ce phénomène sont les suivantes :

- 1) Officiellement, la méthode implique un séchage des produits à 38°C ce qui provoque sans doute des pertes d'azote ammoniacal par volatilisation. Le séchage des produits dans notre cas a eu lieu à 55°C au lieu de 38°C ce qui pourrait être un facteur explicatif d'une activité microbiologique trop intense et notamment plus intense que celle qui a eu lieu dans les études prises en comparaison (incubation longue à basse température). Cela signifierait que pour les produits qui ont une MS faible (produits liquides) et une teneur élevée en NH_4 , on a une forte dénaturation du produit avec un C/N qui augmente et ne reflète plus les analyses de départ. Cette hypothèse semble être vérifiée par le digestat GR (phase solide digestat) qui a une teneur en NH_4 beaucoup plus faible que les autres digestats. Or, nous avons vu que aussi bien le rapport C/N et C/Norg étaient négativement et significativement corrélés au potentiel de minéralisation de l'N. Cela suggère que la méthode utilisée n'est peut-être pas adaptée aux produits dont le séchage induit une grande « artificialisation ». Mais pourtant, les digestats dont la MS est faible et la teneur en NH_4 élevée ne semblent pas se retrouver dans ce cas de figure.
- 2) Pour répondre à cette question, on peut invoquer une 2^{ème} hypothèse : On observe une « surestimation » de la minéralisation du carbone. Cet argument est repris par Roudaut et al., (2011) qui invitent à interpréter avec prudence les potentiels de minéralisation en laboratoire. Cette hypothèse semble plausible dans le sens où avec le broyage à 0,5mm des matières qui a été effectué (alors que la méthode officielle préconise un broyage à 1mm), la surface déployée accessible aux microorganismes est énorme et ne reflète ni les conditions réelles d'épandage, ni les conditions d'incubation avec la texture préconisée. De plus, le séchage à haute température pourrait aussi avoir un effet sur la dégradation de la matière organique (Roudaut et al., 2011). Certains auteurs ont d'ailleurs observé que certaines matières induisaient une immobilisation nette en laboratoire et pas en champ. C'est le cas de Bouthier et al., (n.d.) qui se sont aperçus que ces produits à l'état "frais" étaient caractérisés par une charge de carbone grossière qui rendait la minéralisation du carbone lente mais qu'en laboratoire, une fois broyé, ce carbone était déployé et dégradé rapidement ce qui a eu pour conséquence d'immobiliser de l'azote alors qu'en conditions réelles, l'azote de ces produits était mieux disponible. Cette hypothèse pourrait expliquer pourquoi on n'observe pas ce phénomène avec les digestats alors qu'on le voit avec les lisiers car les fractions de carbone organique des digestats, même si le déploiement est grand, restent plus stables que les fractions de carbone organique des lisiers plus facilement décomposables. Leur dégradation est donc rapide et nécessite beaucoup d'azote en peu de temps, en parallèle si on a une perte d'N- NH_4 par volatilisation qui augmente le C/N et diminue la quantité d'N facilement disponible du produit. Dans ces conditions, une immobilisation d'azote de la part du lisier est logiquement envisageable.

Les fientes de volailles ont aussi des teneurs en N-NH₄ élevées mais ont aussi beaucoup d'N organique, donc même si il n'y plus de NH₄ en incubation il reste beaucoup d'azote organique avec un rapport C/Norg qui reste donc assez faible. Cela expliquerait pourquoi ces produits présentent une minéralisation de l'azote positive à laquelle on s'attendait.

- 3) La méthode en elle-même présente la limite générale que les conditions de minéralisation sont maintenues optimales et que les coefficients de minéralisation sont des potentiels (max) théoriques qui dépendent des conditions d'incubation. Il a été évoqué précédemment que des incubations longues à température plus faible aboutissaient à des potentiels de minéralisation plus faibles que ceux que nous avons trouvés. Il se pourrait donc que la température joue un rôle important et que s'écarter trop des conditions réelles de minéralisation en termes de température soit une source d'erreur. Valé, (2006) avance lui l'hypothèse selon laquelle la méthode d'évaluation de la minéralisation en incubation pourrait induire une immobilisation nette par rapport à la réalité en raison de la préparation des produits dont le tamisage provoquerait une désagrégation des produits et une libération de petites fractions de MO plus facilement décomposables.

En guise de conclusion préliminaire, la méthode appliquée semble convenir dans un but de comparaison des produits et a permis de rencontrer les objectifs initiaux de caractérisation des digestats ainsi que d'appréciation de l'hétérogénéité des fumiers bovins mais présente des limites quant à la simulation de la minéralisation de l'azote des engrais organiques en conditions réelles.

8 Chapitre 8 : Essai matières organiques de Michamps

On va comparer l'évolution des taux de matière organique dans les sols des microparcelles avec les caractéristiques des matières épandues et notamment leur ISMO qui indique leur propension à fournir du carbone stable. Les paramètres retenus pour montrer les corrélations sont issus de produits de la même famille mais ne sont ceux des produits qui ont été épandus. Pour avoir des valeurs d'ISMO les plus représentatives, on a pris l'ISMO moyen des 3 digestats complets incubés, l'ISMO moyen des 2 BRF et l'ISMO du fumier bovin composite. Chaque traitement a eu lieu en 3 répétitions à travers 3 blocs, et les résultats repris ci-dessous sont les moyennes de ces 3 blocs.

Essai C	MO 2019	MO 2020	Delta C	ISMO
O N	5.30	5.79	0.49	0
N min	5.11	6.32	1.21	0
LB	5.43	5.07	-0.36	55.6
FV	5.27	6.19	0.92	42.9
FBC	5.35	6.15	0.81	68.7
FB	5.21	5.12	-0.09	49.8
BRF	5.75	5.84	0.10	44.8
BD	5.84	6.42	0.58	65.7

Figure 57 : Variation du taux de MO dans l'essai matières organiques de Michamps

On observe directement quelque chose de surprenant, à savoir que les traitements sans apports de matière organique permettent une augmentation de taux de matière organique et que le

traitement N minéral permet une augmentation assez spectaculaire alors qu'en théorie l'apport d'N permet aux microorganismes d'être dans des conditions non limitantes favorisant leur activité et ainsi une minéralisation plus accrue du carbone du sol (Buyse and Aubinet, 2010; Carreiro et al., 2000; Yadav and Malanson, 2007; Le Guillou, 2011). Pour les autres matières on devrait s'attendre à observer une augmentation de l'humus d'autant plus importante que l'ISMO est élevé et que les quantités de carbone total épandues sont équivalentes. Cette théorie se confirme difficilement ici, avec un fumier de volaille qui a l'ISMO le plus faible et qui induit le stockage de carbone le plus grand. Alors que le BRF qui a un ISMO finalement assez faible induit un léger stockage. Les produits « compostés », c'est-à-dire le digestat et le fumier bovin composté respectent par contre l'hypothèse d'un stockage plus élevé avec un ISMO plus élevé.

Il peut y avoir un « priming effect » (effet d'amorçage) avec l'apport de MO fraîche facilement décomposable qui stimule l'activité microbiologique et par extension la minéralisation de la matière organique du sol.

L'analyse de la corrélation entre la variation du stock de carbone et l'ISMO des matières nous donne les résultats suivants :

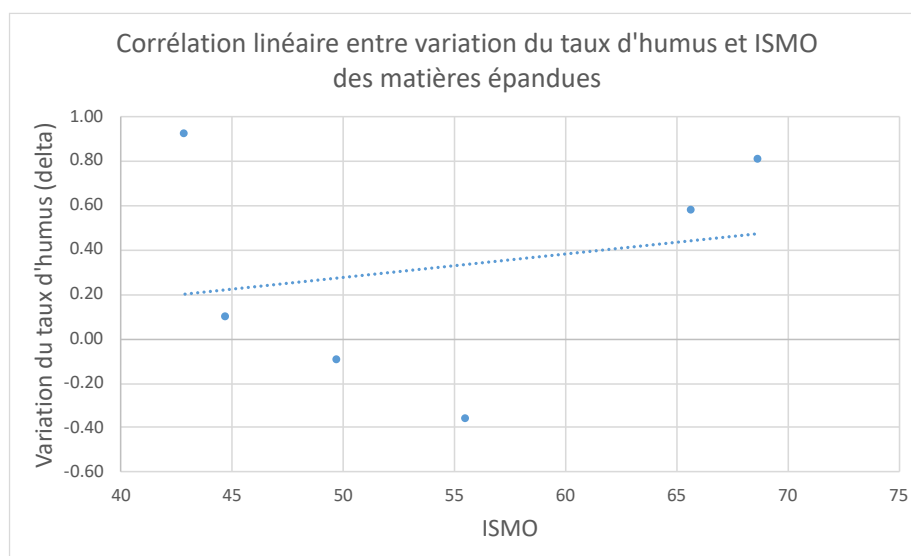


Figure 58 : Corrélation linéaire entre variation du taux de MO et ISMO des matières épandues dans l'essai matières organiques de Michamp

On a enlevé les traitements sans matière organique et on observe clairement que la relation entre la variation du taux d'humus et l'ISMO n'est pas linéaire. C'est difficile à croire vu qu'un produit caractérisé par un ISMO élevé laisse une grande proportion de carbone stable dans le sol donc si l'un augmente l'autre augmente.

On peut ajouter que les rendements de la prairie temporaire sur laquelle s'établit l'essai ont été parmi les meilleurs pour le traitement N minéral. Cela pourrait avoir engendré un développement racinaire plus important induisant une augmentation du taux d'humus du sol. La prépondérance de cet effet est amenée à s'effacer avec les années ce qui permettra de faire des observations plus robustes, d'où l'importance de conduire ce type d'essai sur le long terme (10 ans).

Maltas et al., (2012) ont étudié l'effet d'apport de matières organiques dans une expérience à long terme et montrent que l'apport de MO permet de maintenir les taux de MO mais que pour les augmenter les quantités doivent être élevées. Dans la plupart des traitements

organiques, il a observé même un bilan du stockage de carbone négatif avec une baisse nette du taux de MO. Il ajoute que le stock de carbone organique dans le sol est très variable au cours du temps et que les différents traitements organiques semblaient suivre les mêmes dynamiques. Il suggère donc que le contrôle a essentiellement lieu au niveau de paramètres plus globaux tels que les variations climatiques interannuelles et il est nécessaire d'avoir beaucoup d'années de recul pour pouvoir conclure sur l'effet de tel ou tel procédé traitement organique sur le sol.

En conclusion, rien ne ressort encore de l'essai matières organiques démarré en 2019 à Michamps et observer un stockage de carbone par l'épandage de matières organiques est un processus qui demande certainement plus de recul qu'une seule année. Surtout dans les conditions édaphiques de l'essai où les taux de MO du sol sont initialement élevés (plus de 5%). Il est dès lors difficile d'observer un « effet carbone » des produits à court terme.

9 Chapitre 9 : Conclusion et perspectives

L'objectif général de ce mémoire était de caractériser les dynamiques d'action d'engrais organiques par l'étude de leurs cinétiques de minéralisation du carbone et de l'azote.

Il s'est inséré dans un projet de révision de la clé de classification des engrais organiques en vigueur actuellement et qui est remise en question. Ce projet implique d'améliorer notre compréhension des dynamiques d'action des engrais organiques et dans ce cadre il est utile d'avoir recours à l'étude de leurs cinétiques de minéralisation.

Pour y parvenir, nous avons appliqué une méthode d'incubation en conditions contrôlées de laboratoire reprise dans la norme FD U44-163.

Les objectifs posés par ce projet étaient triples : Tenter de mieux comprendre les effets éventuels des facteurs liés à l'origine et aux post-traitements de digestats de biométhanisation, déterminer si un échantillon composite de fumier bovin peut être considéré comme représentatif des échantillons individuels qui le composent et tenter d'aboutir à une classification globale des engrais organiques se basant sur des critères de cinétiques de minéralisation du carbone et de l'azote.

Les résultats des cinétiques de minéralisation obtenus ont été différents que ceux attendus à priori. En particulier nous avons observé que les coefficients de minéralisation du carbone des fumiers bovins, lisiers et fumier de volailles entre autres étaient élevés par rapport aux valeurs qui ont pu être retrouvées à titre comparatif dans la littérature. A l'opposé de cette observation, les coefficients de minéralisation de l'azote de ces mêmes produits que nous avons observés semblaient faibles. Les résultats obtenus pour les digestats de biométhanisation semblent par contre, eux, refléter les résultats d'une autre étude menée par Arvalis prise en comparaison. Ces observations sont logiques et peuvent s'expliquer compte tenu de la méthode appliquée et des conditions qu'elle implique.

Dans un objectif de comparaison des produits, cette méthode est pertinente et on peut conclure d'une part qu'un échantillon composite de fumier bovin semble bien représentatif de l'ensemble des fumiers qui le constituent en termes de minéralisation du carbone. Le comportement cinétique du carbone que nous avons observé étant homogène pour cette famille de produits. D'autre part, les digestats de biométhanisation, complets et traités par séparation de phases, présentent une valeur fertilisante azotée nette positive dont l'intensité

peut, dans le cas des digestats complets, sans doute être reliée à leur origine et de ce fait, indirectement à leur taux de matière sèche.

Lors du traitement des données, il s'est avéré que la norme FD U44-163 employée dans le cadre de ce travail comportait des erreurs. Trois erreurs au sein des formules permettant d'aboutir aux coefficients de minéralisation des matières ont ainsi été relevées. Au-delà de ce facteur, les résultats obtenus nous montrent que la principale limite d'utilisation de cette méthode se situe dans la simulation des minéralisations de l'azote des produits organiques en conditions réelles et que l'expérimentation en champ reste une étape utile de caractérisation.

La dénaturation des matières organiques induite par cette méthode est en particulier visée. Elle est la plus artificialisante pour les matières caractérisées au départ par des taux de matière sèche faible et des teneurs en azote ammoniacal élevées étant donné que cette méthode implique un séchage des matières éloignant certains produits liquides de leur nature d'origine et provoquant des pertes d' NH_4 par volatilisation. Dans le même ordre d'idée, les conditions de température élevée fortement écartées des conditions de température d'un contexte réel pourraient également jouer un rôle en stimulant excessivement l'activité microbologique. Une autre hypothèse formulée quant aux résultats obtenus est que la finesse du broyage des matières déploie une surface d'attaque microbienne énorme par rapport à ce qu'on retrouve en conditions réelles. Sans parler du fait que les conditions de préparation peuvent sans doute provoquer une désagrégation des produits et une libération de fractions de matières organiques plus facilement décomposables. Ainsi, ces conditions favorisent la dégradation de quantités de carbone telles qu'elles exigent de grandes quantités d'azote non représentative d'un processus en conditions réelles. En outre, la texture des produits incubés utilisés dans le cadre de ce travail était de 0,5mm plutôt que de 1mm comme préconisé dans la norme.

En conclusion, cette méthode s'est montrée pertinente dans un objectif de comparaison des matières mais montre que son utilisation n'est pas adaptée à l'estimation de l'effet azoté de produits organiques en conditions réelles. Les hypothèses invoquées puissent être en grande partie à l'origine de ce phénomène

En termes de perspectives, il en ressort que l'étude de l'effet de différentes granulométries de broyats d'engrais organiques sur les cinétiques de leur minéralisation serait intéressante dans l'optique de l'amélioration des méthodes d'incubations en laboratoire.

Il serait également intéressant de mettre en place une stratégie d'incubation permettant de ne pas trop dénaturer les produits en incubant par exemple des matières fraîches.

En parallèle à ces études d'incubation, les résultats de l'essai matières organiques mis en place durant le Printemps 2019 à Michamps en province du Luxembourg ont été analysés et ne permettent pas actuellement d'établir une corrélation entre les résultats des ISMO des matières obtenus en laboratoire et les variations des taux de matière organique mesurés au bout d'un an d'essai. Nous avons vu dans la littérature notamment que le contrôle des teneurs en matière organique du sol pourrait avoir essentiellement lieu au niveau de paramètres globaux tels que les variations climatiques interannuelles et qu'il est ainsi nécessaire d'avoir beaucoup d'années de recul pour pouvoir conclure quant à l'effet carbone d'un engrais organique.

Une autre perspective envisageable concerne la révision du PGDA actuel sur un aspect particulier. Cette législation limite la quantité d'azote organique que l'on peut épandre sur les terres de cultures et prairies par an en fonction de la zone dans laquelle on se situe (zone

vulnérable ou non) pour la préservation des ressources en eau. Ces plafonds impliquent donc une limitation dans la quantité de matière organique que l'on peut épandre. Cette situation est paradoxale avec le constat de chute des taux de carbone organique dans les sols de Région Wallonne que nous avons fait dans l'introduction. Cette baisse, si elle continue, risque fort de mettre à mal la durabilité de nos systèmes de production agricole. Or, un des leviers d'action pour limiter ce phénomène réside dans des stratégies de fertilisation qui intensifient l'utilisation de fertilisants organiques en remplacement des fertilisants minéraux. Nous avons vu que les exploitations devaient respecter un taux de liaison au sol (LS) < 1, mais il ne concerne que l'azote et il signifie que la quantité d'azote à épandre ne peut pas excéder la capacité des sols à le recevoir compte tenu de la surface, de la zone (vulnérable ou non) et du type d'affectation du sol (prairie ou culture). Le problème avec ce LS, c'est qu'il s'insère dans une logique de fertilisation qui ne considère pas le statut organique du sol et ne tient compte que des éléments nutritifs alors que comme nous l'avons largement expliqué dans l'introduction, la durabilité des agroécosystème dépend du maintien d'un statut organique minimal.

Cinquième partie : Bibliographie

Agehara, S., Warncke, D.D., 2005. Soil Moisture and Temperature Effects on Nitrogen Release from Organic Nitrogen Sources. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69, 1844–1855.
<https://doi.org/10.2136/sssaj2004.0361>

Alvarez, G., Chaussod, R., Cluzeau, D., Godden, B., Lemarié, C., Metzger, L., Nicolardot, B., Parat, J., Salducci, X., 2002. Activités biologiques et fertilité des sols. ITAB institut technique de l'agriculture biologique.

Amelung, W., Brodowski, S., Sandhage-Hofmann, A., Bol, R., 2008. Chapter 6 Combining Biomarker with Stable Isotope Analyses for Assessing the Transformation and Turnover of Soil Organic Matter, in: *Advances in Agronomy*. Academic Press, pp. 155–250.
[https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)00606-8](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)00606-8)

Arvalis - institut du végétal, 2014. Plan de fumure : intégrer les valeurs fertilisantes des produits organiques [WWW Document]. Web-Agri. URL <http://www.web-agri.fr/conduite-elevage/culture-fourrage/article/integrer-les-valeurs-fertilisantes-des-produits-organiques-1178-106328.html> (accessed 4.17.20).

Arvalis - institut du végétal, Chambre agriculture des Pays de la Loire, 2016. Digestat : optimiser son usage dans les exploitations. Résultats du projet Vadimethan.

Babujia, L.C., Hungria, M., Franchini, J.C., Brookes, P.C., 2010. Microbial biomass and activity at various soil depths in a Brazilian oxisol after two decades of no-tillage and conventional tillage. *Soil Biol. Biochem.* 42, 2174–2181.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.08.013>

Baize, D., 2016. Du taux de carbone à celui de matières organiques dans les sols — Les Mots de l'agronomie [WWW Document]. URL https://loexplor.istex.fr/mots-agronomie.fr/index.php/Du_taux_de_carbone_%C3%A0_celui_de_mati%C3%A8res_organiques_dans_les_sols (accessed 3.14.20).

- Barton, L., McLay, C.D.A., Schipper, L.A., Smith, C.T., 1999. Annual denitrification rates in agricultural and forest soils: a review. *Soil Res.* 37, 1073–1094. <https://doi.org/10.1071/sr99009>
- Beauchamp, J., 2006. L'eau et le sol [WWW Document]. URL <https://www.u-picardie.fr/beauchamp/mst/eau-sol.htm> (accessed 4.3.20).
- Boer, W. de, Folman, L.B., Summerbell, R.C., Boddy, L., 2005. Living in a fungal world: impact of fungi on soil bacterial niche development. *FEMS Microbiol. Rev.* 29, 795–811. <https://doi.org/10.1016/j.femsre.2004.11.005>
- Bouchard, A., Landry, C., 2020. État de la situation du ratio carbone labile / carbone organique total des sols de la région du Saguenay-Lac-St-Jean.
- Bouma, T.J., Bryla, D.R., 2000. On the assessment of root and soil respiration for soils of different textures: interactions with soil moisture contents and soil CO₂ concentrations. *Plant Soil* 227, 215–221. <https://doi.org/10.1023/A:1026502414977>
- Bourgeois, M., Coquillart, E., Cournarie, M., Fassino, C., n.d. Sol - La fertilité physique [WWW Document]. URL https://www.supagro.fr/ress-pepites/sol/co/2_FertiPhy.html (accessed 3.21.20).
- Bouthier, A., Trochard, R., Parnaudeau, V., Nicolardot, B., n.d. Cinétique de minéralisation nette de l'azote organique des produits résiduels organiques à court terme in situ et en conditions contrôlées. COMIFER 6.
- Bray, S.R., Kitajima, K., Mack, M.C., 2012. Temporal dynamics of microbial communities on decomposing leaf litter of 10 plant species in relation to decomposition rate. *Soil Biol. Biochem.* 49, 30–37. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.02.009>
- Buysse, P., Aubinet, M., 2010. La respiration hétérotrophe dans les sols agricoles : description des facteurs importants et comparaison de modèles semi-mécanistes existants. *Biotechnol. Agron. Société Environ.* 14.
- Calderon, F.J., McCarty, G.W., Van Kessel, J.A.S., Reeves, J.B., 2004. Carbon and Nitrogen Dynamics During Incubation of Manured Soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 8. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1592>
- Carreiro, M.M., Sinsabaugh, R.L., Repert, D.A., Parkhurst, D.F., 2000. MICROBIAL ENZYME SHIFTS EXPLAIN LITTER DECAY RESPONSES TO SIMULATED NITROGEN DEPOSITION. *Ecology* 81, 2359–2365. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[2359:MESELD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[2359:MESELD]2.0.CO;2)
- Cenkseven, S., Kizildag, N., Kocak, B., Aka Sagliker, H., Darici, C., 2017. Soil Organic Matter Mineralization under Different Temperatures and Moisture Conditions in Kızıldag Plateau, Turkey. *Sains Malays.* 46, 763–771. <https://doi.org/10.17576/jsm-2017-4605-11>
- Chenu, C., AFES, 2013. La stabilisation des matières organiques dans les sols : Où en est-on ?
- COMIFER, 2011. Guide méthodologique pour l'expérimentation au champ valeur agronomique des produits d'origine non agricole recyclés en agriculture, PONARA: juin

2000. Comifer : Acta, Paris.

Cornfield, A.H., 1952. The mineralization of the nitrogen of soils during incubation: Influence of pH, total nitrogen, and organic carbon contents. *J. Sci. Food Agric.* 3, 343–349. <https://doi.org/10.1002/jsfa.2740030802>

Curtin, D., Campbell, C.A., Jalil, A., 1998. Effects of acidity on mineralization: pH-dependence of organic matter mineralization in weakly acidic soils. *Soil Biol. Biochem.* 30, 57–64. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00094-1](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00094-1)

Davidson, E.A., Janssens, I.A., 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature* 440, 165–173. <https://doi.org/10.1038/nature04514>

De Neve, S., 2017. Organic matter mineralization as a source of nitrogen, in: *Advances in Research on Fertilization Management of Vegetable Crops*. Springer, pp. 65–83. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-53626-2_3

De Neve, S., Hofman, G., 1996. Modelling N mineralization of vegetable crop residues during laboratory incubations. *Soil Biol. Biochem.* 28, 1451–1457. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(96\)00154-X](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(96)00154-X)

Decoopman, B., Hanocq, D., Heddadj, D., 2013. Tout ce que vous avez toujours voulu savoir sur le sol. *terra* 13.

Dieye, T., Assigbetse, K., Diedhiou, I., Sembene, M., Dieng, A., Gueye, M., Masse, D., 2016. The effect of *Jatropha curcas* L. leaf litter decomposition on soil carbon and nitrogen status and bacterial community structure (Senegal). *J. Soil Sci. Environ. Manag.* 7, 32–44. <https://doi.org/10.5897/JSSEM15.0528>

Dimassi, B., 2013. Impact du travail du sol sur les bilans de carbone à long terme : analyse d’essais de longue durée et modélisation. *AgoParisTech*.

Dragon, S., Icard, C., 2010. Effet d’apport de différents amendements organiques sur les propriétés du sol - Bilan de 15 années d’essai en culture légumière à la SERAIL -. *Echo MO* 5.

Edem, K.K., Gnon, B., Chérif, T., Kwamivi N., S., Moursalou, K., Sanonka, T., Guy, M., Gado, T., 2012. Dynamique D’activité des Composts: Cinétique de Minéralisation de la Matière Organique Biodégradable. *Eur. J. Sci. Res.* 81, 69–77.

Flausch, M., 2018. L’UE offre enfin un cadre juridique aux engrais organiques et recyclés. www.euractiv.fr. URL <https://www.euractiv.fr/section/developpement-durable/news/lue-offre-enfin-un-cadre-juridique-aux-engrais-organiques-et-recycles/> (accessed 12.15.19).

Flavel, T.C., Murphy, D.V., 2006. Carbon and Nitrogen Mineralization Rates after Application of Organic Amendments to Soil. *J. Environ. Qual.* 35, 183–193. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0022>

Fogel, R., Cromack Jr., K., 1977. Effect of habitat and substrate quality on Douglas fir litter decomposition in western Oregon. *Can. J. Bot.* 55, 1632–1640. <https://doi.org/10.1139/b77->

Fuchs, J., Générmont, S., Houot, S., Jardé, E., Ménasseri, S., Mollier, A., Morel, C., Parnaudeau, V., Pradel, M., Vieublé, L., 2014. Effets agronomiques attendus de l'épandage des Mafor sur les écosystèmes agricoles et forestiers 204.

Genot, V., Renneson, M., Colinet, G., Goffaux, M.-J., Cugnon, T., Toussaint, B., Buffet, D., Oger, R., 2012. Base de données sols de REQUASUD. 3ème synthèse. ASBL REQUASUD.

Giardina, C.P., Ryan, M.G., 2000. Evidence that decomposition rates of organic carbon in mineral soil do not vary with temperature. *Nature* 404, 858–861.
<https://doi.org/10.1038/35009076>

Hardy, B., 2019. La gestion des matières organiques du sol : un levier pour la fertilité et le climat.

Hossain, Md.B., Rahman, Md.M., Biswas, J.C., Miah, Md.M.U., Akhter, S., Maniruzzaman, Md., Choudhury, A.K., Ahmed, F., Shiragi, Md.H.K., Kalra, N., 2017. Carbon mineralization and carbon dioxide emission from organic matter added soil under different temperature regimes. *Int. J. Recycl. Org. Waste Agric.* 6, 311–319. <https://doi.org/10.1007/s40093-017-0179-1>

Houot, S., Decoopman, B., Pierre, P., Trochard, R., 2015. Minéralisation de produits résiduels organiques : des sources d'azote variées. *Journ. AFPP - Fertil. Sols Dans Systèmes Fourrag.* 10.

Huang, P.-M., Wang, M.-K., Chiu, C.-Y., 2005. Soil mineral–organic matter–microbe interactions: Impacts on biogeochemical processes and biodiversity in soils. *Pedobiologia* 49, 609–635. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2005.06.006>

Huber, G., Schaub, C., 2011. La fertilité des sols : L'importance de la matière organique [WWW Document]. Guide Amend. Org. URL http://www.opaba.org/bioenalsace/wp-content/uploads/2012/03/Guide_des_amendements_organiques_CA67.pdf

J.M. Machet, N. Damay, 2016. Azote et fonctionnement du sol.

Kaiser, K., Guggenberger, G., 2000. The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of organic matter in soils. *Org. Geochem.* 31, 711–725.
[https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(00\)00046-2](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(00)00046-2)

KARA-MITCHO, PARISOD, NEYROUD, 2004. Le potentiel de minéralisation de l'azote du sol 5.

Kessel, J.S.V., Reeves, J.B., Meisinger, J.J., 2000. Nitrogen and Carbon Mineralization of Potential Manure Components. *J. Environ. Qual.* 29, 1669–1677.
<https://doi.org/10.2134/jeq2000.00472425002900050039x>

Kirschbaum, M., 2006. Kirschbaum MUF.. The temperature dependence of organic-matter decomposition–still a topic of debate. *Soil Biol Biochem* 38: 2510–2518. *Soil Biol. Biochem.* 38, 2510–2518. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.01.030>

- Kirschbaum, M.U.F., 1995. The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic C storage. *Soil Biol. Biochem.* 27, 753–760. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(94\)00242-S](https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)00242-S)
- Kögel-Knabner, I., Kleber, M., 2011. Mineralogical, Physicochemical, and Microbiological Controls on Soil Organic Matter Stabilization and Turnover, in: *Handbook of Soil Science. Resource Management and Environmental Impacts*. CRC Press, p. 818.
- Labrosse, J.-M., Le Quemener, A., Berhaut, F., 2018. *Techniques AGRO les apports organiques*.
- Lacroix, A., 1992. Les solutions agronomiques à la pollution azotée. *Courr. Environ. INRA* 12.
- Lashermes, G., Houot, S., Nicolardot, B., Parnaudeau, V., Mary, B., Morvan, T., Chaussod, R., Linères, M., Thuriès, L., Villette, C., Tricaud, A., Guillotin, M.L., 2007. Apport de matières organiques exogènes en agriculture : indicateur de potentialité de stockage de carbone dans les sols et définition de classes de disponibilité d’azote 6.
- Lashermes, G., Nicolardot, B., Parnaudeau, V., Thuriès, L., Chaussod, R., Guillotin, M.L., Linères, M., Mary, B., Metzger, L., Morvan, T., Tricaud, A., Villette, C., Houot, S., 2010.
- Typology of exogenous organic matters based on chemical and biochemical composition to predict potential nitrogen mineralization. *Bioresour. Technol.* 101, 157–164. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.08.025>
- Le Guillou, C., 2011. Effets combinés de la qualité des résidus de culture et de la disponibilité en azote minéral sur la stabilisation de la structure du sol par les microorganismes. *AGROCAMPUS OUEST*.
- Leclerc, B., 1997. Difficulté de raisonner les apports organiques. *Echo MO* 2.
- Leclerc, B., 1989. Cinétiques de minéralisation de l’azote des fertilisants organiques et teneurs en nitrate chez *Lactuca sativa* et *Daucus carota*. *ENSA Toulouse*.
- Lehmann, J., Kleber, M., 2015. The contentious nature of soil organic matter. *Nature* 528, 60–68. <https://doi.org/10.1038/nature16069>
- Li, X., Rengel, Z., Mapfumo, E., Bhupinderpal-Singh, 2007. Increase in pH stimulates mineralization of ‘native’ organic carbon and nitrogen in naturally salt-affected sandy soils. *Plant Soil* 290, 269–282. <https://doi.org/10.1007/s11104-006-9158-4>
- Linn, D.M., Doran, J.W., 1984. Effect of Water-Filled Pore Space on Carbon Dioxide and Nitrous Oxide Production in Tilled and Nontilled Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48, 1267–1272. <https://doi.org/10.2136/sssaj1984.03615995004800060013x>
- Liu, H.S., Li, L.H., Han, X.G., Huang, J.H., Sun, J.X., Wang, H.Y., 2006. Respiratory substrate availability plays a crucial role in the response of soil respiration to environmental factors. *Appl. Soil Ecol.* 32, 284–292. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2005.08.001>

L'UE adopte de nouvelles règles sur les engrais [WWW Document], 2019. . Cons. Eur. Cons. Union Eur. URL <http://www.consilium.europa.eu/fr/press/press-releases/2019/05/21/eu-adopts-new-rules-on-fertilisers/> (accessed 12.15.19).

Machet, J.M., Damay, N., 2016. Azote et fonctionnement du sol. Colloque de restitution N-pérennes.

Maes, E., 2019. Consommation d'engrais en agriculture [WWW Document]. URL <http://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicatorsheets/AGRI%205.html#> (accessed 12.15.19).

Maltas, A., Oberholzer, H., Charles, R., Bovet, V., 2012. Effet à long terme des engrais organiques sur les propriétés du sol 8.

Marsden, C., n.d. Décomposition de la Matière Organique [WWW Document]. URL https://www.supagro.fr/ress-pepites/processusecologiques/co/DecompositionMO_1.html (accessed 3.23.20).

Michalopoulos, S., 2018. Un bras de fer géopolitique s'annonce autour du cadmium – EURACTIV.fr [WWW Document]. URL <https://www.euractiv.fr/section/developpement-durable/news/wed-the-cadmium-war-eu-in-the-midst-of-a-geopolitical-arm-wrestling/> (accessed 12.15.19).

Michamps, 2019. . Wikipédia.

Mise en œuvre du plan d'action pour l'économie circulaire [WWW Document], 2019. . Comm. Eur. - Eur. Comm. URL https://ec.europa.eu/commission/news/commission-delivers-circular-economy-action-plan-2019-mar-04_fr (accessed 12.15.19).

Moleta, R., Torrijos, M., n.d. Traitement des effluents de la filière laitière. Ed. Techniques Ingénieur.

Morvan, T., Nicolardot, B., Péan, L., 2006. Biochemical composition and kinetics of C and N mineralization of animal wastes: a typological approach. *Biol. Fertil. Soils* 42, 513–522. <https://doi.org/10.1007/s00374-005-0045-6>

Morvan, T., Péan, L., Robin, P., 2004. Evaluation de l'intérêt du fractionnement de la matière organique d'effluents porcins pour en caractériser la biodégradation et la valeur fertilisante azotée. *Journ. Rech. Porc.* 6.

Muliele, T.M., Nsombo, B.M., Kapalay, O.M., Mafuka, P.M.-M., 2017. Amendements organiques et dynamique de l'azote minéral dans le sol sableux de Kinshasa (RD Congo). *J. Anim. Plant Sci.* 32, 12.

Müller, M.M., Sundman, V., Soininvaara, O., Meriläinen, A., 1988. Effect of chemical composition on the release of nitrogen from agricultural plant materials decomposing in soil under field conditions. *Biol. Fertil. Soils* 6, 78–83. <https://doi.org/10.1007/BF00257926>

N'Dayegamiye, A., 2007. La contribution en azote du sol reliée à la minéralisation de la MO : facteurs climatiques et régimes agricoles influençant les taux de minéralisation d'azote.

N'Dayegamiye, A., Royer, R., Audesse, P., 1997. Nitrogen mineralization and availability in manure composts from Québec biological farms. *Can. J. Soil Sci.* 77, 345–350.

Nicolardot, B., Parnaudeau, V., Générmont, S., Morvan, T., Hénault, C., Flura, D., Robert, P., Marcovecchio, F., Linères, M., Morel, C., 2003. Disponibilité en azote des effluents urbains, agro-industriels et issus d'élevage. Doss. Environ. INRA - Agric. Épandage Déchets Urbains Agro-Ind. AGREDE 15–26.

Nicolardot, B., Recous, S., Mary, B., 2001. Simulation of C and N mineralisation during crop residue decomposition: A simple dynamic model based on the C:N ratio of the residues. *Plant Soil* 228, 83–103. <https://doi.org/10.1023/A:1004813801728>

Parton, W.J., Schimel, D.S., Cole, C.V., Ojima, D.S., 1987. Analysis of Factors Controlling Soil Organic Matter Levels in Great Plains Grasslands. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51, 1173–1179. <https://doi.org/10.2136/sssaj1987.03615995005100050015x>

Paul, E.A., Clark, F.E., 1996. Soil microbiology and biochemistry.

Perrin, D., Laitat, É., Yernaux, M., Aubinet, M., 2004. Modélisation de la réponse des flux de respiration d'un sol forestier selon les principales variables climatiques. *Biotechnol Agron Soc Env.* 11.

Post, W.M., King, A.W., Wullschlegel, S.D., 1996. Soil Organic Matter Models and Global Estimates of Soil Organic Carbon, in: Powlson, D.S., Smith, P., Smith, J.U. (Eds.), *Evaluation of Soil Organic Matter Models*, Série de, OTAN ASI. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 201–222. https://doi.org/10.1007/978-3-642-61094-3_14

Pribyl, D.W., 2010. A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor. *Geoderma* 156, 75–83. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.02.003>

PROTECT'eau, 2017. Le Programme de Gestion Durable de l'Azote en agriculture (PGDA III).

PROTECT'eau, n.d. Valeur fertilisante des engrais de ferme [WWW Document]. Protecteau. URL https://protecteau.be/resources/shared/publications/fiches-techniques/Epandage/PE_5.3_Valeur_fertilisant_Engrais_Ferme_1812.pdf (accessed 4.17.20).

PROTECT'eau, travaux menés par l'UCL Life Earth Institute, Agra-ost, CIPF, Fourrage-Mieux, IRBAB, Centre Provincial Liègeois des Productions Végétales et Maraichères, centre de Michamps,, Requasud, CRA-w, FIWAP, 2018. Valeur fertilisante des engrais de ferme [WWW Document]. URL https://protecteau.be/resources/shared/publications/fiches-techniques/Epandage/PE_5.3_Valeur_fertilisant_Engrais_Ferme_1812.pdf (accessed 6.18.20).

Rahman, F., Rahman, M.M., Rahman, G.K.M.M., Saleque, M.A., Hossain, A.T.M.S., Miah, M.G., 2016. Effect of organic and inorganic fertilizers and rice straw on carbon sequestration and soil fertility under a rice–rice cropping pattern. *Carbon Manag.* 7, 41–53. <https://doi.org/10.1080/17583004.2016.1166425>

Rahman, Md Mizanur, 2013. Carbon Dioxide Emission from Soil. *Agric. Res.* 2, 132–139.

<https://doi.org/10.1007/s40003-013-0061-y>

Rahman, M. Mizanur, 2013. Nutrient-Use and Carbon-Sequestration Efficiencies in Soils from Different Organic Wastes in Rice and Tomato Cultivation. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 44, 1457–1471. <https://doi.org/10.1080/00103624.2012.760575>

Recous, S., Lashermes, G., Bertrand, I., 2017. Couplages et contrôles des cycles du carbone et de l'azote par les communautés microbiennes dans les sols cultivés. pp. 42–63.

Reibel, A., 2018. Valorisation agricole des digestats : Quels impacts sur les cultures, le sol et l'environnement ?

Ribeiro, H.M., Fangueiro, D., Alves, F., Vasconcelos, E., Coutinho, J., Bol, R., Cabral, F., 2010. Carbon-mineralization kinetics in an organically managed Cambic Arenosol amended with organic fertilizers. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 173, 39–45. <https://doi.org/10.1002/jpln.200900015>

Robert, L., 2016. Démystification des engrais organiques et minéraux.

Rochette, P., 2008. Gestion des engrais minéraux et organiques : volatilisation de l'ammoniac. p. 7.

Roudaut, J.-P., Gaspard, M., Boyer, G., Borie, J.-M., Chambost, J., Castagnet, M., Bargues, R., Sirjean, L., 2011. Les produits organiques utilisables en agriculture en Languedoc-Roussillon : Guide technique : Tome 1, LATTES CEDEX (Mas de Saporta A, CS 30 012, 34 875, FRANCE) : CHAMBRE REGIONALE D'AGRICULTURE DU LANGUEDOC-ROUSSILLON, ed.

Rousk, J., Brookes, P.C., Baath, E., 2009. Contrasting soil pH effects on fungal and bacterial growth suggest functional redundancy in carbon mineralization. *Appl. Environ. Microbiol.* 75, 1589–1596.

Salducci, X., 2012. METHODES D'ANALYSES ET INTERPRETATION DES RESULTATS : - potentiel de minéralisation du C et N, - fractionnement biochimique et ISMO, - Maturité : test d'auto-échauffement - Maturité : test respirométrique.

Scholes, M.C., Powlson, D., Tian, G., 1997. Input control of organic matter dynamics. *Geoderma* 79, 25–47. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(97\)00037-2](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00037-2)

Schwarz, W., 2001. The cellulosome and cellulose degradation by anaerobic bacteria. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 56, 634–649. <https://doi.org/10.1007/s002530100710>

Sjöberg, G., Nilsson, S.I., Persson, T., Karlsson, P., 2004. Degradation of hemicellulose, cellulose and lignin in decomposing spruce needle litter in relation to N. *Soil Biol. Biochem.* 36, 1761–1768. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.03.010>

SPW - DGO3 - DEMNA - DEE, 2017. Rapport sur l'état de l'environnement wallon. SPW Editions : Jambes, Belgique.

Taylor, B.R., Parkinson, D., Parsons, W.F.J., 1989. Nitrogen and Lignin Content as Predictors

of Litter Decay Rates: A Microcosm Test. *Ecology* 70, 97–104.
<https://doi.org/10.2307/1938416>

Thuriès, L., Pansu, M., Larré-Larrouy, M.-C., Feller, C., 2002. Biochemical composition and mineralization kinetics of organic inputs in a sandy soil. *Soil Biol. Biochem.* 34, 239–250.
[https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00178-X](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00178-X)

Tremblay, N., Scharpf, H.-C., Weier, U., Laurence, H., Owen, J., 2001. Régie de l’azote chez les cultures maraîchères: guide pour une fertilisation raisonnée. Agriculture et agroalimentaire Canada, Ottawa.

Tremier, A., de Guardia, A., Mallard, P., 2007. Indicateurs de stabilisation de la matière organique au cours du compostage et indicateurs de stabilité des composts : analyse critique et perspectives d’usage. *Tech. Sci. Méthodes* 105–129. <https://doi.org/10.1051/tsm/200710105>

Trinsoutrot Gattin, I., Recous, S., Bentz, B., Nicolardot, B., 2000. Biochemical Quality of Crop Residues and Carbon and Nitrogen Mineralization Kinetics under Nonlimiting Nitrogen Conditions. *Soil Sci. Soc. Am. J. - SSSAJ* 64. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.643918x>

Van-Camp, L., Bujarrabal, B., Gentile, A.R., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Olazabal, C., Selvaradjou, S.-K., 2004. Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection.

Vincent, Q., Chartin, C., Krüger, I., van Wesemael, B., Carnol, M., 2019. La qualité biologique et le carbone organique des sols agricoles en Wallonie.

Virto, I., Moni, C., Swanston, C., Chenu, C., 2010. Turnover of intra- and extra-aggregate organic matter at the silt-size scale. *Geoderma* 156, 1–10.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.12.028>

Vivienne, H., 2019. Fertilisants porteurs du marquage CE 2.

Wang, W.J., Baldock, J.A., Dalal, R.C., Moody, P.W., 2004. Decomposition dynamics of plant materials in relation to nitrogen availability and biochemistry determined by NMR and wet-chemical analysis. *Soil Biol. Biochem.* 36, 2045–2058.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.05.023>

Yadav, V., Malanson, G., 2007. Progress in soil organic matter research: litter decomposition, modelling, monitoring and sequestration. *Prog. Phys. Geogr. Earth Environ.* 31, 131–154.
<https://doi.org/10.1177/0309133307076478>

Yiqi, L., Zhou, X., 2010. *Soil Respiration and the Environment*. Elsevier.

Détermination des cinétiques de minéralisation d'engrais organiques

Dans le contexte de transition vers une économie circulaire, l'Union Européenne a adopté un nouveau cadre juridique harmonisé autour des engrais organiques qui entrera en vigueur en 2022 et permettra la valorisation agricole de produits encore peu connus parmi lesquels on retrouve les digestats de biométhanisation.

D'autre part, la clé de classification des engrais organiques selon leur rapidité d'action en vigueur actuellement dans le code de l'eau est remise en question. En particulier, les critères sur lesquels elle s'appuie ne permettent pas de mener systématiquement différents échantillons d'une même famille d'engrais organiques à la même classification.

Pour parvenir à améliorer notre compréhension des dynamiques d'action des engrais organiques, il est utile d'avoir recours à l'étude des cinétiques de minéralisation de ces matières. C'est dans le contexte de proposition de révision de cette clé de classification que s'insère ce travail de mémoire.

C'est ainsi que ce travail de mémoire a consisté à étudier les cinétiques de minéralisation du carbone et de l'azote de différents engrais organiques par le biais d'incubation en conditions contrôlées de laboratoire selon la norme FD U44-163.

Les objectifs posés par ce projet étaient triples : Tenter de mieux comprendre les effets éventuels des facteurs liés à l'origine et aux post-traitements de digestats de biométhanisation, déterminer si un échantillon composite de fumier bovin peut être considéré comme représentatif des échantillons individuels qui le composent et tenter d'aboutir à une classification globale des engrais organiques se basant sur des critères de cinétiques de minéralisation du carbone et de l'azote.

Les résultats des cinétiques de minéralisation obtenus ont été différents que ceux attendus à priori et s'expliquent par la méthode employée et les conditions opératoires qu'elle implique. Ces résultats nous permettent de comparer les produits entre eux et de conclure d'une part qu'un échantillon composite de fumier bovin semble bien représentatif de l'ensemble des fumiers qui le constituent en termes de minéralisation du carbone. D'autre part, les digestats de biométhanisation, complets et traités par séparation de phases, présentent une valeur fertilisante azotée nette positive dont l'intensité peut, dans le cas des digestats complets, sans doute être reliée à leur origine et de ce fait, indirectement à leur taux de matière sèche.

Après analyse des résultats, il s'est avéré que la limite d'utilisation de la méthode employée dans le cadre de ce travail se situait dans la simulation de la minéralisation de l'azote des engrais organiques en conditions réelles et que l'expérimentation en champ restait utile. La dénaturation des matières organiques induite par cette méthode est en particulier visée.

Présenté par Martin Charles

UNIVERSITÉ CATHOLIQUE DE LOUVAIN
Faculté des bioingénieurs

Croix du Sud, 2 bte L7.05.01, 1348 Louvain-la-Neuve, Belgique | www.uclouvain.be/agro